



UFSM

Tese de Doutorado

**DINÂMICA DE CRESCIMENTO DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA
MISTA EM NOVA PRATA, RS**

Fabio Abel Moscovich

PPGEF

Santa Maria, RS, Brasil

2006

**DINÂMICA DE CRESCIMENTO DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA
MISTA EM NOVA PRATA, RS**

Por

Fabio Abel Moscovich

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de
Concentração em Manejo Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS),
como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Ciências Florestais

PPGEF

Santa Maria, RS, Brasil

2006

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Tese de Doutorado

**DINÂMICA DE CRESCIMENTO DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA
MISTA EM NOVA PRATA, RS**

elaborada por
Fabio Abel Moscovich

como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor em Engenharia Florestal

COMISSÃO EXAMINADORA:

**Doádi Antônio Brena, Dr.
(Presidente/Orientador)**

Carlos Roberto Sanquetta, Dr. (UFPR)

Sandro Vaccaro, Dr.

Paulo Renato Schneider, Dr. (UFSM)

Rudiney Soares Pereira, Dr. (UFSM)

Santa Maria, 04 de abril de 2006

*À Cecilia, o grande amor da minha vida,
pelo seu apoio incondicional.*

*Aos meus filhos, Iván, Alejandro e Andrea,
pelo apoio e compreensão durante a elaboração da tese,
e pelo amor que me entregam a cada dia.*

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria, pela oportunidade de realização deste trabalho.

Aos professores, colegas e amigos Doádi Antônio Brena e Solon Jonas Longhi, meus orientadores, pela paciência, apoio e confiança no meu trabalho.

Ao senhor Vicêncio Paludo e a todos os funcionários da Fazenda Tupi, pela minha permanência durante a coleta dos dados em Nova Prata.

Aos professores Paulo Renato Schneider e César Augusto Guimarães Finger, pelo apoio, confiança e auxílio durante diversas fases do trabalho.

A meu filho, Iván Moscovich, pela sua grande ajuda e pelo companheirismo na coleta dos dados que fizeram possível a conclusão deste trabalho.

Aos amigos Sandro Vaccaro, Geedre Adriano Borsoi e Jorge Puhales, companheiros de campo com quem compartilhei trabalho, esforço e bons momentos.

Aos professores, funcionários e colegas que auxiliaram de uma forma ou de outra o desenvolvimento do trabalho.

A todos meus colegas, pela incontestável ajuda na coleta de dados, sem a qual este trabalho não teria êxito em toda a sua magnitude.

A Ana Carla e Carlos Medeiros, pelo apoio e amizade, nos momentos mais difíceis.

A CAPES, pela bolsa de estudos.

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

DINÂMICA DE CRESCIMENTO DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM NOVA PRATA, RS

Autor: Fabio Abel Moscovich
Orientador: Doádi Antônio Brena
Data e Local da Defesa: Santa Maria, 04 de abril de 2006

As mudanças na composição florística, estrutura fitossociológica e os processos dinâmicos do crescimento: ingresso, mortalidade e incremento em área basal, foram estudados em cinco unidades de medição permanente de uma Floresta Ombrófila Mista com distintos graus de intervenção antrópica. A área, localizada no município de Nova Prata, RS, foi amostrada durante o período de 1995 a 2003, considerando os indivíduos arbóreos com circunferência à altura do peito maior ou igual a 30 cm. A análise de composição florística e estrutura fitossociológica mostram não haver mudanças significativas durante o período estudado. Foi observada uma mudança na composição vertical da floresta para estruturas com menor número de estratos significando uma maior estabilidade. As taxas de mortalidade foram superiores as taxas de ingresso, de modo que a dinâmica não se produz em forma gradativa mas sim por períodos onde a mortalidade é superior ao ingresso, gerando espaços no dossel, o que permite o surgimento de novos indivíduos. O incremento periódico anual em área basal pode ser estimado por uma equação própria desenvolvida para a floresta amostrada. Foi necessário desenvolver uma equação particular para a estimativa do incremento em área basal para a unidade amostral permanente “Parcela 5”, pois esta mostrou um comportamento totalmente diferenciado do resto em consequência de um ciclone. A análise de correspondência canônica dividiu a floresta em duas estruturas diferenciadas pela presença dominante, ou não, de *Araucaria angustifolia*, fazendo necessário o trabalho em duas comunidades fitossociológicas. Analisando estas duas estruturas, também, não foram observadas mudanças significativas na estrutura fitossociológica no período estudado. As taxas de mortalidade também se apresentaram maiores que as de ingresso, registrando-se uma maior mortalidade na floresta sem presença dominante de araucária, o que indica uma maior alteração da estrutura. Os incrementos periódicos anuais em área basal podem ser estimados através de equações de regressão desenvolvidas para cada caso. Pelo observado é recomendável manejar a floresta fazendo uma divisão pelas diferenças de vegetação em dois grupos com presença dominante de araucária e sem presença dominante desta espécie.

ABSTRACT

Doctoral Thesis

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil

GROWTH DYNAMICS IN A MIXED ARAUCARIA FOREST IN NOVA PRATA, RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL

Author: Fabio Abel Moscovich

Advisor: Doádi Antônio Brena

Date and Place of Defense: Santa Maria, April, 04th, 2006

The changes in the species composition, phytosociological structure and the growth dynamics (recruitment, mortality and dbh increment) have been studied in five permanent plots in a Mixed Araucaria Forest with different degrees of human intervention. The area located in Nova Prata county, Rio Grande do Sul, Brazil, has been measured during the 1995 – 2003 period, considering trees with diameter at breast height (dbh) over 30 cm. The floristic composition analysis shows no significant changes during the studied period. Nevertheless, the trends to a lower number of strata indicate changes in the vertical structure, in the sense of a more stable one. The mortality rate has been higher than the recruitment rate and therefore, the dynamics are not progressive but occurs in periods in which death is greater than inflows, creating gaps in the canopy that can allow the emergence of new individuals. The basal area annual increment can be estimated by an equation developed for the measured forest. Nevertheless, a specific equation had to be developed for Unit 5, that has showed a very different growth pattern, due to the consequences on it of a storm. The result of applying canonic correspondence analysis to the forest is the division in two phytosociological structures, according to the presence, or no, of *Araucaria angustifolia*. However, no significant changes in the internal phytosociological changes have been observed in these two structures. As observed before, mortality rates have been higher than recruitment rates, noting that this has been higher in the areas without Araucaria, indicating a higher alteration in these structures. The annual basal area increments can be estimated through regression equations developed for the two structures. The forest be managed according to the mosaic distribution pattern of the two structures (with and without Araucaria) observed.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da cidade de Nova Prata na Região Sul do Brasil.....	49
Figura 2 - Esquema de distribuição das subunidades.....	51
Figura 3 - Diagrama <i>h-M</i> para a Floresta amostrada em 1995 e 2003.....	67
Figura 4 - Distribuição dos resíduos, em percentagem, na modelagem de IPAG para a floresta amostrada.....	78
Figura 5 - Distribuição de resíduos, em percentagem, na modelagem do IPAG para a floresta amostrada, excluindo a parcela permanente “Parcela 5”	80
Figura 6 - Distribuição dos resíduos, em percentagem, na modelagem do IPAG para a unidade amostral permanente “Parcela 5”	81
Figura 7 - Diagrama de ordenação das cinquenta unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da Floresta Ombrófila Mista, na Fazenda Tupi de Nova Prata (RS), para o inventário o ano de 1995.....	83
Figura 8 - Diagrama de ordenação das cinquenta unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da Floresta Ombrófila Mista, na Fazenda Tupi de Nova Prata (RS), para o inventário o ano de 2003.....	84
Figura 9 - Classificação das parcelas em dois grupos de acordo com as características de estrutura da floresta, na Fazenda Tupi em Nova Prata, RS.....	86
Figura 10 - Diagrama <i>h-M</i> para a floresta com <i>Araucaria angustifolia</i> em 1995 e 2003.....	91
Figura 11 - Distribuição dos resíduos, em percentagem, na modelagem do IPAG para a floresta com <i>Araucaria angustifolia</i> (Grupo 1), na Fazenda Tupi.....	95
Figura 12 - Diagrama de ordenação das vinte unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da floresta com araucária (Grupo 1), na Fazenda Tupi de Nova Prata, RS, para o inventário do ano de 1995.....	97
Figura 13 - Diagrama de ordenação das vinte unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da floresta com araucária (Grupo 1), na Fazenda Tupi de Nova Prata, RS, para o inventário do ano de 2003.....	98
Figura 14 - Classificação das parcelas em três grupos de acordo com as características de estrutura da floresta com <i>Araucaria angustifolia</i> , na Fazenda Tupi em Nova Prata, RS, no ano de 1995.....	100
Figura 15 - Diagrama <i>h-M</i> para a floresta sem <i>Araucaria angustifolia</i> em 1995 e 2003.....	104
Figura 16 - Gráfico da distribuição dos resíduos, em percentagem, na modelagem do IPAG para a floresta sem <i>Araucaria angustifolia</i> , na Fazenda Tupi.....	108
Figura 17 - Diagrama de ordenação das unidades amostrais, em trinta unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da floresta sem Araucária (Grupo 2), na Fazenda Tupi de Nova Prata, RS, para o inventário do ano de 1995.....	110

Figura 18 - Diagrama de ordenação das unidades amostrais, em trinta unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da floresta sem Pinheiro (Grupo 2), na Fazenda Tupi de Nova Prata, RS, para o inventário do ano de 2003.....	111
Figura 19 - Classificação das parcelas em dois grupos de acordo as características de estrutura da floresta sem <i>Araucaria angustifolia</i> , na Fazenda Tupi em Nova Prata, RS, no ano de 1995.....	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Variáveis dendrométricas das cinco unidades amostrais permanentes, para os inventários do anos 1995 e 2003, na Fazenda Tupi em Nova Prata (RS).....	57
Tabela 2 - Número de espécies, abundância relativa, dominância relativa e percentagem de importância das vinte famílias mais importantes na floresta amostrada nos anos de 1995 e de 2003.....	60
Tabela 3 - Número de indivíduos por espécie e por parcela amostradas em 1995 e 2003.....	61
Tabela 4 - Valores relativos de densidade, dominância e frequência das vinte espécies com maiores Índices de Valor de Importância (VI) na floresta amostrada nos anos de 1995 e de 2003.....	66
Tabela 5 - Valores relativos de densidade, dominância, frequência e número de árvores, das espécies do Estrato I ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 1995.....	69
Tabela 6 - Valores relativos de densidade, dominância, frequência e número de árvores, das espécies do Estrato I ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 2003.....	70
Tabela 7 - Valores relativos de densidade, dominância, frequência e número de árvores, das espécies do Estrato II ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 1995.....	71
Tabela 8 - Valores relativos de densidade, dominância, frequência e número de árvores, das dez espécies do Estrato II ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 2003.....	72
Tabela 9 - Valores relativos de densidade, dominância, frequência e número de árvores, das dez espécies do Estrato III ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 1995.....	73
Tabela 10 - Valores relativos de densidade, dominância, frequência e número de árvores, das dez espécies do Estrato III ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 2003.....	74
Tabela 11 - Valores relativos de densidade, dominância, frequência e número de árvores, das dez espécies do Estrato IV ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 1995.....	75
Tabela 12 - Correlação das variáveis mensuradas e calculadas para a floresta amostrada.....	77
Tabela 13 - Estatísticas da modelagem do IPAG da Floresta amostrada pelo procedimento <i>forward</i>	78
Tabela 14 - Estatísticas da modelagem do IPAG para toda a floresta pelo procedimento <i>forward</i> , excluindo a “Parcela 5”.....	79
Tabela 15 - Estatísticas da modelagem do IPAG da unidade amostral permanente “Parcela 5” pelo procedimento <i>forward</i>	81

Tabela 16 - Coeficientes de correlação entre as variáveis e os três primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência canônica, para os inventários de 1995 e 2003, na Fazenda Tupi – Nova Prata, RS.....	82
Tabela 17 - Valores relativos de densidade, dominância e frequência das vinte espécies com maior Valor de Importância (VI) amostradas na floresta com araucária nos anos 1995 e 2003.....	89
Tabela 18 - Número de espécies, densidade relativa, dominância relativa e percentagem de importância das vinte famílias mais importantes amostradas na floresta com <i>Araucaria angustifolia</i> nos anos 1995 e 2003.....	90
Tabela 19 - Correlação das variáveis mensuradas e calculadas para a floresta com <i>Araucaria angustifolia</i>	94
Tabela 20 - Estatísticas da modelagem do IPAG da floresta com <i>Araucaria angustifolia</i> pelo procedimento <i>forward</i>	94
Tabela 21 - Coeficientes de correlação entre as variáveis e os três primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência canônica, para os inventários de 1995 e 2003, na Fazenda Tupi – Nova Prata, RS, para a floresta de araucária (Grupo 1).....	96
Tabela 22 - Valores relativos de densidade, dominância e frequência das vinte espécies com maior Valor de Importância (VI) amostradas na floresta sem araucária (Grupo 2) nos anos 1995 e 2003.....	102
Tabela 23 - Número de espécies, densidade relativa, dominância relativa e percentagem de importância das vinte famílias mais importantes amostradas na floresta sem <i>Araucaria angustifolia</i> (Grupo 2) nos anos 1995 e 2003.....	103
Tabela 24 - Correlação das variáveis mensuradas e calculadas para a floresta sem <i>Araucaria angustifolia</i>	107
Tabela 25 - Estatísticas da modelagem do IPAG da floresta sem araucária pelo procedimento <i>forward</i>	107
Tabela 26 - Coeficientes de correlação entre as variáveis e os três primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência canônica, para os inventários de 1995 e 2003, na Fazenda Tupi – Nova Prata, RS, para a floresta sem araucária.....	102

LISTA DE ANEXOS

ANEXO 1 - Relação das famílias botânicas, nomes científicos e nomes vulgares das árvores amostradas nos dois inventários.....	131
---	-----

LISTA DE ABREVIACÕES

CAP = circunferência à altura do peito;
DAP = diâmetro à altura do peito;
G-ha = área basal por hectare;
IPA-ha = incremento periódico anual por hectare;
IPAG = incremento periódico anual em área basal;
N-ha = número de árvores por hectare;
Sp-ha = número de espécies por hectare;
DAPm-95 = diâmetro médio à altura do peito no ano de 1995;
DAPm-03 = diâmetro médio à altura do peito do ano de 2003;
HT-10 = altura total das dez árvores mais altas;
HTm = altura total média;
Difi = grau de dificuldade para o deslocamento dentro da floresta;
Solo = classificação do tipo de solo;
Incli = classificação da inclinação do solo;
 S_{xy} = erro padrão da estimativa;
 R^2_{aj} = coeficiente de determinação ajustado;
CCA = análise de correspondência canônica;
ESTR = estrato;
HD = relação da altura total pelo diâmetro à altura do peito;
G95 = área basal no ano de 1995.

SUMÁRIO

RESUMO	5
ABSTRACT	6
LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE TABELAS	9
LISTA DE ANEXOS	11
LISTA DE ABREVIÇÕES	12
1 INTRODUÇÃO	15
2 REVISÃO DA LITERATURA	18
2.1 Enquadramento fitogeográfico	18
2.2 Variáveis Fitossociológicas	21
2.2.2 Freqüência.....	22
2.2.3 Dominância.....	22
2.2.4 Valor de importância.....	23
2.2.5 Índice de Shannon.....	24
2.2.6 Estrutura vertical.....	24
2.3 Dinâmica da Floresta	26
2.4 Crescimento	28
2.4.1 Modelos de crescimento e produção.....	30
2.5 Mortalidade	35
2.6 Ingresso e Recrutamento	38
2.7 Análise de Agrupamento e Ordenação de Grupos Ecológicos	41
3 MATERIAL E MÉTODOS	48
3.1 Descrição da Área	48
3.1.1 Clima.....	48
3.1.2 Relevos e solos.....	49
3.1.3 Vegetação natural.....	50
3.1.4 Amostragem.....	51
3.2 Análise da Estrutura da Floresta	52
3.2.1 Estrutura fitossociológica.....	52
3.2.2 Mortalidade e ingresso.....	52
3.2.3 Estratificação vertical.....	54
3.2.4 Incrementos.....	55

3.2.5	Modelagem do crescimento.....	55
3.2.6	Estimativa do volume.....	56
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	57
4.1	Caracterização da Floresta Amostrada.....	57
4.1.1	Composição florística.....	59
4.1.2	Estratificação vertical.....	67
4.1.2.1	<i>Estrato I</i>	69
4.1.2.2	<i>Estrato II</i>	70
4.1.2.3	<i>Estrato III</i>	72
4.1.2.4	<i>Estrato IV</i>	74
4.1.3	Ingresso e mortalidade.....	75
4.1.4	Modelagem de incremento em área basal.....	77
4.1.5	Ordenação das variáveis ambientais e vegetação.....	82
4.1.6	Classificação de grupos ecológicos.....	85
4.2	Caracterização da Floresta com Araucária (Grupo 1).....	88
4.2.1	Composição florística.....	88
4.2.2	Estratificação vertical.....	91
4.2.3	Ingresso e mortalidade.....	92
4.2.4	Modelagem de incremento em área basal.....	93
4.2.5	Ordenação das variáveis ambientais e vegetação.....	95
4.2.6	Classificação de grupos ecológicos.....	99
4.3	Caracterização da Floresta sem Araucária (Grupo 2).....	101
4.3.1	Composição florística.....	101
4.3.2	Estratificação vertical.....	104
4.3.3	Ingresso e mortalidade.....	105
4.3.4	Modelagem de incremento em área basal.....	106
4.3.5	Ordenação das aariáveis ambientais e vegetação.....	108
4.3.6	Classificação de grupos ecológicos.....	112
4.4	O Manejo da Floresta.....	113
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	116
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	120
ANEXO	131

1. INTRODUÇÃO

A dinâmica das florestas naturais depende, sobretudo, dos fatores ecológicos que contribuem durante o seu desenvolvimento, tais como a sucessão, a competição, a exposição, o sítio natural e a luminosidade. Esses fatores influem diretamente sobre o crescimento e desenvolvimento de todas as árvores que formam o povoamento.

O conhecimento das interações desses fatores, na dinâmica da floresta, facilita a interpretação sobre como se desenvolveu a vegetação através do tempo, transformando-se numa ferramenta de fundamental importância na tomada de decisões concernentes ao manejo silvicultural.

O estudo da dinâmica indica o crescimento e as mudanças na composição e estrutura de uma floresta e, segundo Vanclay (1994), o crescimento individual das árvores, geralmente é avaliado, entre outras variáveis, especialmente pelo incremento em diâmetro ou em área basal, sendo essas as principais variáveis para elaboração dos modelos para prever o crescimento individual das árvores.

No amplo horizonte do manejo florestal, o estudo da dinâmica vislumbra-se com um conjunto de interações muito complexas pela multiplicidade dos fatores nela incluídos. A influência dos fatores físicos do ambiente, em sua infinita quantidade de combinações e permutações de temperatura, luz, propriedades do solo, nutrientes edáficos e umidade, sobre o crescimento das árvores e da vegetação, tornam-se extremamente de difícil compreensão. Além disso, para se obter um aproveitamento racional e garantir a sobrevivência das florestas nativas, é necessária a aplicação de técnicas silviculturais adequadas, conforme o tipo de formação florestal.

Baseado nisso, Hosokawa *et al.* (1998) resumem o problema dizendo que, enquanto não se conhece as características estruturais de uma floresta, não pode ser assegurado o seu aproveitamento ordenado. Ainda pode-se agregar que, o desconhecimento da dinâmica de um tipo determinado de floresta leva ao mau uso florestal e não garante a sua sustentabilidade.

Dentre os conhecimentos necessários na determinação da dinâmica de crescimento das espécies, pode-se destacar a necessidade de conhecer suas quantidades, dimensões e distribuição, o comportamento através do tempo e a suas necessidades quanto às condições de

solo e de luminosidade. O estudo do comportamento das espécies como um todo fornece a base científica necessária para uma prática racional e sustentável da silvicultura.

O estado do Rio Grande do Sul estabeleceu normas básicas para o manejo do recurso florestal nativo (Decreto nº 38.355, de 2 do abril de 1998). Esse Decreto no seu art. 2º preconiza que no manejo de florestas nativas deve ser elaborado, dentre os fundamentos técnicos, um plano de manutenção de níveis populacionais e de estoque remanescente e da biodiversidade do recurso florestal, de forma a assegurar sua função protetora à fauna e à flora e que garanta sua produção sustentada e estabeleça áreas e retiradas máximas periódicas do recurso madeireiro, observando-se o ciclo de corte das espécies manejadas.

Portanto, faz-se necessário, na elaboração de um plano de manejo, o conhecimento das taxas de crescimento das árvores a serem manejadas, para estabelecer o ciclo de corte e retiradas máximas periódicas. Conhecer o ritmo de crescimento das espécies florestais é muito importante para identificar e selecionar espécies que poderiam representar uma solução ao problema de recuperação das áreas manejadas (Mize *et al.*, 1997).

A falta de informações, quanto à dinâmica de crescimento em ecossistemas florestais naturais, leva à formulação de inúmeras perguntas importantes, tais como: qual o crescimento dessa floresta? Como se apresentam o ingresso e a mortalidade das espécies nos diferentes estratos? Quais são as espécies com maior plasticidade?

A hipótese que se propõe para nortear este trabalho é: “a dinâmica da floresta de araucária antropizada da Fazenda Tupi, encontra-se em processo de equilíbrio em que os estágios sucessionais caracterizam-se pela manutenção entre ingresso e mortalidade”.

A presente tese tem por objetivos avaliar as mudanças na composição florística e estrutura fitossociológica durante o período compreendido entre 1995 e 2003, em uma Floresta Ombrófila Mista situado em Nova Prata, estado do Rio Grande do Sul, Brasil; descrever os processos dinâmicos do crescimento como ingresso, incremento e mortalidade; modelar, por meio de regressão, funções de incremento para a floresta; e identificar padrões de agrupamento para diferentes espécies e locais, visando fornecer subsídios para o manejo florestal correto e apropriado dos remanescentes dessas florestas.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Enquadramento Fitogeográfico

Segundo Leite & Klein (1990), na área em estudo, a vegetação primária predominante enquadra-se como Floresta Ombrófila Mista. O termo Floresta Ombrófila Mista também foi proposto por Veloso & Góes Filho (1982) e IBGE (1992) na Classificação fisionômico-ecológica da vegetação brasileira. Esse tipo fitogeográfico, que muito caracteriza a fisionomia do planalto Sul Brasileiro, é também conhecido por Floresta com Araucária ou pinheiro-brasileiro (Rambo, 1956; Klein, 1960; Reitz & Klein, 1966; Hueck, 1972 e Lindman & Ferri, 1974).

A Floresta com Araucária situa-se entre os paralelos 21 e 30° de latitude Sul e entre os meridianos 44 e 54° de longitude Oeste (Azambuja, 1948 e Oliveira, 1948).

A concepção de Floresta Ombrófila Mista procede da ocorrência da mistura de floras de diferentes origens, definindo padrões fitofisionômicos típicos, em zona climática caracteristicamente pluvial. No Brasil, a mistura de representantes das floras tropical (afro-brasileiras) e temperada (austro-brasileiras), com marcada presença de elementos *Coniferales* e *Laurales* ocorre no denominado Planalto Meridional Brasileiro, definido pela área de dispersão natural da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze., espécie gregária de alto valor econômico e paisagístico (Leite & Klein, 1990).

Para Quadros & Pillar (2002), a Floresta Ombrófila Mista é o tipo florestal que tem *Araucaria angustifolia* como a espécie arbórea emergente no estrato superior, juntamente com espécies de *Lauraceae* (*Ocotea pulchella* Mart., *Ocotea puberula* (A. Rich.) Nees, *Cryptocarya aschersoniana* Mez, *Nectandra lanceolata* Nees et Mart. ex Nees, *Nectandra grandiflora* Nees et Mart. ex Nees, *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez; *Aquifoliaceae* (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.), *Sapindaceae* (*Matayba elaeagnoides* Radlk, *Cupania vernalis* Cambess.), as quais representam de 60 a 70% do estrato superior da floresta; o estrato inferior compõe-se de *Myrtaceae* (*Myrcia bombycina* (O. Berg.) Nied., *Myrceugenia euosma* (O. Berg.) D. Legrand, *Psidium cattleianum* Sabine), *Podocarpaceae* (*Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl.) e *Leguminosae* (*Mimosa scabrella* Benth).

Esta área é considerada, segundo Veloso *et al. apud* Longhi (1997), como o seu atual *clímax* climático. Contudo, essa floresta apresenta disjunções florísticas, em refúgios situados nas Serras do Mar e Mantiqueira, muito embora, no passado, tenha se expandido bem mais ao norte, porque a família *Araucariaceae* apresentava dispersão paleogeográfica que sugere ocupação bem diferente da atual. Prova disso, são os fósseis do período jura-cretássico encontrados no nordeste brasileiro e na borda sul do planalto meridional, na região de Mata e Santa Maria, no Rio Grande do Sul.

Para Klein (1960) e Hueck (1972), a floresta com pinheiro-brasileiro ocorre no Brasil, nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná e sul de São Paulo e, em manchas isoladas, nos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais, atingindo também a Província de Misiones, na Argentina e Oeste do Paraguai.

Segundo Rambo (1956), a distribuição dos pinheirais no Rio Grande do Sul é, essencialmente, uma função das variações do terreno. Ocorre em toda a borda superior livre do planalto, a começar do norte de Santa Maria até o extremo ângulo nordeste; na aba superior de todos os vales profundos dos rios Caí, Taquarí com o rio das Antas, rio Pelotas e seus afluentes. Fazem-se presentes também em terrenos menos acidentados, nos espigões entre as fontes dos grandes rios, especialmente no rio das Antas; em grupos isolados ou densas sociedades, nos capões disseminados por todo planalto; em indivíduos solitários em pleno campo e de mistura com a mata virgem do Alto Uruguai e ao norte de Passo Fundo e Lagoa Vermelha.

Diz ainda que o pinheiro é exclusivo do planalto, ocorrendo em altitudes entre 500 m ao oeste e 1.000 m ao leste. Nunca desce a não ser em manchas ocasionais. Distingue três núcleos principais de pinheirais: na aba do setor meridional da escarpa, entre os rios Taquarí e dos Sinos; na borda dos aparados orientais entre o rio Maquiné e o rio das Antas; e, em pleno planalto central, no curso superior do rio Jacuí ao sul de Passo Fundo.

De acordo com Klein (1960), *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. é a árvore mais alta dessa formação, cujas copas umbeliformes formam uma cobertura arbórea muito característica. Pode atingir alturas de 30 - 35 m e diâmetros de 80 a 120 cm, nos exemplares adultos e velhos. A cobertura das copas é muito uniforme e se encontra alguns metros sobre a cobertura das árvores que compõem os andares inferiores. Estes são compostos por densos agrupamentos de árvores, arvoretas e arbustos que variam em abundância e porte de acordo com o local e o estágio de desenvolvimento dos agrupamentos em questão.

Segundo Hueck (1972), as submatas das florestas de *Araucaria angustifolia* são formadas por um estrato bastante homogêneo, com presença constante de *Araucaria*

angustifolia (Bert.) O. Ktze. e *Podocarpus lambertii* Klotzch ex Edl. Em sua área de distribuição essas duas espécies têm comportamento típico. A *Araucaria angustifolia* é espécie das encostas secas e dos planaltos, apesar também de se estender para solos de vales com lençol freático pouco profundo onde, entretanto, é menos comum do que *Podocarpus lambertii*, espécie dos vales em solos mais úmidos, mais freqüente também no sub-bosque da mata de araucária.

O mesmo autor afirma que além de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii* outras espécies de árvores ocorrem constantemente na associação. Essas espécies provêm das matas de altitude que crescem de preferência nas encostas orientais, ricas em chuvas. Entre tais espécies se destacam: *Ocotea porosa* (Nees et Mart.) L. Barroso (imbuia), *Cedrela fissilis* Vell. (cedro), *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. (erva-mate), *Balfourodendron riedelianum* Engl. (Engl.) (pau-marfim), *Cabralea canjearana* (Vell.) Mart. (canjearana) e *Holocalyx balansae* Micheli (alecrim).

Reitz & Klein (1966) acrescentam como importantes, nas matas de *Araucaria angustifolia*, as espécies: *Matayba elaeagnoides* Radlk. (camboatá-branco), *Cupania vernalis* Cambess (camboatá-vermelho), *Prunus sellowii* Koehne (pessegueiro-bravo), *Capsicodendron dinisii* (Schwacke) Occhioni (pimenteira), *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg (guabirobeira), *Eugenia uniflora* L. (pitangueira), *Nectandra* sp. (canelas), *Ocotea* sp. (canelas), entre outras.

De acordo com Leite & Klein (1990), podem-se identificar, nas superfícies abaixo dos 800 m, três grupos de comunidades com araucária: o primeiro, na faixa próxima à região da Floresta Estacional Semidecidual, onde o pinheiro formava o estrato emergente de uma floresta com folhosas, constituída com cerca de 70 a 80% de *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. (peroba-rosa), *Parapiptadenia rigida* (Berth.) Brenam (angico-vermelho) e *Euterpe edulis* Mart. (palmiteiro); o segundo, nas áreas de contato com a Floresta Estacional Decidual, onde a araucária está consorciada com *Parapiptadenia rigida* (angico-vermelho) e *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J. F. Macb. (grápia), ambas com cerca de 70 a 80% do estrato imediatamente inferior ao do pinheiro; o terceiro grupo de comunidades abrange os terrenos circunvizinhos à região da Floresta Ombrófila Densa. Nela, a araucária ocorreria em comum com a *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (canela-sassafrás), *Ocotea catharinensis* Mez (canela-preta), *Copaifera trapezifolia* Hayne (pau-óleo) e *Aspidosperma olivaceum* Müll.Arg. (peroba-vermelha), folhosas que compunham entre 60 a 70% do estrato superior da floresta.

Ainda, segundo Leite & Klein (1990), a Estepe Ombrófila é outro elemento típico do planalto meridional brasileiro. Sua ocorrência no sul do País não parece ser atribuída,

inteiramente, à ação direta do clima atual, visto que a ação climática, embora acentuada ou atenuada por outros elementos, não explica suficientemente toda a distribuição e diferenciação das formas vegetais.

2.2 Variáveis Fitossociológicas

Segundo Montoya-Maquín & Matos *apud* Longhi (1997), a vegetação natural é muito complexa e está relacionada com os diversos fatores do meio, como climáticos, pedológicos e biológicos. Pode-se quantificá-la por diversos parâmetros, entre os quais se destacam os métodos baseados no estudo dos diversos elementos da vegetação, que são os métodos florísticos ou taxonômicos e os baseados na estrutura e na fisionomia.

A análise estrutural da vegetação deve ser baseada no levantamento e na interpretação de critérios mensuráveis. Análise dessa natureza permite comparações entre diferentes tipos de florestas (Förster, 1973).

Lamprecht (1964), Förster (1973), Finol (1976), descreveram os aspectos fitossociológicos das florestas, considerando parâmetros da estrutura horizontal e vertical.

Para análise da estrutura horizontal das comunidades vegetais, utilizam-se os parâmetros de densidade, frequência, dominância, valor de importância e valor de cobertura, que revelam informações sobre a distribuição espacial das populações e sua participação no contexto do ecossistema. A estrutura vertical ou o arranjo dos indivíduos dentro do espaço vertical deve basear-se na distribuição dos indivíduos em estratos (Guapyassú, *apud* Longhi, 1997).

2.2.1 Densidade

Para Daubenmire (1968) e Mueller-Dombois & Ellenberg (1974), a densidade refere-se ao número de indivíduos de uma espécie por unidade de área ou de volume. A Densidade Absoluta (DA) trata do número de indivíduos da espécie por unidade de área considerada, enquanto que a Densidade Relativa (DR) é a proporção entre o número de indivíduos de uma determinada espécie, em relação ao número total de indivíduos amostrados.

O termo abundância, utilizado como sinônimo por alguns pesquisadores como Lamprecht (1964), Förster (1973), Finol (1976) e Longhi (1980, 1997), refere-se mais às estimativas visuais da densidade das espécies, agrupando-as em classes de abundância (muito

rara, ocasional, abundante, muito abundante). Já, densidade refere-se às contagens efetivas de indivíduos, em um espaço contínuo.

2.2.2 Freqüência

A freqüência indica a uniformidade de distribuição de uma espécie sobre uma determinada área, ou seja, a sua dispersão média (Longhi, 1997). É a percentagem de ocorrência de uma espécie em um número de áreas de igual tamanho, dentro de uma comunidade.

Para determinar a freqüência, deve-se controlar a presença ou a ausência da espécie, em uma série de amostras de tamanho uniforme, independente do número de indivíduos. Se uma espécie aparece em todas as unidades amostrais, tem uma freqüência de 100%, referindo-se, portanto, à probabilidade de encontrar uma espécie na área estudada (Daubenmire, 1968).

A Freqüência Absoluta (FA) é definida pela proporção entre o número de unidades amostrais, na qual a espécie ocorre e o número total de unidade amostrais, expressa em percentagem. E a Freqüência Relativa (FR) pela proporção, expressa em percentagem, entre a freqüência de cada espécie e a freqüência total por hectare (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974).

2.2.3 Dominância

De acordo com Martins *apud* Longhi (1997), a dominância expressa a proporção de tamanho, volume ou cobertura de cada espécie, em relação ao espaço ou volume da fitocenose.

Para Förster (1973), dominância é a medida da projeção total do corpo das plantas. Nesse caso, a dominância de uma espécie representa a soma de todas as projeções horizontais dos indivíduos pertencentes à espécie.

Em florestas muito densas, torna-se, praticamente, impossível determinar os valores da projeção horizontal das copas das árvores, em razão da existência de estratos superpostos, formando uma estrutura vertical e horizontal muito complexa. Por isso, Cain *et al.* (1956) propuseram o uso da área basal como substituição à projeção das copas, já que existe estreita correlação entre ambas. Essa correlação foi confirmada por vários autores, como Volkart (1971) e Longhi (1980).

A Dominância Absoluta (DoA) de uma espécie consiste na soma da área basal de todos os indivíduos da espécie presentes na amostragem. Dominância Relativa (DoR) é a relação percentual entre a área basal total da espécie e a área basal total por hectare (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974).

2.2.4 Valor de importância

Os dados estruturais de Densidade, Dominância e Freqüência revelam aspectos essenciais na composição florística das florestas, com enfoques parciais, os quais isolados, não podem informar sobre a estrutura florística de uma vegetação em conjunto. É importante, para a análise da vegetação, encontrar um valor que permita uma visão ou caracterização da importância de cada espécie, no conglomerado total da floresta (Förster, 1973 e Lamprecht, 1964).

De acordo com Mueller-Dombois & Ellenberg (1974), qualquer um dos valores dos parâmetros quantitativos de Densidade, Dominância e Freqüência Relativa de cada espécie pode ser interpretado como de importância na fitocenose, dependendo do que o pesquisador considere relevante.

Um método para integrar esses três aspectos parciais, para uniformizar a interpretação dos resultados e caracterizar o conjunto da estrutura da vegetação, consiste em combiná-los numa expressão única e simples, calculando o Valor de Importância, proposto por Curtis & Macintosh *apud* Longhi (1997) e aplicados inicialmente por Cain *et al.* (1956). Obtém-se esse valor, somando, para cada espécie, os valores relativos de Densidade, Dominância e Freqüência, obtendo um valor máximo de 300%. O Valor de Importância pode ser convertido em Percentagem de Importância, ao ser dividido por três.

Alguns autores fazem restrições ao uso desse parâmetro. Daubenmire *apud* Longhi (1997) observa que, ao serem somados os três parâmetros, o valor de Freqüência tende a mascarar os demais, apresentando, portanto, um maior peso na definição do Valor de Importância. Por isto, Cain *et al.* *apud* Longhi (1997) chamam a atenção para o fato de os valores de Freqüência serem afetados pelas características das parcelas e da amostragem.

Segundo Martins *apud* Longhi (1997), apesar de críticas, o Valor de Importância tem se revelado muito útil, tanto para separar tipos diferentes de florestas, como para relacioná-lo a fatores ambientais ou para relacionar a distribuição de espécies a fatores abióticos.

2.2.5 Índice de Shannon

As medidas de diversidade mais amplamente usadas são os índices da teoria da informação. Estes índices baseiam-se na lógica de que a diversidade ou, a informação em um sistema natural, pode ser medida de um modo similar, a informação contida em um código ou mensagem (Magurran, 1989).

Shannon & Wiener obtiveram a função que se conhece como *Índice de Diversidade de Shannon*. Este índice considera que os indivíduos são amostrados ao acaso, a partir de uma população indefinidamente grande, isto é, uma população efetivamente infinita (Pielou, 1975). O índice também assume que todas as espécies estão representadas na amostra, e seu valor varia de 1,5 a 3,5 (raramente passa de 4,5). Segundo Pielou (1969) e Martins (1991) calcula-se a partir da equação:

$$H' = -\sum_{i=1}^N p_i \ln p_i$$

Em que, $p_i = n_i/N$; n_i = número de indivíduos amostrados para a espécie i ; e N = número total de indivíduos amostrados.

2.2.6 Estrutura vertical

Para uma caracterização real da ordem de importância ecológica das espécies em uma floresta, somente os indicadores da estrutura horizontal não são suficientes. Para isso, Finol (1976) propôs a inclusão da estrutura vertical na análise estrutural das florestas, considerando dois parâmetros adicionais: posição sociológica e regeneração natural.

É de grande importância a avaliação de espécies nos diferentes estratos da floresta, pois cada espécie tem seu lugar assegurado na estrutura e composição, quando se encontra representada em todos os estratos, excetuando-se a essa regra àquelas que nunca chegam a passar do piso inferior, por características próprias, sendo pouco desenvolvidas e muito tolerantes à sombra (Finol, 1975).

A hipótese mais aceita, para formação definida de estratos, é aquela referente à diferenciação de crescimento causada pela existência de nichos ecológicos relacionados às seções horizontais de disponibilidade de luz ao longo do perfil vertical da floresta. Segundo Sanquetta (1995), existem várias razões para formação de estratos bem definidos em uma

floresta natural, sendo uma delas por causa da existência de aspectos arquitetônicos das árvores de diferentes espécies e em vários estágios de desenvolvimento.

O estudo da estratificação vertical em florestas naturais gera informações relativas à dominância que determinadas espécies exercem sobre outras, em termos de competição por luz (Kohyama, 1989). Para Sanquetta (1995), a disposição e a altura dos indivíduos da floresta, que determinam a penetração da luz, são a causa maior da formação de grupos de plantas com hábitos similares que ocupam os mesmos nichos ecológicos e desempenham funções semelhantes.

Vários métodos têm sido propostos para identificar e reconhecer a presença de estratos em florestas. Longhi (1980) propôs um método para determinação do limite dos estratos de uma floresta natural, baseando-se em uma curva de frequências acumuladas obtidas partindo da frequência relativa das alturas encontradas, estabelecendo que cada estrato deveria abranger 1/3 das alturas, determinando assim três estratos na floresta.

Outros estudos foram desenvolvidos, por exemplo, Calegario *et al.* (1994), usando o teste de Qui-quadrado, determinaram a existência de grupos de dados de altura estatisticamente homogêneos, estabelecendo limites inferior e superior para classes definidas de estratos. Péllico Netto & Sanquetta (1996) apresentaram um método para estratificação de florestas plantadas e naturais onde se determina o número de estratos utilizando a variável volume por unidade de área.

Outro método, proposto por Sanquetta (1995), como uma modificação de método do Diagrama M-w, é o método do diagrama h-M. A modificação proposta por esse autor é em razão da variável altura média cumulativa ser inserida no lugar da variável peso (w) ou da sua correspondente $DAP^{5/2}$; utilizando os dados das árvores que tiveram suas alturas medidas diretamente ou estimadas pela relação hipométrica.

Esse método tem várias vantagens na sua utilização: a) utiliza a variável altura (h) em vez da variável peso o que expressa mais propriamente a estratificação vertical da floresta; b) coloca, no eixo das ordenadas o valor da variável h o que representa melhor os resultados; c) utiliza escala natural facilitando a delimitação e interpretação dos estratos.

Pizzato (1999) usou esse método para diferenciar estruturas de uma Floresta Ombrófila Mista no estado do Paraná, através do tempo, trabalhando a floresta como um todo e para *Araucaria angustifolia* e folhosas em geral, tendo constatado que não existiram mudanças na estratificação vertical durante os anos de observação (1995–1998).

Caraiola (1997) também testou o Diagrama h-M, como um dos métodos para estratificar uma Floresta Estacional Semidecidual, encontrando que a floresta apresenta três

estratos bem definidos; comprovando que tal método é simples e eficiente para o reconhecimento de estratos em florestas naturais.

2.3 Dinâmica da Floresta

A dinâmica de uma comunidade vegetal está relacionada com a sua fisiologia, sua estrutura e o funcionamento desta, envolvendo diversas etapas de organização como: sucessão, mortalidade, ingresso, crescimento e regeneração, além das inúmeras relações bióticas entre as diferentes populações. Portanto, a sucessão natural das espécies constitui-se numa seqüência de mudanças estruturais e florísticas após um distúrbio no ambiente da floresta relacionado com o tamanho do distúrbio ou clareira; o que permite a entrada de luz até o solo, ao banco de sementes e ao potencial vegetativo das espécies (Carvalho, 1997).

Segundo Carvalho (1997), a formação de clareiras é o início da dinâmica de uma floresta, provocando mudanças nas características edafoclimáticas, dando início ao processo de sucessão vegetal. A clareira é definida, por muitos autores, como uma abertura no dossel da floresta ocasionada pela queda de uma árvore ou mais árvores, ou de parte de suas copas. Em cada caso, formam-se clareiras de tamanhos diferentes, então, a dinâmica da floresta, relacionada à sucessão vegetal, ocorre de forma diferenciada em relação ao processo de formação das clareiras.

As clareiras abertas no dossel das florestas, para Whitmore (1989), podem ter mais importância na determinação de sua composição florística do que a competição entre indivíduos por nutrientes e luz, o que define uma floresta madura como um mosaico de fases estruturais que mudam com o tempo, resultando no processo dinâmico da floresta.

O ingresso, o crescimento e a mortalidade são o resultado final do processo da dinâmica na formação dos povoamentos multiâneos. Ainda, segundo Barros (1980), o contínuo aparecimento de indivíduos no estrato inferior da floresta que limita o espaço de crescimento das árvores novas, em consequência do aumento da densidade, propicia a eliminação de elementos menos capazes de competir. A morte de árvores grandes do estrato superior promove a abertura de clareiras, esse espaço é ocupado pelas árvores que se encontram no estrato imediato inferior que, por sua vez, proporcionam o estabelecimento de novos indivíduos, provocando uma distribuição de idades heterogêneas dos indivíduos que conformam a floresta. Esse processo dinâmico da população será garantido pela composição

das espécies, partindo das pioneiras para aquelas que são capazes de reproduzirem-se satisfatoriamente à sombra.

A abertura de clareiras é o principal fator para que diversas espécies existam na floresta, sendo renovadas e sustentadas pela dinâmica de perda de indivíduos mais velhos, quando favorece a existência de outros indivíduos. As clareiras permitem a formação de diferentes estágios de desenvolvimento, dividindo a floresta em diferentes fases sucessionais.

O processo ou as mudanças que ocorrem antes que a vegetação de um determinado local atinja uma relativa estabilidade em suas características fisiológicas é o que Odum (1977) define como sucessão. Segundo esse autor, em qualquer tipo de ecossistema, uma comunidade em evolução inicia-se pelas fases pioneiras e, com o tempo, vão sendo substituídas pelas fases transitórias ou fases serais, ou seja, quando uma fase é completada na comunidade denomina-se de sere; denominam-se fases serais aos processos transitórios pelo qual a comunidade passa de uma sere a outra, e clímax ao ponto final do processo de sucessão no qual se alcança um equilíbrio dinâmico com as condições locais.

Os processos da dinâmica florestal são responsáveis tanto pela mudança da comunidade bem como pela modificação do espaço, e tais processos se manifestam pela extinção e imigração local de populações, assim como flutuações na abundância relativa de populações dentro da comunidade.

As espécies pioneiras crescem rápido após a criação de uma clareira e vão formar o dossel. Debaxo deste, estabelecem-se as mudas de espécies tolerantes. Quando as espécies intolerantes começam a morrer, o dossel começa a se desfazer, e as tolerantes são liberadas e crescem como um segundo ciclo, segundo o observado por Carvalho (1997). O autor ressalta ainda que a sucessão ocorre quando um grupo de espécies tolerantes à sombra substitui um grupo de espécies intolerantes.

O reconhecimento das *seres* é de vital importância, de acordo com Bodowski, *apud* Guapyassú (1994), para os estudos de composição florística, fisionomia e estrutura, pois estas diferem de acordo com o estágio sucessional em que a comunidade se encontra. Ainda esse autor ressalta que em florestas tropicais, observa-se a conveniência de denominar essas *seres* de pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax.

Para Muller-Dombois & Ellenberg (1974) e Kuniyoshi (1989), se a sucessão tem início numa área não-ocupada anteriormente, por uma comunidade ou substrato desprovido de biota (rocha, areia, vegetação, etc.), o processo denomina-se de sucessão primária, sucessão autogênica ou presere. Quando a sucessão se desenvolve numa área ocupada anteriormente

por uma comunidade e eliminada por outra (campo lavrado, floresta abandonada), ou em que houve alteração significativa da comunidade pré-existente, é chamada de sucessão secundária, sucessão alogênica ou subsere.

Nos processos da dinâmica, indivíduos de várias espécies se estabelecem, crescem, reproduzem e morrem. Os indivíduos que morrem são substituídos pelo crescimento dos indivíduos vizinhos ou pelo estabelecimento de novos indivíduos da mesma ou de diferentes espécies. Cada uma dessas mudanças ao longo do tempo interpreta-se como uma transição de um estágio sucessional para outro.

Segundo Finegan *apud* Gauto (1997), a melhor forma de focar a dinâmica de uma floresta é avaliando o crescimento, mortalidade e ingresso (recrutamento) das árvores componentes dessa floresta.

Para Vanclay (1994), o estudo da dinâmica implica analisar o crescimento e as mudanças na composição e na estrutura de uma floresta. O crescimento individual das árvores geralmente é avaliado, entre outras variáveis, sobretudo pelo incremento diamétrico ou em área basal, sendo essas as principais variáveis para a elaboração de modelos que predizem o crescimento individual das árvores.

2.4 Crescimento

O estudo do crescimento e da produção presente e futura das árvores e povoamentos é fundamental para a planificação e administração florestal.

Com a crescente importância que a silvicultura de produção conquista na manufatura de produtos florestais, cresce também a necessidade de informações quantificadas sobre a disponibilidade de matéria-prima que pode ser produzida pelas árvores e pelos povoamentos florestais (naturais ou implantados).

Assim, Clutter *et al.* (1983) afirmaram que “o manejo florestal tem muita similaridade com a administração industrial. Em ambas as atividades, diferentes níveis de entrada ao processo resultam em saídas conseqüentes e, em concordância, lucros ou perdas para a empresa”.

O conhecimento da produção e crescimento das florestas é essencial para o manejo criterioso dessas florestas (Davis & Johnson, 1987).

De acordo com Husch *et al.* (1982), o crescimento das árvores consiste no alongamento e engrossamento das raízes, do fuste e dos galhos. Spurr (1952) define

crescimento como a soma dos incrementos num período de tempo dado. Para Avery & Burkhart (1983), *apud* Brena & Pedro Bom (1991) e Ahrens (1990), crescimento é um processo intermitente caracterizado por mudanças na forma e dimensões do fuste, em um período de tempo dado, ou seja, o incremento ocorrido em um período de tempo considerado.

Segundo Vanclay (1994), o crescimento refere-se ao incremento em dimensão de um ou mais indivíduos do povoamento através de um período de tempo determinado (por exemplo: crescimento em volume em $m^3ha^{-1}ano^{-1}$).

Gauto (1997) entende por crescimento da floresta, ou das árvores que a compõem, as mudanças ocorridas em tamanho em um determinado período de tempo. Sabe-se, por tanto, que, em uma floresta, o crescimento está caracterizado pela atividade das árvores vivas, mas a somatória dos crescimentos individuais não reflete o crescimento do povoamento como um todo, pelo fato de que existem árvores que morrem, que são cortadas e árvores que ingressam nas classes diamétricas inferiores durante o período de tempo considerado.

De acordo com Carvalho (1997), existe variação de crescimento entre espécies, assim como pode haver variação dentro de uma mesma espécie e entre indivíduos por causa das diferenças que existem entre tamanhos e grau de iluminação do dossel e a influência dos fatores genéticos. Os tratamentos silviculturais podem diminuir ou até, em alguns casos, eliminar a diferença do crescimento entre indivíduos de uma mesma espécie e seu padrão de crescimento.

Os principais fatores que influem no crescimento de uma árvore são: luz, conteúdo de clorofila, concentração de CO_2 , temperatura, água e nutrientes; fatores esses dependentes da adaptação genética da espécie e da competição (Schneider, 1993).

Segundo Baker (1950), o crescimento de uma árvore depende de três características: quantidade de fotossíntese disponível, padrão de distribuição dos fotoassimilados e taxa de transformação dos produtos armazenados. A quantidade de fotossíntese disponível depende de diversos fatores, como: superfície foliar, eficiência foliar para a respiração, fatores de sítio-umidade e elementos nutritivos, além de energia solar.

Meyer *et al.* (1961) comentaram que a tarefa do profissional envolvido com o manejo florestal deve estar dirigida à produção sustentada da floresta por meio do conhecimento e manejo do crescimento.

Os ecossistemas florestais estão entre os mais complexos, especialmente as florestas nativas, e de modo especial as florestas neotropicais com altíssima diversidade biológica. Qualquer sistema florestal está composto por componentes físicos (climáticos, edáficos,

topográficos, etc.) e por componentes biológicos (animais e plantas). A integração ou dependência mútua desses componentes dificulta a compreensão do funcionamento do sistema como um todo, ou seja, quais são os fatores que governam o desenvolvimento da floresta. Então, a planificação da produção florestal não é uma tarefa fácil; embora o cérebro humano tenha capacidade para decifrar muito sobre o funcionamento das interações do sistema florestal, existe dificuldade em integrar as informações e usá-las para o manejo racional da floresta natural.

Além da complexidade de sua composição, com um grande número de espécies apresentando as mais diferentes características silviculturais, ecológicas e tecnológicas, são poucas as informações de como as plantas crescem nas florestas nativas, sejam em áreas intactas, em áreas exploradas, ou em áreas sujeitas a algum tipo de regime de manejo (Scolforo *et al.*, 1996).

Assim, Ahrens (1997) salientou que, praticamente, não existem registros documentados sobre o crescimento de florestas naturais no Brasil; e que a escassez de dados numéricos confiáveis sobre o crescimento de florestas naturais, para as diferentes tipologias florestais, tem permitido que se produzam apenas opiniões descompromissadas e palpites bem intencionados.

2.4.1 Modelos de crescimento e produção

Os modelos de produção refletem diferentes práticas silviculturais, filosofias de modelagem e níveis de complexidade matemática. Segundo Glenn-Lewis *et al.* (1992), existem numerosos caminhos para classificar os modelos (Pielou, 1981; Usher, 1981; Jeffers, 1982). Uma classificação que mostra como os modelos sucessionais vêm se desenvolvendo é a seguinte:

a) *Modelos analíticos*: são teóricos, explicativos por expressões baseadas em princípios iniciais que são derivados de características observadas do comportamento dos sistemas ecológicos. Esses modelos baseiam-se numa boa compreensão ecológica e na determinação de resultados lógicos, partindo de pressuposições e postulados verdadeiros, desenvolvidos com base em observações dos sistemas ecológicos. Os modelos analíticos são simples, no entanto, gerais e precisos. Eles são usualmente usados para uma exploração heurística e suas conseqüências (Pielou, 1981).

b) *Modelos estatísticos*: são expressões estocásticas em que os parâmetros são as probabilidades dos eventos, sejam de troca ou transição de espécie por espécie ou estado por estado (em que o estado está definido como uma classificação das comunidades). Esse modelo usa as previsões probabilísticas da dinâmica vegetal, por testes casuais dos eventos sucessionais, formando uma estrutura estimada precisa do tempo associada com os eventos sucessionais, no qual as probabilidades estão associadas a um escalonamento através do tempo. A forma dos modelos estocásticos é mais geral, mas, no entanto, não são muito realistas. A precisão depende, nesses modelos, fundamentalmente dos parâmetros mensuráveis.

c) *Modelos lotéricos*: outra forma dos modelos estatísticos, tem fundamentado seu uso na ecologia. Por exemplo, Liljelund *et al.* (1988), *apud* Glenn-Lewis *et al.* (1992), usaram esses modelos lotéricos para observar as diferenças na qualidade de vida através da história, especificamente na produção de sementes e a longevidade das plantas, estimando-se por sucessão partindo da composição florística de um sítio determinado.

d) *Modelos de simulação*: são uma tentativa de duplicar o comportamento real de um processo ou fenômeno. São reais e precisos, mas não são de aplicação geral. Tipicamente têm numerosos parâmetros funcionais, significância ecológica (por exemplo: luz e umidade, exposição topográfica, condições do substrato, crescimento, características demográficas, competição, reprodução, etc.) e conseqüentemente usam sítios e espécies características. Os modelos de simulação são desenvolvidos partindo de um ponto que se usa para a predição e para a análise de sensibilidade.

Todos esses modelos são de sucessão no tempo. Menos desenvolvidos, mas, sob investigação ativa, encontram-se os modelos de *vegetação no espaço* (por exemplo: modelos espaciais de regressão e geoestatística). Neles são realizadas observações contínuas combinando sucessão e modelos espaciais dentro de modelos ecológicos de espaço-tempo. O êxito do modelo espaço-tempo encontra-se na necessidade de fazer uma apresentação explícita das escalas, como a sucessão por causa dos “*gaps*” (aberturas no dossel) de uma comunidade, ou de comunidades na superfície.

Outra opção de organizar de maneira sistemática as funções matemáticas para a descrição do crescimento e da produção foi o estudo desenvolvido por Munro (1974). A iniciativa desse autor foi num período em que o uso dos computadores, como instrumento auxiliar para a investigação florestal tornou-se muito difundido. Do mesmo modo, nestas três

últimas décadas, novas e sofisticadas técnicas estatísticas foram desenvolvidas, assim como também foi intensificado seu uso na ciência florestal.

A classificação proposta por Munro (1974) resume os diferentes enfoques analíticos utilizados na época:

- a) Modelos para povoamentos florestais (Modelos Globais):
 - a.1) modelos livres de densidade;
 - a.2) modelos de densidade variável;
 - a.3) modelos de distribuição diamétrica.
- b) Modelos para árvores individuais:
 - b.1) dependentes da distância;
 - b.2) independentes da distância.

Ek & Monserud (1974) também propuseram uma classificação para as diferentes técnicas de modelagem em crescimento e produção, mais abrangente, na qual se incluem as seguintes categorias:

- a) métodos tradicionais de construção de tabelas de produção;
- b) equações diferenciais;
- c) processos estocásticos;
- d) métodos de distribuição; e
- e) modelos para simulação do crescimento de árvores individuais.

Outra classificação foi proposta por Clutter *et al.* (1983), como segue:

- 1. modelos para florestas nativas
 - diferentes idades
 - mesma idade
- 2. modelos para florestas plantadas
 - com desbastes
 - sem desbastes

No entanto, a classificação mais recente e ampla para os diferentes enfoques da modelagem do crescimento e da produção, foi proposta por Davis & Johnson (1987), como segue:

- 1. modelos para povoamentos
 - modelos de densidade completa
 - modelos de produção normal
 - modelos de produção empíricos

- mesma idade
- para predição da produção corrente
 - a) modelos explícitos
 - b) modelos implícitos
- para predição do crescimento e produção futura
 - a) modelos explícitos
 - predição direta do crescimento
 - predição da densidade do povoamento
 - b) modelos implícitos
- 2. modelos por classes diamétricas
 - projeção empírica da tabela de frequências
 - modelos de crescimento para classes de diâmetro
- 3. modelos para árvores individuais
 - modelos dependentes da distância
 - modelos independentes da distância

Uma análise global das diferentes filosofias de estudo em crescimento e produção mostra a existência de duas formas básicas para apresentar os resultados numéricos de qualquer investigação na área: “tabelas” e “equações”.

Os primeiros estudos sobre crescimento e produção registrados na literatura foram as “tabelas de produção”. Antes do desenvolvimento de técnicas de análise de regressão, as informações florestais por unidade de área eram ajustadas por meio de métodos gráficos o que possibilitava a obtenção de estimativas de produção por classes de idade. Essas estimativas eram, posteriormente, apresentadas sob a forma de tabelas de produção. Depois do desenvolvimento de técnicas de análise de regressão, os resultados foram apresentados mediante equações, ajustando-se modelos matemáticos de diferentes graus de complexidade. As equações podem ser desenvolvidas partindo de modelos empíricos ou teóricos (Ahrens, 1990).

Os modelos teóricos são aqueles desenvolvidos com base em alguma teoria biológica do crescimento dos seres vivos. Nesse caso, os coeficientes do modelo matemático relacionam-se com algum fenômeno ou característica biológica.

Os modelos teóricos são também chamados “Modelos Biológicos” porque sua formulação é baseada em alguma lei biológica do crescimento.

Os modelos empíricos, por outro lado, apresentam uma forma matemática mais simples, facilitando o ajuste e manejo e oferecem, igualmente, boas estimativas do crescimento.

Esses modelos tentam explicar o que sucedeu, está sucedendo ou pode suceder no futuro. É um método com ênfase na qualidade do ajuste dos dados e das previsões (Sanquetta, 1996).

Segundo Clutter *et al.* (1983), tais modelos são aplicados para prever a produção presente e futura.

Alguns modelos de prognose de crescimento e produção em florestas nativas já foram realizados no Brasil. Com o objetivo de simular os efeitos de tratamentos silviculturais nos parâmetros do povoamento da Floresta Nacional de Tapajós, Silva (1989) utilizou o simulador de crescimento Standpro, baseado no tempo de passagem e no coeficiente de “De Liocourt” para simular o movimento de árvores por meio de classes diamétricas e realizar projeções de crescimento, mortalidade, recrutamento e movimento das árvores.

Utilizando uma matriz de transição segundo a cadeia de Markov, Pedro Bom (1996) projetou a distribuição dos diâmetros, dos volumes e do número de árvores em cada classe diamétrica de uma Floresta Ombrófila Densa Submontana, no estado de Mato Grosso, com o objetivo de definir um modelo de sistema de manejo florestal a fim de garantir a sustentabilidade e a produção comercial. Higuchi (1987), Azevedo (1993) e Freitas & Higuchi (1993) também fizeram uso da cadeia de Markov para projeções da distribuição diamétrica na Amazônia Brasileira.

Objetivando avaliar o crescimento e a produção, a dinâmica, definir a idade de grupos ecológicos e elaborar um modelo de produção para prognose da estrutura de uma floresta na região sul de Minas Gerais, Scolforo *et al.* (1996) aplicaram a teoria de projeção de tabelas do povoamento.

Alder & Silva (2000), buscando melhorias ao simulador de crescimento CAFOGROM desenvolvido por Alder (1995) para a Amazônia Oriental, agruparam 486 espécies encontradas em 54 grupos, usando um método de ordenação baseado em cinco atributos da espécie: comercial/não-comercial; percentagem de árvores observadas como dominantes; incremento médio em diâmetro; taxa anual de mortalidade e diâmetro máximo observado. Para cada grupo observado, foi ajustado um modelo de crescimento em diâmetro para as árvores dominantes e para as árvores dominadas.

Vaccaro (2002), trabalhando em três subseres de uma Floresta Estacional Decidual no estado de Rio Grande do Sul, modelou, por meio de regressão, funções que descrevem o incremento das árvores em cada uma das subseres consideradas.

2.5 Mortalidade

A mortalidade refere-se ao número de árvores que foram medidas inicialmente, que não foram utilizadas, e que morreram durante o período de crescimento considerado. A mortalidade pode ser causada por diversos fatores, entre os quais: idade ou senilidade; competição; enfermidades ou pragas; condições climáticas adversas; fogos naturais; anelamento, envenenamento e corte da árvore (Sanquetta, 1996).

Carvalho (1997) salienta que, em florestas tropicais, a taxa de mortalidade natural no tempo e no espaço está fortemente relacionada à longevidade das árvores, sua distribuição em classes de tamanho, abundância relativa das espécies, e tamanho e número de aberturas (*gaps*) no dossel da floresta. O mesmo autor ressalta também que, em relação ao porte dos indivíduos, alguns estudos reportam que espécies emergentes apresentam uma taxa anual de mortalidade mais baixa, enquanto que as espécies do sub-bosque apresentam taxas mais altas; e que outros estudos, considerando só indivíduos com DAP superior a 10 cm, não encontraram nenhuma diferença significativa com respeito à mortalidade por classes de tamanho.

Dois grandes categorias de mortalidade natural podem ser distinguidas: *mortalidade regular* e *mortalidade catastrófica*. A mortalidade regular refere-se, sobretudo, ao envelhecimento, supressão e competição, mas também a mortalidade regular pode ocorrer ao azar, e por ocorrência normal de pragas, enfermidades, fenômenos atmosféricos (por exemplo: estiagens, tormentas, etc.; eventos que tipicamente ocorrem com baixa frequência). A mortalidade catastrófica inclui os incêndios naturais, mas de conseqüências severas e sob condições de tempo anormais, grandes ataques de pragas e enfermidades violentas (Vanclay, 1994).

As estimações da mortalidade regular estão baseadas em teorias de limitações de densidade dos povoamentos (por exemplo: Índice de Densidade de Reineke - Reineke (1933), ou pelo uso de relações empíricas ajustadas para o povoamento ou para as árvores individuais). As aproximações teóricas ou empíricas baseiam-se em estimações da densidade do povoamento, competição e vigor das árvores, mas alguns métodos também em razão da idade da árvore.

Muitos modelos de crescimento para florestas equiâneas predizem a mortalidade como função dependente da densidade, assumindo que há uma relação simples entre a densidade máxima do povoamento e o diâmetro médio das árvores (Vanclay, 1994). Baseados nesses conceitos, foram propostas três classes de relações:

1. Do Espaço Relativo (Wilson, 1951): originalmente formulado como um guia prático de desbastes, mas foi usado como um guia para limitar a densidade do povoamento (Mitchell, 1975). Nesse caso, são considerados a altura total média do povoamento e o número de árvores.

2. Índice de Densidade de Reineke: esse índice, desenvolvido em 1933, é calculado pelo número de árvores correspondentes ao diâmetro de área basal média. O número de árvores em relação ao diâmetro médio, geralmente, resulta numa expressão linear.

Reineke (1933), trabalhando com vários grupos de dados, para a elaboração de tabelas de produção, observou que uma mesma pendente poderia, em muitos casos, ser usada para definir os limites de densidade máxima em várias situações. Além disso, determinou que qualquer povoamento homogêneo, de cobertura completa e de idade uniforme, que apresente um dado diâmetro médio, tem aproximadamente o mesmo número de árvores por unidade de superfície que qualquer outro povoamento da mesma espécie (sob as mesmas condições).

Existem dois aspectos fundamentais nesse conceito: 1) o mesmo número de árvores com um diâmetro médio dado do povoamento; e 2) o fato de que a idade e a qualidade do sítio não têm efeito sobre a quantidade de árvores (Daniel *et al.*, 1982).

As pesquisas desenvolvidas por investigadores japoneses, liderados por Kira, *apud* Sanquetta (1996), aportaram às justificativas teóricas para o estabelecido por Reineke, originando a “Lei de Auto-Desbaste” ou “Lei do Expoente $-3/2$ ”. Essa Lei é uma expressão relacionada à redução da densidade por competição como produto do aumento em tamanho dos indivíduos que competem em uma área determinada. Baseado nessa lei, e de acordo com o estabelecido por Sanquetta (1994), a mortalidade de um povoamento pode ser calculada em razão da densidade atual do povoamento e a mortalidade num tempo determinado.

3. A linha de desbaste médio de Yoda *et al.* (1963), *apud* Vanclay (1994), considera o limite do estoque da massa vegetal, mas, em aplicações florestais, usa a média em volume como uma expressão da massa vegetal.

Apesar das limitações na aplicação dessas equações, o conceito de uma densidade limite do povoamento vem sendo usado como base para a modelagem da mortalidade em vários modelos que estimam o crescimento de povoamentos puros (Vanclay, 1994). Ainda,

muitos destes requerem decisões subjetivas a respeito das árvores que morrem. Opie (1972), baseado na equação de Reineke, considerou sempre como “morta” a terceira árvore iniciando a contagem desde o início da plantação até que seja obtida a redução estimada pelo estocagem. Campbell *et al.* (1981), *apud* Vanclay (1994), modificaram esse modelo removendo sempre a sexta árvore contando desde o início até um máximo de cem árvores mortas por hectare em um ano.

Outra opção, para determinar a mortalidade, usada em modelos para florestas nativas, é estimar o incremento através do tempo e assumir que todas (Newnham, 1964) ou algumas (Botkin *et al.*, 1972; Reed, 1980) das árvores com incrementos menores aos estimados podem morrer. Ek & Monserud (1974) usaram uma função estocástica do diâmetro para fazer previsões no tempo e afirmaram que todas as árvores com incrementos menores que o previsto vão morrer.

Swaine *et al.* (1987) indicaram que os índices de mortalidade em bosques semidecíduos em Gana (África) são significativamente altos em árvores que não mostram incrementos em tamanho.

Também se observou que as árvores mortas exibiram incrementos muito pequenos em anos anteriores à sua morte, ou que cresceram rapidamente até o momento anterior à sua morte, ou morreram ao mesmo tempo em que cresceram aceleradamente (Vanclay, 1994).

Os incrementos através do tempo também podem fornecer uma base apropriada para a modelagem da mortalidade sobre o componente da demanda de luz das espécies, porém esse componente é pouco relevante quando se consideram as espécies tolerantes. Por exemplo; árvores de Douglas-fire (*Pseudotsuga taxifolia* (Poir.) Britton ex Sudw.) podem sobreviver por mais de 25 anos com um incremento de diâmetro médio menor a 0,3 mm/ano, e plantas de *Araucaria cunninghamii* Sweet, provenientes de sementes, podem alcançar 50 anos de idade antes de alcançar uma altura de 0,5 metros (Vanclay, 1994).

Outro problema com a predição da mortalidade por causas naturais é a dificuldade de determinar o agente responsável. A pressuposição de que a grande maioria da mortalidade se pode atribuir à competição não é sempre correta.

Na região de Tapajós (PA), Silva *et al.* (1996) observaram que as espécies pioneiras e secundárias iniciais apresentaram altas taxas de mortalidade, seguidas das espécies de sub-bosque, quando trabalharam numa área de floresta primária não-manejada, duas áreas manejadas e uma floresta secundária de 50 anos.

Também Alder & Silva (2000), em um trabalho na Amazônia Oriental, observaram que, em média, as árvores defeituosas e não-dominantes morrem em uma proporção de 2,61 e 1,71 vezes mais que as dominantes.

Silva (1989), observando florestas exploradas, diz que, no início do reflorestamento, a mortalidade é maior nas classes de menor tamanho, e depois de algum tempo, quando a maioria das espécies pioneiras estiverem mortas e forem substituídas por espécies tolerantes à sombra, a mortalidade tende a estabilizar e tornar-se quase constante nas classes de diâmetro.

Vaccaro (2002), trabalhando em três subseres de uma Floresta Estacional Decidual, observou que, no capoeirão as taxas de mortalidade eram muito altas nas espécies pioneiras que demandam mais luz. Na floresta secundária, as maiores percentagens de mortalidade foram de indivíduos pertencentes ao grupo secundário tardio. E que, na floresta madura, o maior número de indivíduos mortos foram os que formaram o grupo de sub-bosque.

Generalizando, segundo Schneider (1993), a mortalidade é um problema de grande importância sobre a produção total, que se manifesta, sobretudo, na confecção de tabelas de produção para povoamentos desbastados.

Além disso, pode-se dizer que, dependendo das condições do bosque, a mortalidade pode ser estimada como uma função de uma variável que mede a densidade do povoamento, como a área basal, número de árvores por unidade de superfície, altura dominante, etc.

2.6 Ingresso e Recrutamento

Segundo Carvalho (1997), o recrutamento é a admissão de um indivíduo em uma população dada. O recrutamento de plântulas pode ser confundido com o nascimento ou germinação. Muitas vezes, o recrutamento também é chamado ingresso. O ingresso pode ser definido como o processo pelo qual árvores pequenas aparecem na floresta, por exemplo, em uma parcela permanente, depois de sua primeira medição.

Para Alder & Synnott, *apud* Pizzato (1999), o ingresso pode ser definido como o processo pelo qual as árvores menores surgem na população depois de uma medição inicial em uma parcela permanente; ou seja, árvores ingressadas são aquelas que atingem um diâmetro mínimo estipulado entre duas medições consecutivas. Segundo esses autores, as taxas de ingressos dependem do potencial de regeneração das espécies, da disponibilidade de luz e da competição.

De forma similar, Vanclay (1994) diz que o recrutamento refere-se aos indivíduos que atingem um limite de tamanho pré-determinado, distinguindo-se da regeneração, que pode ser

definida como o desenvolvimento de árvores já estabelecidas por meio de sementes ou plântulas.

Por isto, equações de recrutamento ou regeneração são muito importantes em modelos de simulação da produção em florestas naturais, que dependem da regeneração natural para o manejo sustentado. As plantações florestais, por regra, não têm recrutamento.

Segundo Sanquetta (1996), quase não existe nenhum conhecimento teórico geral sobre o processo de recrutamento ou estabelecimento de propágulos em florestas naturais. Esse é, provavelmente, o componente dos modelos de simulação da produção em florestas naturais mais carentes de estudos teóricos e aplicados.

Os modelos de predição do recrutamento estão baseados em tamanhos específicos de alguma variável da árvore, geralmente altura ou diâmetro. Três tipos de equações de recrutamento são mencionados pela literatura:

1. *modelo de recrutamento estático*: assume que o recrutamento durante o período de levantamento de dados reflete o valor médio deste em um período de tempo determinado e que os valores assumidos são fixos;
2. *modelo de recrutamento dinâmico*: pressupõe que o recrutamento é uma função das condições da floresta, tomando o recrutamento como uma função da densidade do povoamento, composição e outros parâmetros; e
3. *modelo de regeneração*: difere dos modelos anteriormente citados por caracterizar o estabelecimento dos indivíduos que provêm de sementes ou por semeadura, e atinge todos os fatores que influem nos processos de renovação da floresta.

Alguns modelos de recrutamento pressupõem que os ingressos observados durante um período de tempo refletem um valor médio, e que essas médias não variam durante a simulação. Tais pressuposições são comuns em muitas tabelas de produção e matrizes de transição (Vanclay, 1994).

Shugart & West (1977) desenvolveram um modelo identificando os requerimentos minerais específicos do solo e/ou da serrapilheira, simulando o tempo e os danos produzidos por animais herbívoros, e considerando a brotação de árvores cortadas. Modelos de sucessão semelhantes existem para o bosque chuvoso subtropical na Austrália (Shugart *et al.*, 1980) e para o bosque montano tropical na América Central (Doyle, 1981, *apud* Vanclay, 1994).

Shiffley *et al.* (1993) idealizaram um modelo para predizer o ingresso de seis espécies de árvores no norte e centro dos Estados Unidos da América, para qualquer limite entre 1 a 13

polegadas (2,5 a 32.5 cm). Para a formulação desses modelos, os autores se basearam nos seguintes pressupostos: a) que os povoamentos têm ocupação completa da área; b) que o estoque é inferior ao máximo permitido, c) que os recursos disponíveis para o crescimento limitam o ingresso de novos indivíduos, portanto, o recrutamento teria que diminuir com o aumento da densidade.

Moser (1967) formulou um modelo para prever o ingresso, baseado no pressuposto de que a razão entre área basal e número de árvores é um indicador preciso da taxa de ingresso total do povoamento. Ek (1974) ajustou os modelos usados por Moser (1967) para seus dados e considerou os resultados como não muito bons. Por isso, adicionou parâmetros considerando a natureza heterogênea dos dados.

Azevedo *et al.* (1993), trabalhando com dados provenientes da Floresta Atlântica, na Reserva Florestal de Linhares (estado de Espírito Santo, Brasil), determinaram que o modelo $I_t = e^{-\beta_i(G/N)} E_i$, onde: G = área basal por hectare; t = tempo e N = número de árvores na classe “ i ”, era o melhor para a predição do ingresso total, baseando-se nas estatísticas de regressão não-linear, na análise gráfica dos resíduos e nos gráficos dos valores atuais *versus* os valores estimados.

Segundo Silva (1989), o estudo do ingresso em florestas tropicais úmidas tem um caráter especial sob o ponto de vista silvicultural, já que a quantidade e a qualidade determinam com que sucesso a floresta está sendo “abastecida” com plântulas e pequenas árvores de espécies desejáveis.

Pequenas perturbações, tais como aquelas resultantes da queda de uma árvore ou galho, não conduzem ao aparecimento de uma enorme quantidade de novos ingressos, observa Silva (1989). Agrega ainda que, se a clareira é pequena, o ingresso não é abundante, porque as espécies de crescimento lento e tolerante à sombra ocupam a clareira. Inversamente, grandes perturbações geralmente possibilitam a germinação e crescimento de um grande número de mudas de espécies pioneiras de rápido crescimento, que logo se desenvolvem até o tamanho mínimo de medição. Isso determina que a quantidade de ingresso está sujeita à composição de espécies e o grau de distúrbio do dossel.

Vaccaro (2002) observou, numa Floresta Estacional Decidual no estado de Rio Grande do Sul, que o ingresso de espécies pouco tolerantes à sombra foi superior quando se consideram as subseres “capoeirão” e “floresta secundária”. Inversamente, o ingresso de indivíduos tolerantes à sombra foi superior quando se considera a subserie “floresta madura”.

2.7 Análise de Agrupamento e Ordenação de Grupos Ecológicos

De acordo com Hill (1979), o uso do método TWINSpan (“Two Way Indicator Species Analysis”), para a determinação de grupos de espécies associados às condições ambientais do local, constatadas no campo, é um método divisivo, hierárquico e politético, no qual a matriz de dados é construída por meio da abundância das espécies nas parcelas, sendo aplicável para uma ampla gama de matrizes de dados nos quais são expressos seus atributos individuais. Todas as matrizes utilizadas referentes a este método de classificação foram analisadas pelo programa PC-ORD (Mc Cune & Mefford, 1995; 1997).

Foram descartadas da análise as espécies denominadas raras, já que um número pequeno de indivíduos apresenta pouca ou nenhuma influência sobre os resultados dos agrupamentos. A eliminação dessas espécies foi realizada de acordo com os valores de densidade das espécies em cada parcela, conforme já descrito por Narvaes (2003) por Nascimento (2000) e por Araujo (2002); esses últimos levaram em conta um critério menos rígido, desconsiderando espécies com menos de três indivíduos.

A escolha do TWINSpan baseou-se em sua maior flexibilidade em relação aos outros métodos na análise de indicação de espécies e também por envolver muitos aspectos novos. O mais significativo desses “aspectos novos” é que o programa primeiro constrói uma classificação para as amostras e então a utiliza para obter uma classificação das espécies de acordo com as suas preferências ecológicas, utilizando as amostras como base (Hill, 1979).

O resultado final obtido por meio do TWINSpan, constitui-se na descrição das divisões realizadas, com seus respectivos autovalores, unidades amostrais, espécies indicadoras e preferenciais, amostras mal classificadas e na linha divisória de cada agrupamento, além de uma matriz organizada com a classificação hierárquica das amostras e espécies conjuntamente (Araujo, 2002).

A determinação dos grupos foi obtida por meio de um método de ordenação, denominado de Análise de Correspondência Canônica (ACC), citado por Mc Cune & Mefford (1995; 1997) como “Canonical Correspondence Analysis (CCA)”. Segundo esses autores, o CCA possibilita uma análise de ordenação direta de gradientes, explicando a distribuição das espécies em relação a variáveis ambientais.

O CCA é um método que parte com o princípio básico de desenvolver uma combinação linear de cada conjunto de variáveis para maximizar a correlação entre ambas, envolvendo a obtenção de um conjunto de pesos para as variáveis dependentes e

independentes que provêm a correlação máxima simples entre o conjunto de variáveis dependentes e independentes (Hair *et al.*, 1998).

“O CCA é baseado na medida da distância do qui-quadrado, em que as amostras são pesadas de acordo com os seus totais. Isso proporciona pesos elevados para as espécies cuja abundância total na matriz de dados é baixa, dessa maneira, exagerando a distinção de amostras que contenham diversas espécies raras” (Mc Cune & Mefford, 1995; 1997).

Com base nessa afirmação, descartaram-se as espécies que apresentaram menos de cinco indivíduos, pois além de causarem esses problemas já evidenciados no parágrafo acima, dificultam em muito a interpretação gráfica do método.

A escolha desse método de ordenação deveu-se à sua facilidade na interpretação dos dados, pois ele correlaciona diversas variáveis dependentes, tanto métricas como não-métricas, com diversas variáveis independentes, atribuindo peso a elas e correlacionando-as, pela formação de funções canônicas, as quais são derivadas e extraídas de acordo com o número máximo de variáveis dependentes. Por exemplo, quando o problema da pesquisa envolve cinco variáveis independentes e três variáveis dependentes, os números máximos de funções canônicas que podem ser extraídas são três.

O número de funções canônicas, bem como as suas dimensões foram obtidas por meio das matrizes de dados, tendo como fórmula geral, proposta por Hair *et al.*(1998), a seguinte:

$$Y_1 + Y_2 + Y_3 + \dots + Y_n = X_1 + X_2 + X_3 + \dots + X_n$$

(*métrica, não – métrica*).....(*métrica, não – métrica*)

Além da Análise de Correspondência Canônica, foi realizado o Teste de Permutação de Monte Carlo, o qual determina o autovalor (eigenvalue), de acordo com Mc Cune & Mefford (1995;1997), representando a variância na matriz comunidade que é atribuída a um eixo particular.

A saída dos dados, ou seja, o resultado final do CCA constituiu-se na descrição gráfica dos fatores ambientais influentes na ocorrência de determinadas espécies bem como a magnitude de cada fator por eixo, representada pela magnitude da linha, bem como a disposição de cada espécie no gráfico e, os coeficientes de correlação entre as variáveis ambientais e os eixos de ordenação gráfica.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da Área

O presente estudo foi desenvolvido no município de Nova Prata, na região do planalto das araucárias do estado do Rio Grande do Sul, num remanescente de Floresta Ombrófila Mista (ou Floresta de Araucária). A área se situa nas coordenadas 28°56' de latitude sul e 51°53' de longitude oeste de Greenwich (Figura 1). A Fazenda Tupi, local deste trabalho, é de propriedade do Sr. Vicencio Paludo (Grupo Vipal) e constitui uma importante fonte de pesquisas, envolvendo o manejo e a conservação desse tipo florestal. A floresta em estudo, que possui uma área de 780 ha, é monitorada anualmente por professores e alunos do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), por meio de um projeto de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) do Conselho Nacional de Pesquisas (CNPq) para o estudo de sua dinâmica.

Para a realização deste estudo foram utilizadas cinco unidades amostrais permanentes, instaladas para o Estudo da Dinâmica de Crescimento.

3.1.1 Clima

Segundo Moreno (1961), a região em estudo apresenta um clima do tipo “Cfbl”, caracterizado pela ocorrência de chuvas durante todos os meses do ano, possuindo a temperatura do mês mais quente inferior a 22° C e a do mês mais frio oscilando entre -3 e 18°C.

Durante o ano, o mês mais frio é julho, com uma temperatura média de 11,3°C, e o mês mais quente é janeiro, com uma temperatura média em torno de 20,3°C.

A ocorrência de geadas é um fenômeno comum dada à latitude e a geografia local. Em média ocorrem quatro geadas no outono, 13 no inverno e três na primavera, variando entre um mínimo de oito e um máximos de 32 geadas anuais.

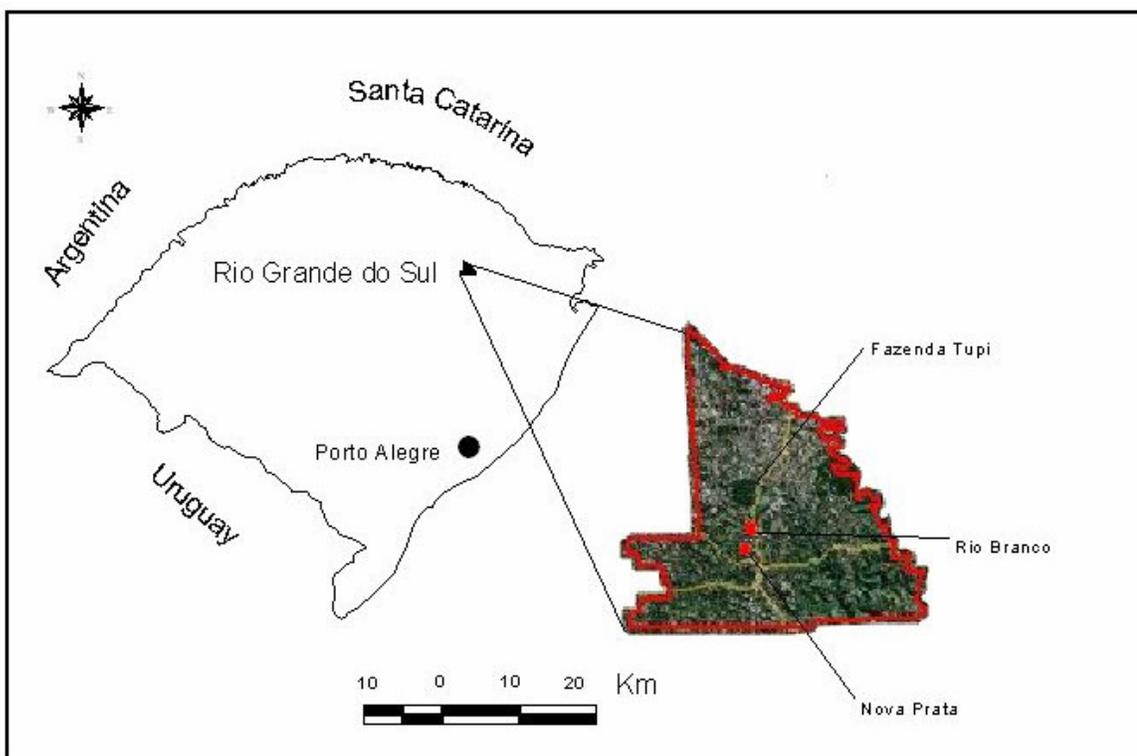


Figura 1 – Localização da cidade de Nova Prata na Região Sul do Brasil.

3.1.2 Relevos e solos

A geologia da região em estudo apresenta-se de tipo aplainada, com altitude ao redor de 750 m acima do nível do mar. O relevo predominante é ondulado formado por elevações com declives entre dezenas e centenas de metros as quais apresentam pequenas protuberâncias que quebram a harmonia do relevo (BRASIL, 1973).

As características geomorfológicas encontradas estão em razão das diferenciações litológicas, heterogêneas. As diferenciações dizem respeito à Formação da Serra Geral, que constitui o substrato litológico fundamental. A Formação Serra Geral é constituída por uma seqüência espessa de rochas vulcânicas predominantemente básicas, mas que contém também termos ácidos, mais abundantes na porção superior dos derrames (Herrmann & Rosa, 1990).

Os solos da região são classificados como Nitossolos e Neossolos (Streck *et al.*, 2002) também denominados, respectivamente, de Terra Bruna Estruturada Intermediária para Terra Rocha Estruturada e Litossolos (Moser, 1990).

3.1.3 Vegetação natural

Segundo BRASIL (1989), Rambo (1956), Hueck (1972), Klein (1960), Reitz & Klein (1966), Lindman & Ferri (1974), a vegetação natural da região de Nova Prata pertence ao tipo fitogeográfico “Mata de Araucária ou Pinheiro Brasileiro” ou “Floresta Ombrófila Mista”, segundo Veloso & Góes Filho (1982).

Essa formação florestal caracteriza-se por apresentar uma mistura de floras de diferentes origens, definindo padrões fitofisionômicos próprios, em zonas climáticas caracteristicamente tropicais (Leite & Klein, 1990).

Além de *Araucaria angustifolia*, outras espécies arbóreas ocorrem constantemente nas associações. Essas espécies provêm das florestas de altitude, que crescem, de preferência, nas encostas orientais ricas em chuvas, destacando-se *Ocotea porosa* (Nesse & Mart.) L. Barroso (imbuia), *Cedrela fissilis* Vell. (cedro), *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. (erva-mate), *Balfuorodendron riedelianum* (Engl.) Engl. (pau-marfil), *Cabrarea canjarana* (Vell.) Mart. (canjarana) e *Holocalyx balansae* Micheli (alecrim) (Hueck, 1972).

A estrutura vertical da Floresta Ombrófila Mista é composta basicamente de três estratos arbóreo-arbustivos na floresta desenvolvida (Longhi, 1980) e uma grande diversidade de pteridófitas epífitas das famílias *Aspleniaceae*, *Polypodaceae* e *Hymenophyllaceae* (Senna & Weachter, 1997), que recobrem os troncos das árvores dando o aspecto denominado de “Matas Pretas” por Rambo (1956).

Rambo (1951) e Klein (1984) destacam que a submata dos pinhais é formada em particular pela família *Myrtaceae*, com um expressivo número de gêneros e espécies, destacando-se os gêneros *Myrcia*, *Eugenia*, *Myrceugenia*, *Myrciaria*, entre outros.

Essa formação florestal apresenta estrutura extremamente variável, ora apresentando agrupamentos densos com abundância de Lauráceas, ora apresentando agrupamentos poucos desenvolvidos com predomínio de *Podocarpus*, *Drymis* e *Aquifoliaceae* (Leite & Klein, 1990).

3.1.4 Amostragem

Para a realização do presente estudo, utilizou-se cinco unidades amostrais permanentes, que fazem parte do Sítio 9 do Programa PELD-CNPq “Conservação e Manejo Sustentável de Ecossistemas Florestais – Bioma Floresta de Araucária e suas Transições”. Cada unidade amostral permanente tem a forma quadrada, com 100 m de lado, totalizando

uma superfície de 1,0 ha. Tais unidades estão marcadas no terreno e divididas em dez faixas de 10 m de largura por 100 m de comprimento, as quais estão subdivididas em dez subunidades de 10 m X 10 m (100 m^2) como mostra a Figura 2. Todas as árvores da parcela, que apresentam circunferência à altura do peito (CAP) maior ou igual a 30 cm, estão numeradas, etiquetadas e identificadas.

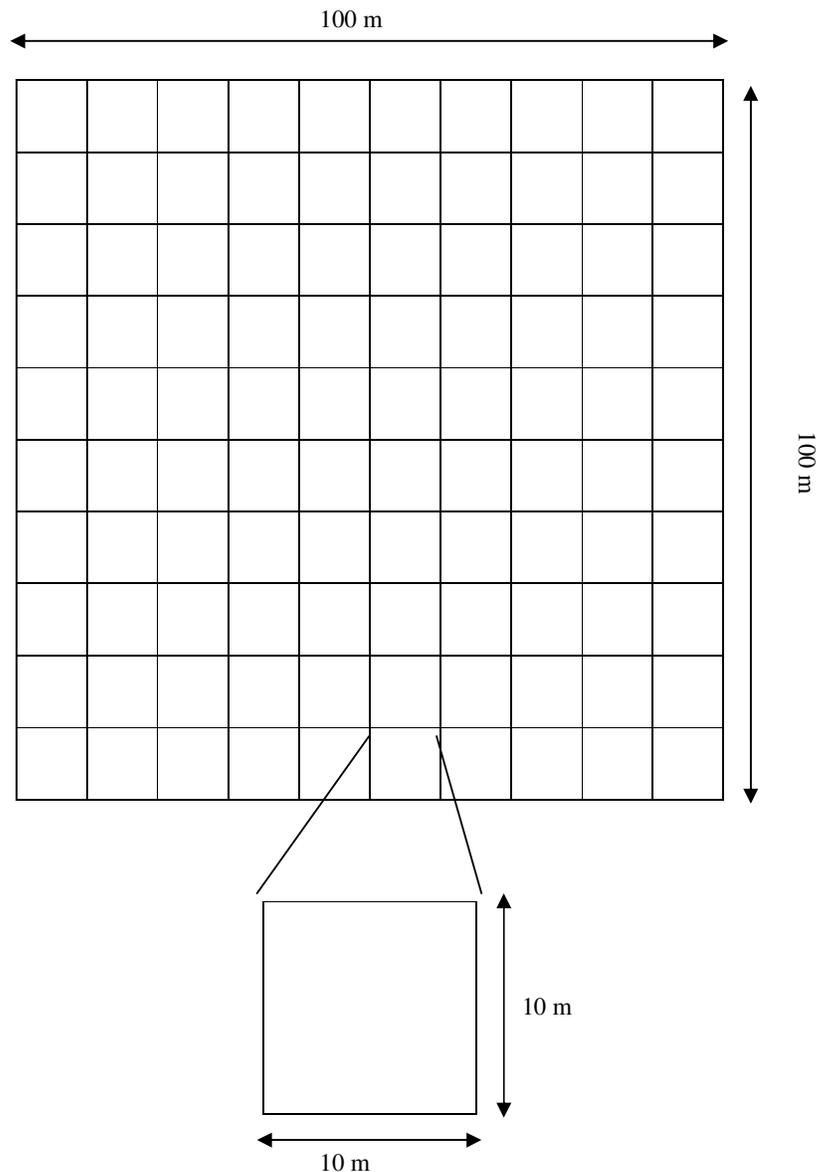


Figura 2 – Esquema de distribuição das subunidades amostrais.

As unidades amostrais foram instaladas em 1995 e remedidas anualmente.

Como as medições repetidas do CAP apresentavam problemas de um ano ao outro, dando, em alguns casos, CAP muito inferiores à medição do ano anterior, no ano 2000, as placas de identificação das árvores foram pregadas no tronco a 30 cm de altura do solo com

um prego de cobre. A partir de então, as medições passaram a ser realizadas com uma vara de 1 m de comprimento a qual se coloca sobre, o prego o que garante atingir 1,30 m sempre no mesmo lugar.

A medição da altura das árvores foi feita com altímetro Blume-Leiss (com precisão de 0,5 m) de 1995 a 1999 e com altímetro VERTEX (com precisão de 0,1 m) a partir do ano 2000. A medição das circunferências à altura do peito (CAP) foi feita com uma fita com precisão de milímetro.

Para os cálculos estatísticos, foram consideradas as faixas de 10 m de largura por 100 m de comprimento como unidades amostrais individuais. A análise estatística foi calculada no pacote estatístico SPSS.

3.2 Análise da Estrutura da Floresta

Para caracterizar a composição e a estrutura da floresta amostrada e de cada parcela, foram analisados os seguintes parâmetros: composição florística, estrutura horizontal e estrutura vertical para os anos 1995 e 2003, comparando-se as mudanças que ocorreram nesse período.

O termo floresta amostrada faz referência aos 5 ha amostrados e, por parcela, refere-se a cada uma das unidades amostrais de área estabelecida, isto é, 1 ha (100 x 100) que compõem a amostra.

3.2.1 Estrutura fitossociológica

Para se avaliar as mudanças na estrutura fitossociológica das espécies amostradas, processaram-se os dados em forma conjunta e por unidade amostral para os anos 1995 e 2003, no programa FITOPAC 2, elaborado pelo Dr. George Shepherd, da UNICAMP, que consiste num conjunto de subprogramas próprios para análises fitossociológicas.

Para cada espécie, foram calculados os parâmetros densidade, dominância, frequência e valor de importância, parâmetros esses comumente utilizados em análises fitossociológicas (Longhi, 1980 e 1997; Martins, 1991; Vaccaro, 1997 e 2002; Nascimento, 2000).

No cálculo, são utilizadas as seguintes equações:

$$DA = \frac{n}{ha} \quad [1]$$

$$DoA = \sum \frac{g}{ha} \quad [2]$$

$$FA = \frac{k_i}{k} \cdot 100 \quad [3]$$

$$VI = DR + DoR + FR \quad [4]$$

$$DR = \frac{n}{N} \cdot 100 \quad [5]$$

$$DoR = \frac{DoA}{G/ha} \cdot 100 \quad [6]$$

$$FR = \frac{FA_i}{\sum FA} \cdot 100 \quad [7]$$

$$H' = -\sum_{i=1}^N p_i \ln p_i \quad [8]$$

em que: DA = Densidade absoluta (nº de indivíduos/área); DoA = Dominância absoluta (m^2/ha); FA = Frequência absoluta (%); VI = Valor de importância; DR = Densidade relativa (%); DoR = Dominância relativa (%); FR = Frequência relativa (%); n = Número de indivíduos da espécie em questão/hectare; N = Número total de indivíduos amostrados/hectare; g = Área basal da espécie/hectare; G = Área basal total (de todas as espécies)/hectare; k_i = Número de unidades amostrais onde a espécie i ocorre; k = Número total de unidades amostrais; FA_i = Frequência absoluta da espécie i ; $\sum FA$ = Frequência absoluta de todas as espécies; H' = Índice de diversidade de Shannon; p_i = Proporção de indivíduos de i -ésima espécie.

3.2.2 Mortalidade e ingresso

Para o presente estudo, definiu-se como morta a árvore viva com CAP (circunferência à altura do peito, a 1,30 m do solo) ≥ 30 cm na ocasião do inventário de 1995 e que estava morta no levantamento de 2003.

Considerou-se como ingresso toda árvore viva que não foi amostrada no levantamento de 1995 e que, no inventário de 2003, apresentava CAP ≥ 30 cm.

As taxas de ingresso e mortalidade foram calculadas para a floresta como um todo e para cada parcela, pela somatória de número de árvores, corrigido anualmente, que ingressaram ou morreram em cada unidade amostral, dividido pela densidade inicial de 1995, como segue:

$$TAI_j = \frac{\sum_j (I_j / m_j \cdot 12)}{N_j} \cdot 100 \quad [9]$$

$$TAM_j = \frac{\sum_j (M_j / m_j \cdot 12)}{N_j} \cdot 100 \quad [10]$$

em que: TAI_j = taxa anual média de ingresso da parcela j , em percentagem; TAM_j = taxa anual média de mortalidade da parcela j , em percentagem; I_j = número de árvores ingressadas na parcela j entre 1995 e 2003; M_j = número de árvores que morreram na parcela j entre 1995 e 2003; N_j = número de árvores vivas em cada parcela em 1995; m_j = intervalo entre medições da parcela j , expresso em meses..

3.2.3 Estratificação vertical

Para a estratificação vertical, utilizou-se a metodologia proposta por Sanquetta (1995) denominada de Diagrama h - M , por ser um método eficiente e simples.

A diferenciação dos estratos é obtida graficamente, plotando a altura total das árvores (h) no eixo das ordenadas e o valor cumulativo médio das alturas (M) no eixo das abscissas, em escala aritmética.

Primeiro, foram plotadas as alturas de todas as árvores e de todas as parcelas, formando a chamada “floresta amostrada” (5 ha) para os anos 1995 e 2003, para determinar a existência, ou não, de diferenças na estratificação através do tempo. Posteriormente, realizou-se o Diagrama para cada uma das parcelas (1 ha), no mesmo período de anos, para determinar se existem diferenças entre parcelas e através do tempo.

O procedimento adotado para a elaboração do Diagrama h - M foi o seguinte:

1. Os resultados das alturas totais medidas (h) foram organizadas em ordem decrescente;
2. Calcularam-se os valores de M (valor cumulativo médio da variável h ou média das alturas) correspondentes ao intervalo de h a h_{max} ;
3. Plotaram-se os valores de M no eixo das abscissas e h no eixo das ordenadas;
4. Identificou-se a ocorrência de alterações ou mudanças no curso retilíneo nas linhas resultantes, definindo assim o número de estratos da floresta.

3.2.4 Incrementos

O incremento de cada árvore amostrada foi obtido pela diferença de duas medições do CAP. O cálculo foi feito pela seguinte equação (Finger, 1992):

$$IPA = \frac{Y_{(m+n)} - Y_{(m)}}{n} \quad [11]$$

em que: IPA = incremento periódico anual
Y_(m+n) = valor da variável no final do período
Y_(m) = valor da variável no início do período
n = período de tempo

Algumas árvores apresentaram incrementos negativos. Esse fato poder ser causado por dois eventos: erros de medição ou indivíduos suprimidos ou senescentes que apresentam incrementos quase-nulos ou insignificantes.

Também, pode acontecer que os períodos climáticos muito secos e quentes, contribuam com uma evaporação maior do que a normal. Sheil (1997) citou que, em medições a céu claro e dia quente, a transpiração pode causar a contração do tamanho do tronco em até 1-2%. Estudos desenvolvidos por Kozłowski *et al.* (1991) demonstraram que a transpiração pode induzir marcada constrição do xilema.

Para evitar esse problema, usou-se o seguinte critério:

- i. Incrementos negativos em CAP maiores a 5 mm, as árvores foram desconsideradas, assumindo que existe erro de medição.
- ii. Incrementos negativos em CAP de até 5 mm foram desconsiderados, e foi tomado o CAP do ano 1995, assumindo que, no período, não existiu incremento ou foi mínimo.

3.2.5 Modelagem do crescimento

A modelagem de crescimento das árvores amostradas foi realizada por meio do incremento periódico em diâmetro e em área basal. Não foi considerada a modelagem pela altura, pois na determinação dessa variável, foram empregados diferentes aparelhos. Em 1995, as alturas foram medidas com um hipsômetro Blume-Leiss, com precisão de 0,5 m e, em 2003 as alturas foram medidas com um hipsômetro Vertex, com precisão de 0,1 m.

A modelagem foi realizada para a floresta amostrada e para cada parcela.

3.2.6 Estimativa do volume

Os volumes individuais das árvores foram calculados através das equações volumétricas desenvolvidas por IBDF/FATEC (1983), no Inventário das Florestas Nativas do Rio Grande do Sul, como segue:

a) Para folhosas:

$$\log V = -3,92528 + 2,0425 \log d + 0,6146 \log h \quad [12]$$

b) Para Pinheiro:

$$\log V = -4,2974 + 2,1842 \log d + 0,6850 \log h \quad [13]$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização da Floresta Amostrada

4.1.1 Características dendrométricas das amostras

Na Tabela 1 pode-se observar os valores das variáveis dendrométricas, obtidas nos inventários de 1995 e de 2003, em cada unidade amostral permanente.

Tabela 1 – Variáveis dendrométricas das cinco unidades amostrais permanentes, para os inventários dos anos 1995 e 2003, na Fazenda Tupi em Nova Prata (RS).

Unidade Amostral	Variável	Avaliação		Mudança	IPA (ha ⁻¹ ano ⁻¹)	
		1995	2003			
1	N/ha	849	827	-22		
	DAP (cm)	Mínimo	10,0	10,0	-	
		Médio	18,9	20,3	1,4	0,175
		Máximo	68,1	71,1	3,0	
	Ht (m)	Mínimo	2,0	2,1	0,1	
		Médio	11,8	14,0	2,2	0,275
		Máximo	21,6	25,5	3,9	
	G (m ² ha ⁻¹)	30,074	33,271	3,197	0,3996	
	Vcc (m ³ ha ⁻¹)	256,35	317,05	60,70	7,5875	
	Vm (m ³ ha ⁻¹)	10,78	12,22	1,44		
	Vi (m ³ ha ⁻¹)	-	1,61	1,61		
2	N/há	713	681	-32		
	DAP (cm)	Mínimo	10,0	10,0	-	
		Médio	20,3	21,6	1,3	0,163
		Máximo	70,2	71,5	1,3	
	Ht (m)	Mínimo	2,2	2,1	-0,1	
		Médio	12,7	15,1	2,4	0,300
		Máximo	23,7	28,4	4,7	
	G (m ² ha ⁻¹)	28,452	30,892	2,440	0,3050	
	Vcc (m ³ ha ⁻¹)	259,58	308,10	48,52	6,0650	
	Vm (m ³ ha ⁻¹)	3,83	22,82	18,99		
	Vi (m ³ ha ⁻¹)	-	2,47	2,47		

Unidade Amostral	Variável		Avaliação		Mudança	IPA (ha ⁻¹ ano ⁻¹)
			1995	2003		
3	N/há		789	758	-31	
	DAP (cm)	Mínimo	10,0	10,0	-	
		Médio	21,0	22,4	2,4	0,300
		Máximo	88,3	92,8	4,5	
	Ht (m)	Mínimo	2,9	6,7	3,8	
		Médio	12,9	15,3	2,4	0,300
		Máximo	24,5	29,4	4,9	
	G (m ² ha ⁻¹)		34,443	37,729	3,286	0,4107
	Vcc (m ³ ha ⁻¹)		312,88	376,35	63,47	7,9337
	Vm (m ³ ha ⁻¹)		7,06	31,57	24,51	
Vi (m ³ ha ⁻¹)		-	1,87	1,87		
4	N/há		541	541	-	
	DAP (cm)	Mínimo	10,0	10,0	-	
		Médio	22,5	23,7	1,2	0,150
		Máximo	69,9	74,8	4,9	
	Ht (m)	Mínimo	2,2	5,7	3,5	
		Médio	13,3	15,9	2,6	0,325
		Máximo	27,0	29,	2,0	
	G (m ² ha ⁻¹)		28,335	31,308	2,973	0,3716
	Vcc (m ³ ha ⁻¹)		270,03	316,86	46,83	5,8375
	Vm (m ³ ha ⁻¹)		5,03	23,96	18,93	
Vi (m ³ ha ⁻¹)		-	2,79	2,79		
5	N/ha		599	581	-18	
	DAP (cm)	Mínimo	10,0	10,0	-	
		Médio	22,0	23,5	1,5	0,187
		Máximo	111,3	115,6	4,3	
	Ht (m)	Mínimo	1,8	2,5	0,7	
		Médio	12,6	14,9	2,3	0,287
		Máximo	33,0	34,6	1,6	
	G (m ² ha ⁻¹)		32,520	35,599	3,079	0,3849
	Vcc (m ³ ha ⁻¹)		312,82	371,40	58,58	7,3225
	Vm (m ³ ha ⁻¹)		9,36	26,56	17,2	
Vi (m ³ ha ⁻¹)		-	2,25	2,25		
Médias	N/ha		3.491	3.390	-101	
	DAP (cm)	Mínimo	10,0	10,0	-	
		Médio	20,7	22,1	1,4	0,175
		Máximo	111,3	115,5	4,2	
	Ht (m)	Mínimo	1,8	2,1	0,3	
		Médio	12,6	14,9	2,3	0,288
		Máximo	33,0	34,6	1,6	
	G (m ² ha ⁻¹)		30,765	33,764	2,999	0,3749
	Vcc (m ³ ha ⁻¹)		384,13	337,95	53,82	6,7275
	Vm (m ³ ha ⁻¹)		7,21	23,43	16,22	
Vi (m ³ ha ⁻¹)		-	2,20	2,20		

Pode-se observar na Tabela 1 que a floresta amostrada teve um incremento periódico anual em área basal de 0,3749 m²ha⁻¹ano⁻¹, e um incremento em volume de 6,7275 m³ha⁻¹ano⁻¹. a unidade amostral que apresentou maior incremento em área basal foi a unidade amostral 3 (0,4107 m²ha⁻¹ano⁻¹) e a unidade que teve menor incremento em área basal foi a 2 (0,3050 m²ha⁻¹ano⁻¹).

A unidade amostral 3 foi a que apresentou maior incremento em volume e a unidade 2 foi a que apresentou o menor incremento ($7,9337$ e $6,0650 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ respectivamente).

O volume de mortalidade anual, pra afloresta amostrada durante o período estudado foi de $16,22 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, e ingressaram $2,20 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$.

As unidades amostrais 1 e 3 mostram maiores incrementos em área basal e volume total com casca que as unidades 2, 4 e 5; também, isto coincide com que as unidades 1 e 3 destacam-se por apresentar a *Araucaria angustifolia* como espécie dominante da estrutura vegetal, no entanto, as outras unidades não tem a esta espécie em lugares destacados.

4.1.2 Composição florística

A Tabela 2 mostra o número de espécies, número de indivíduos e a percentagem de importância das famílias amostradas nos inventários de 1995 e 2003. A análise desses parâmetros, de acordo com ambos os inventários, mostra que a família *Myrtaceae* é a mais representada, com 23 espécies arbóreas e arbustivas, correspondendo a, aproximadamente, 20% do total das espécies amostradas nos inventários de 1995 e 2003, o que demonstra que nessa região as Mirtáceas desempenham um papel muito importante na composição florística da floresta. Klein (1984) cita 96 espécies da família *Myrtaceae* para o estado do Rio Grande do Sul, sendo que 53 ocorrem na Floresta Ombrófila Mista.

Estudos realizados por Nascimento (2000), nessa fazenda, também mostraram as Mirtáceas como a família com mais representatividade dentro da floresta; correspondendo a 32,7% do total das espécies identificadas.

A Família *Myrtaceae* caracteriza essa floresta, apresentando em ambos os inventários o maior número de espécies. Em segundo lugar de importância, sobressaiu a família *Lauraceae*, com 7,5 e 6,8% das espécies encontradas nos inventários de 1995 e 2003 respectivamente.

Merecem destaque também as famílias *Sapindaceae*, *Euphorbiaceae*, *Aquifoliaceae* e *Flacourtiaceae* que, juntamente com a família *Myrtaceae*, somaram 46,7% do número de espécies e 68,9% do número de indivíduos por hectare presentes em 1995. No inventário de 2003, tais famílias somaram o 46,4% do número de espécies e 69% do número de indivíduos amostrados por hectare.

No IFCRS (SEMA/UFSM, 2001), *Myrtaceae* também foi a família botânica com maior representatividade, com 48 espécies. No entanto, *Lauraceae* foi a segunda família mais representada (com 18 espécies), diferente da floresta amostrada na Fazenda Tupi,

posicionando em terceiro lugar. *Sapindaceae* ocupou o segundo lugar na Fazenda Tupi, com cinco espécies, e no IFCRS apareceu em sétimo lugar com oito espécies.

Tabela 2 – Número de espécies, abundância relativa, dominância relativa e percentagem de importância das vinte famílias mais importantes na floresta nos anos de 1995 e de 2003.

Família	N sp	DR	DoR	PI
<i>Myrtaceae</i>	21 (23)	33,5 (34,0)	22,7 (22,5)	21,2 (21,4)
<i>Sapindaceae</i>	5 (5)	17,0 (17,1)	15,7 (15,7)	13,4 (13,5)
<i>Lauraceae</i>	8 (8)	7,0 (7,0)	14,6 (14,8)	9,4 (9,6)
<i>Euphorbiaceae</i>	5 (5)	5,1 (5,1)	3,7 (3,7)	5,0 (5,0)
<i>Araucariaceae</i>	1 (1)	2,0 (2,0)	6,7 (7,0)	4,1 (4,3)
<i>Aquifoliaceae</i>	6 (6)	3,4 (3,0)	3,5 (3,3)	4,0 (3,8)
<i>Rosaceae</i>	2 (2)	2,2 (2,0)	2,7 (2,5)	3,3 (3,1)
<i>Flacuartiaceae</i>	5 (5)	2,9 (2,8)	1,1 (1,1)	3,3 (3,3)
<i>Rutaceae</i>	2 (2)	2,7 (2,7)	3,0 (3,0)	3,1 (3,0)
<i>Anacardiaceae</i>	2 (2)	2,7 (2,6)	3,0 (3,1)	3,0 (3,1)
<i>Erythroxylaceae</i>	1 (1)	3,2 (3,0)	2,2 (2,0)	2,9 (2,7)
<i>Styracaceae</i>	1 (1)	2,8 (1,9)	2,5 (1,7)	2,8 (2,3)
<i>Mimosaceae</i>	2 (3)	1,7 (1,5)	2,4 (1,9)	2,6 (2,3)
<i>Hippocrateaceae</i>	1 (1)	1,3 (1,2)	3,3 (3,1)	2,3 (2,2)
<i>Polygonaceae</i>	1 (1)	0,8 (0,7)	2,7 (2,3)	2,1 (1,9)
<i>Elaeocarpaceae</i>	1 (2)	1,1 (1,0)	1,8 (1,8)	1,8 (1,7)
<i>Simarubaceae</i>	2 (2)	0,8 (0,6)	0,3 (0,2)	1,2 (1,0)
<i>Phytolaccaceae</i>	2 (2)	0,7 (0,5)	0,4 (0,4)	1,1 (1,9)
<i>Myrsinaceae</i>	3 (3)	0,5 (0,3)	0,6 (0,4)	1,0 (0,5)
<i>Verbenaceae</i>	2 (2)	0,6 (0,5)	0,3 (0,3)	0,9 (0,8)
Outras	40 (31)	8,1 (10,5)	5,9 (9,2)	11,6 (12,6)

O segundo valor, entre parênteses, refere-se à amostragem de 2003, o primeiro valor à amostragem de 1995; N sp = número de espécies amostradas; DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); PI = Percentagem de importância (valor de importância da família dividido por três).

Das quarenta famílias encontradas em 1995, 42,5% apresentam somente uma espécie. E das 44 famílias amostradas em 2003, 45,5% apresentam somente uma espécie.

Na Tabela 3, pode-se observar uma lista, em ordem alfabética das famílias botânicas com suas espécies, o número de indivíduos levantados e a parcela onde foram encontradas, durante os inventários realizados nos anos 1995 e 2003. No Anexo 1, encontram-se listadas todas as espécies relacionadas por família, nome científico e nomes vulgares das árvores amostradas.

Na Floresta amostrada, foram registrados, no ano 1995, 3.491 indivíduos arbóreos, incluindo as árvores mortas, com circunferência à altura do peito (CAP) \geq 30 cm, correspondendo a 107 espécies distribuídas em 71 gêneros e 40 famílias botânicas. No ano 2003, foram amostradas 3.390 árvores, incluindo as mortas, pertencentes a 115 espécies, 75 gêneros e 44 famílias botânicas. Nesse período, ocorreu o ingresso de oito novas espécies na amostra: *Sloanea lasiocoma* (Sapopema), *Mimosa bimucronata* (Maricá), *Trichilia clausenii* (Catiguá-vermelho), *Myrceugenia oxisejala* (Mirtácea), *Myrciaria tenella* (Camboinzinho),

Randia armata (Limoeiro-do-mato), *Ficus luschnathiana* (Figueira-do-mato) e *Cordia tricotoma* (Louro); e não desapareceu nenhuma espécie.

A flutuação de espécies, que mostram os inventários sucessivos, sobretudo daquelas que não encontram o habitat preferencial na estrutura da fitocenose, mostrou que a movimentação anual do número de espécies foi de 2,9%. Esse valor é muito superior ao encontrado por Vaccaro (2002) trabalhando em três *subseres* numa Floresta Estacional Decidual, mostrando uma elevada dinâmica na composição florística da floresta.

Tabela 3 – Número de indivíduos por espécie e por parcela amostradas em 1995 e 2003.

Família Botânica e Nome Científico	Unidade Amostral Permanente (1 ha.)				
	1	2	3	4	5
ANACARDIACEAE					
<i>Lithraea brasiliensis</i>	(57) 54	(3) 3	(30) 26	(3) 3	
<i>Schinus terebinthifolius</i>	(1) 1				
ANNONACEAE					
<i>Rollinia sylvatica</i>					(2) 2
<i>Rollinia salicifolia</i>					(1) 1
AQUIFOLIACEAE					
<i>Ilex brevicuspis</i>	(3) 3	(9) 7	(4) 4	(9) 8	
<i>Ilex dumosa</i>		(1) 1	(11) 9		
<i>Ilex microdonta</i>	(1) 1				
<i>Ilex paraguariensis</i>			(3) 3	(36) 34	(5) 4
<i>Ilex theezans</i>	(10) 10				
<i>Ilex</i> sp.	(2) 2		(24) 16		
ARAUCARIACEAE					
<i>Araucaria angustifolia</i>	(23) 22	(4) 4	(39) 39		(3) 3
ARECACEAE					
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	(3) 3				(2) 2
ASTERACEAE					
<i>Dasyphyllum spinescens</i>					(1) 1
<i>Baccharis punctata</i>	(1) 0	(3) 1	(1) 0	(2) 0	(3) 3
BIGNONACEAE					
<i>Jacaranda micrantha</i>				(1) 1	
<i>Tabebuia alba</i>	(1) 1			(1) 1	
<i>Tabebuia pulcherrima</i>				(1) 1	
<i>Tecoma stans</i>			(1) 1		
BORAGINACEAE					
<i>Cordia tricotoma</i>					(0)1
CAESALPINACEAE					
<i>Apuleia leiocarpa</i>			(3) 3		

Família Botânica e Nome Científico	Unidade Amostral Permanente (1 ha.)				
	1	2	3	4	5
CELASTRACEAE					
<i>Maytenus dasyclados</i>	(1) 1				
<i>Schaefferia argentinensis</i>		(3) 3			(9) 6
CUNONIACEAE					
<i>Lamanonia ternata</i>				(2) 2	(2) 2
CYATHEACEAE					
<i>Dicksonia sellowiana</i>				(1) 1	(19) 19
EBENACEAE					
<i>Diospyros inconstans</i>				(1) 1	
ELAEOCARPACEAE					
<i>Sloanea lasiocoma</i>			(3) 3	(12) 9	(22) 20
<i>Sloanea monosperma</i>				(0) 1	(0) 1
ERYTHROXYLACEAE					
<i>Erythroxylum deciduum</i>	(74) 67	(24) 21	(14) 11	(1) 1	
EUPHORBIACEAE					
<i>Gymnanthes concolor</i>					(1) 1
<i>Sapium glandulatum</i>				(3) 3	
<i>Sebastiania brasiliensis</i>		(8) 10		(2) 1	(23) 21
<i>Sebastiania commersoniana</i>	(12) 12	(50) 49	(36) 34	(19) 18	(21) 20
<i>Stylingia oppositifolia</i>	(2) 2				(0) 2
FABACEAE					
<i>Lonchocarpus campestris</i>			(1) 2		
<i>Lonchocarpus nitidus</i>			(1) 1		
<i>Machaerium stipitatum</i>		(6) 7			
<i>Machaerium paraguariense</i>	(1) 1	(1) 0			
FLACOURTIACEAE					
<i>Banara parviflora</i>	(4) 8			(2) 1	(18) 16
<i>Banara tomentosa</i>	(4) 4	(2) 2	(2) 2	(11) 8	(19) 16
<i>Casearia decandra</i>	(13) 12	(6) 5	(11) 8	(3) 4	(0) 1
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>			(0) 1	(1) 1	
<i>Xylosma tweedianum</i>		(3) 3	(1) 1	(1) 1	
HIPPOCRATEACEAE					
<i>Pristimera andina</i>		(1) 1	(2) 2	(37) 32	(6) 6
ICACINACEAE					
<i>Citronella gongonha</i>	(1) 0		(0) 1		(1) 1
LAURACEAE					
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>		(2) 2	(8) 0	(0) 7	(18) 18
<i>Nectandra lanceolata</i>			(1) 1		(4) 5
<i>Nectandra megapotamica</i>	(5) 5	(41) 43	(5) 7	(34) 34	(60) 58
<i>Ocotea diospyrifolia</i>					(7) 5

Família Botânica e Nome Científico	Unidade Amostral Permanente (1 ha.)				
	1	2	3	4	5
<i>Ocotea puberula</i>				(3) 3	(5) 4
<i>Ocotea pulchella</i>	(1) 1	(20) 17	(1) 1	(4) 4	(5) 3
<i>Ocotea lancifolia</i>	(1) 1				(2) 3
<i>Ocotea</i> sp.	(4) 4		(12) 12		
MELIACEAE					
<i>Cedrela fissilis</i>	(2) 2	(1) 1		(3) 3	
<i>Trichilia clausenii</i>					(0) 1
<i>Trichilia elegans</i>				(1) 1	(1) 0
MIMOSACEAE					
<i>Inga marginata</i>			(9) 9		(8) 5
<i>Mimosa bimucronata</i>	(0) 1				
<i>Parapiptadenia rigida</i>	(12) 10	(22) 18	(8) 6	(2) 3	
MONIMIACEAE					
<i>Hennecartia omphalandra</i>					(1) 1
<i>Mollinedia elegans</i>					(1) 1
MORTAS					
Morta	(48) 37	(26) 44	(31) 75	(18) 34	(23) 42
MORACEAE					
<i>Ficus luschnathiana</i>		(0) 1			
MYRSINACEAE					
<i>Myrsine coriacea</i>	(1) 1		(3) 2		(1) 1
<i>Myrsine laetevirens</i>	(2) 0	(2) 0	(5) 4		(1) 0
<i>Myrsine umbellata</i>	(2) 1				
MYRTACEAE					
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	(39) 39	(21) 17	(42) 41	(11) 10	(4) 4
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	(32) 33	(85) 86	(34) 39	(55) 63	(63) 64
<i>Eugenia involucrata</i>	(57) 57	(14) 15		(1) 1	
<i>Eugenia pyriformis</i>	(3) 3	(3) 5	(1) 1	(0) 1	
<i>Eugenia ramboi</i>			(1) 1		
<i>Eugenia uniflora</i>	(1) 1	(74) 75	(78) 72	(36) 35	(36) 30
<i>Gomidesia sellowiana</i>		(2) 1	(2) 0		
<i>Myrceugenia cucullata</i>		(0) 2	(1) 1	(21) 18	(8) 7
<i>Myrceugenia glaucescens</i>		(9) 5	(1) 1		
<i>Myrceugenia miersiana</i>		(1) 1		(0) 7	(31) 31
<i>Myrceugenia oxisejala</i>			(0) 1		
<i>Myrcia bombycina</i>	(43) 39		(17) 11		
<i>Myrcia hatschbachii</i>					(1) 1
<i>Myrcia glabra</i>	(1) 1				
<i>Myrcia obtecta</i>	(4) 6				
<i>Myrcia oligantha</i>	(1) 1				
<i>Myrcianthes gigantea</i>	(17) 16	(12) 10	(51) 48	(3) 2	(5) 4
<i>Myrcianthes pungens</i>	(3) 4	(27) 5	(75) 74	(3) 5	(12) 12
<i>Myrciaria cf. floribunda</i>	(26) 27		(2) 1		
<i>Myrciaria deliculata</i>	(50) 47	(12) 14	(30) 24	(6) 6	
<i>Myrciaria tenella</i>			(0) 2	(0) 2	

Família Botânica e Nome Científico	Unidade Amostral Permanente (1 ha.)				
	1	2	3	4	5
<i>Myrrhimum atropurpureum</i>	(1) 1				
<i>Psidium cattleianum</i>		(1) 1			
NÃO IDENTIFICADA					
Não identificada	(2) 1	(2) 3		(1) 1	(4) 5
PHYTOLACCACEAE					
<i>Phytolacca dioica</i>					(3) 2
<i>Seguiera aculeata</i>	(5) 5	(5) 2		(2) 2	(10) 5
POLYGONACEAE					
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	(10) 10	(6) 5	(6) 3	(0) 1	(7) 6
PROTEACEAE					
<i>Roupala asplenioides</i>	(1) 1				
<i>Roupala brasiliensis</i>	(2) 2			(1) 1	
RHAMNACEAE					
<i>Hovenia dulcis</i>	(1) 1				
ROSACEAE					
<i>Prunus sellowii</i>	(4) 4	(16) 14	(3) 2	(33) 28	(17) 15
<i>Quillaja brasiliensis</i>	(3) 3		(2) 1		
RUBIACEAE					
<i>Randia armata</i>		(0) 1			
RUTACEAE					
<i>Zanthoxylum kleinii</i>	(66) 66				
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	(4) 5	(4) 4	(15) 11	(4) 3	(1) 1
SAPINDACEAE					
<i>Allophylus edulis</i>	(5) 6	(4) 7	(12) 9	(15) 15	(15) 17
<i>Allophylus guaraniticus</i>		(21) 18			
<i>Cupania vernalis</i>	(37) 38	(6) 6	(1) 1	(26) 28	(38) 38
<i>Matayba elaeagnoides</i>	(126) 126	(110) 98	(89) 87	(78) 71	(11) 13
SAPOTACEAE					
<i>Chrysophyllum marginatum</i>					(2) 2
SIMAROUBACEAE					
<i>Picrasma crenata</i>	(3) 3	(3) 0	(4) 1		(15) 12
<i>Picramnia cf. parvifolia</i>	(0) 1	(1) 1	(1) 0	(0) 1	
SOLANACEAE					
<i>Solanum erianthum</i>			(2) 2	(0) 1	
<i>Solanum pseudoquina</i>	(1) 1			(1) 1	(4) 2
<i>Solanum sanctae-catharinae</i>					(8) 5
STYRACACEAE					
<i>Styrax leprosus</i>	(1) 1	(35) 21	(57) 40	(1) 1	(3) 3
SYMPLOCACEAE					
<i>Symplocus uniflora</i>	(5) 5				

Família Botânica e Nome Científico	Unidade Amostral Permanente (1 ha.)				
	1	2	3	4	5
TILIACEAE					
<i>Luehea divaricata</i>	(2) 2			(3) 2	(4) 4
VERBENACEAE					
<i>Vitex megapotamica</i>				(1) 1	(1) 1
<i>Citharexylum solanaceum</i>	(1) 1			(17) 14	(1) 1

O primeiro valor, entre parênteses, refere-se à amostragem de 1995, o segundo valor à amostragem de 2003.

A Tabela 4 apresenta a dominância relativa, abundância relativa e frequência relativa, ordenadas pelo valor de importância (VI) decrescente, amostradas nos inventários de 1995 e 2003, das vinte espécies com os maiores valores de importância.

As espécies *Matayba elaeagnoides*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Nectandra megapotamica*, *Eugenia uniflora*, *Araucaria angustifolia*, *Blepharocalyx salifolius*, *Sebastiania commersoniana* e *Myrciastes pungens* foram as espécies mais importantes na comunidade, tanto no inventário de 1995 como no de 2003, representando, respectivamente, 38,56% e 39,29% da percentagem de importância.

A Tabela 4 mostra que houve uma pequena redução no valor de importância da espécie dominante *Matayba elaeagnoides* e um aumento para as espécies *Campomanesia xanthocarpa*, *Nectandra megapotamica* e *Araucaria angustifolia*. A tendência futura dessas últimas espécies poderia atingir, gradativamente, melhores valores de VI.

Nesse período, *Sebastiania commersoniana* passou da sétima para a sexta posição, e a espécie *Cupania vernalis* passou da décima para a nona posição (Tabela 4). Essas duas espécies, secundárias tardias, estão ganhando importância em consequência de estar em um processo de recuperação depois de fortes intervenções antrópicas e, provavelmente, uma vez recuperada a estrutura original de floresta madura, tais valores devem diminuir.

Um aspecto, que cabe ressaltar é que *Araucaria angustifolia* (Pinheiro), embora tenha passado do décimo quarto lugar no ano 1995 para o décimo segundo lugar no inventário do ano 2003, em relação ao número de indivíduos, se destaca em quarto lugar na dominância (Tabela 4), pelo porte e a área basal de seus indivíduos. A densidade de Pinheiros encontrada em ambos os inventários (14 árvores/hectare), situa-se muito abaixo da densidade encontrada em florestas secundárias na região, aproximadamente, 50-100 árvores/ha. Ainda, a representatividade do Pinheiro é muito baixa (3,61 e 3,75 em Valor de Importância Percentual, para os inventários de 1995 e 2003 respectivamente) comparado com o valor encontrado pelo SEMA/UFSM para todo o estado do Rio Grande do Sul (6,62 VI%).

Tabela 4 – Valores relativos de densidade, dominância e frequência das vinte espécies com maior Valor de Importância (VI) na floresta amostrada nos anos de 1995 e de 2003.

Ano 1995				
Espécie	DR	DoR	FR	VI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	11,86	12,76	4,37	28,98
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	7,71	6,12	4,28	18,11
<i>Nectandra megapotamica</i>	4,15	6,87	3,30	14,32
<i>Eugenia uniflora</i>	6,45	3,11	3,39	12,94
Mortas	4,18	3,68	4,19	12,05
<i>Araucaria angustifolia</i>	1,98	6,71	2,14	10,83
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	3,38	3,68	3,57	10,62
<i>Sebastiania commersoniana</i>	3,95	3,20	3,39	10,54
<i>Myrcianthes pungens</i>	3,44	3,05	2,85	9,34
<i>Lithraea brasiliensis</i>	2,66	3,02	2,05	7,73
<i>Cupania vernalis</i>	3,09	2,20	2,32	7,61
<i>Prunus sellowii</i>	2,09	2,55	2,85	7,50
<i>Myrcianthes gigantea</i>	2,52	2,29	2,67	7,49
<i>Erythroxylum deciduum</i>	3,24	2,18	2,05	7,47
<i>Styrax leprosus</i>	2,78	2,48	1,96	7,22
<i>Myrciaria deliulata</i>	2,81	0,99	2,58	6,38
<i>Pristimeria andina</i>	1,32	3,33	1,34	5,99
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	0,83	2,67	1,69	5,19
<i>Parapiptadenia rígida</i>	1,26	2,11	1,60	4,98
<i>Zanthoxylum kleinii</i>	1,89	2,09	0,80	4,79
Outras 78 espécies	32,59	28,59	50,50	111,97
Ano 2003				
Espécie	DR	DoR	FR	VI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	11,65	12,59	4,50	28,74
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	8,41	6,41	4,32	19,13
Mortas	6,90	5,97	4,5	17,37
<i>Nectandra megapotamica</i>	4,34	7,49	3,49	15,31
<i>Eugenia uniflora</i>	6,28	2,98	3,49	12,75
<i>Araucaria angustifolia</i>	2,01	7,04	2,20	11,25
<i>Sebastiania commersoniana</i>	3,92	3,18	3,49	10,60
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	3,27	3,67	3,58	10,52
<i>Myrcianthes pungens</i>	3,54	2,92	3,12	9,58
<i>Cupania vernalis</i>	3,27	2,41	2,48	8,16
<i>Lithraea brasiliensis</i>	2,54	3,06	2,11	7,71
<i>Myrcianthes gigantea</i>	2,36	2,17	2,66	7,19
<i>Prunus sellowii</i>	1,86	2,31	2,75	6,92
<i>Erythroxylum deciduum</i>	2,95	2,04	1,93	6,92
<i>Myrciaria deliulata</i>	2,68	0,99	2,66	6,33
<i>Pristimeria andina</i>	1,21	3,13	1,29	5,63
<i>Styrax leprosus</i>	1,95	1,73	1,84	5,51
<i>Zanthoxylum kleinii</i>	1,95	2,32	0,83	5,10
<i>Eugenia involucreta</i>	2,15	1,30	1,47	4,92
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	0,74	2,31	1,56	4,61
Outras 98 espécies	32,92	29,75	50,23	118,22

DR = abundância relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); VI = valor de importância.

Os valores apresentados no número de espécies encontradas em 1995 e 2003 foram, aproximadamente, a metade do número de espécies amostradas durante o Inventário Florestal

Contínuo do Rio Grande do Sul (IFCRS), 246 espécies (SEMA/UFSM, 2001), considerando o estágio sucessional Médio e Avançado. A distribuição de espécies, que apresenta a floresta amostrada, também mostra diferenças com o SEMA/UFSM, pois *Araucaria angustifolia* se mostrou como a espécie com maior VI no Inventário Florestal Contínuo; e na Fazenda Tupi, apresenta-se no quinto lugar, e *Matayba elaeagnoides* situou-se em segundo lugar no SEMA/UFSM, no entanto, na Fazenda Tupi, mostra-se como a espécie com maior VI. Este fato demonstra que houve uma forte exploração relativa da araucária na área em estudo.

As árvores mortas em pé, apresentaram, no ano 1995, 4,2% dos indivíduos amostrados e em 2003, 6,9% do total de indivíduos encontrados. Esses valores correspondem à mortalidade de indivíduos arbóreos de uma floresta secundária, que, em 1995, foi inferior e, em 2003, foi superior, ao valor de 6,5% encontrado por Longhi *et al.* (1997) para uma floresta desenvolvida no município de São Francisco de Paula, RS.

O aumento, que se pode observar no número de indivíduos mortos no período estudado, mostraria que a floresta está passando por um período em que a mortalidade é alta, e estão sendo abertas muitas clareiras no interior da floresta, o que possibilitaria, num futuro próximo, o ingresso de novos indivíduos na estrutura.

Os Índices de Diversidade de Shannon, encontrados nos inventários de 1995 e 2003 (3,684 e 3,645 respectivamente), representam uma diversidade alta, o que pode ser esperado para uma floresta com intervenção antrópica e em uma fase de mudança na sua estrutura.

4.1.2 Estratificação vertical

A Figura 3 apresenta o Diagrama h - M para a Floresta amostrada, de acordo com os inventários dos anos 1995 e 2003.

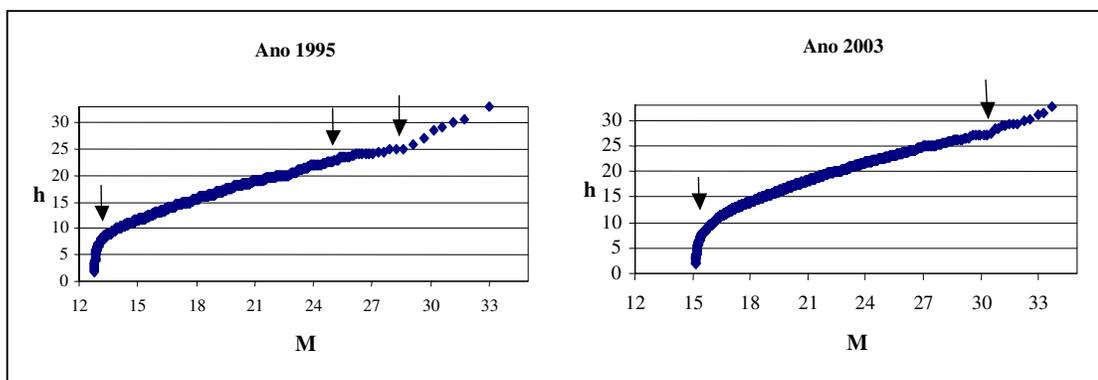


Figura 3 – Diagrama h - M para a Floresta amostrada em 1995 e 2003.

Observa-se que, em 1995, a floresta apresentou 99,7% de suas árvores com alturas inferiores a 25 m e, em 2005, 99,3% de suas árvores com alturas inferiores a 27 m (Figura 3).

Em 1995, pode-se reconhecer quatro estratos por causa da mudança no curso retilíneo no diagrama indicado pelas flechas. O primeiro estrato (estrato I), descontínuo, composto de árvores com altura total maior ou igual a 25 m, encontra-se formado por árvores esporádicas, chamadas de emergentes. O segundo estrato (estrato II), mais compacto e contínuo, é composto por árvores com altura total maior ou igual a 23 m e menor do que 25 m, compondo o dossel de árvores dominantes da floresta.

O terceiro estrato (estrato III), representado por 91,8% do total dos indivíduos amostrados e composto por árvores com alturas inferiores a 23 m e superiores a 8 m forma um estrato contínuo, denominado estrato intermediário da floresta. O quarto estrato (estrato IV) composto por indivíduos com alturas inferiores a 8 m, forma o estrato inferior da floresta. Como nesta análise não foram considerados os indivíduos com CAP < 30 cm, fica difícil estabelecer a estrutura completa do quarto estrato, composta por espécies características do sub-bosque.

Entretanto, no ano 2003, o diagrama mostrou uma mudança em relação ao apresentado no ano de 1995. Nesse ano, pode-se reconhecer três estratos. O primeiro estrato, contínuo, encontra-se formado por árvores com alturas superiores a 27 m. O segundo estrato, compacto e contínuo, é formado por árvores com alturas que variam de 8 m a 27 m, compondo o dossel superior da floresta, abrangendo em torno de 94,5% do total de indivíduos amostrados. E o terceiro estrato, com espécies características do sub-bosque, é composto por indivíduos com altura total inferiores a 8 m.

Essa mudança na estrutura vertical deve-se, sobretudo, ao fato de ter ocorrido uma mortalidade superior ao ingresso registrado. Esse fato também se pode observar na comparação dos diagramas em que fica claro um “deslocamento” da curva para a direita, o que estaria indicando que nessa fase da dinâmica, a mortalidade está formando clareiras dentro da floresta para permitir, num futuro próximo, o aparecimento ou surgimento de novos indivíduos.

Além disso, o fato de passar de quatro estratos (ano 1995) para três estratos (ano 2003), indica uma “estabilização” da estrutura. No ano 1995, a floresta não estava recuperada totalmente da intervenção antrópica e, por isso, teria apresentado um maior número de estratos.

4.1.2.1 Estrato I

No inventário de 1995 no Estrato I, o estrato das árvores emergentes, definido pelo Diagrama *h-M* (Figura 3), com altura total maior ou igual a 25 m, foram encontrados 11 indivíduos arbóreos, divididos em seis gêneros, sete espécies e seis famílias botânicas. Na Tabela 5, encontram-se listadas as espécies amostradas, nesse estrato, por ordem decrescente de VI, e os parâmetros número de indivíduos, densidade relativa, dominância relativa e frequência relativa.

Como se pode observar, nesse Estrato, não figura entre as espécies emergentes a *Araucaria angustifolia*. Tal fenômeno deve-se ao fato da floresta ter sido fortemente explorada, e a ocorrência do pinheiro ter sido restrita a áreas reduzidas dentro da floresta perdendo, assim, seu protagonismo na estrutura.

A espécie com maior densidade foi *Ruprechtia laxiflora*, grupo sucessional Secundário Tardio, seguida de *Cedrela fissilis* (grupo sucessional Secundário Inicial). Ambas as espécies respondem por mais de 50% do número total de espécies amostradas nesse estrato. A família botânica com maior número de espécies foi *Lauraceae* com 28% de representatividade em relação ao número de espécies identificadas.

Tabela 5 - Valores relativos de densidade, dominância, e frequência e número de árvores, das espécies do Estrato I ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 1995.

Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	4	36,4	54,4	22,2	113,0
<i>Cedrela fissilis</i>	2	18,2	10,7	22,2	51,1
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1	9,1	17,5	11,1	37,7
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1	9,1	10,7	11,1	30,9
<i>Ocotea lancifolia</i>	1	9,1	6,2	11,1	26,4
<i>Pristimeria andina</i>	1	9,1	0,3	11,1	20,6
<i>Seguiera aculeata</i>	1	9,1	0,2	11,1	20,4

N = número de árvores; DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); VI = valor de importância.

No ano 2003, nesse Estrato, definido pelo Diagrama *h-M* pelas árvores com altura maior do que 27 m encontraram-se vinte indivíduos arbóreos, distribuídos em 11 espécies, 11 gêneros, e nove famílias botânicas. Nesse inventário e neste estrato, apresentaram relevância as árvores mortas, o que mostraria que a floresta teve um crescimento em altura e algumas árvores que atingiam o estrato emergente morreram por não encontrar condições favoráveis para seu desenvolvimento (Tabela 6).

Nesse Estrato, no ano 2003, as espécies mais abundantes foram *Ruprechtia laxiflora*, *Parapiptadenia rigida*, *Campomanesia xanthocarpa* e *Nectandra megapotamica*, representando, entre elas, quase 38% de todos os indivíduos amostrados.

Ainda, não apareceram árvores de *Araucaria angustifolia*, e, no entanto, desapareceram *Ocotea diospyrifolia*, *Ocotea lancifolia* e *Pristimeria andina*. Desse modo, confirma-se a substituição gradativa de espécies e grupos ecológicos no transcurso do tempo.

As famílias botânicas com maior representatividade pelo seu número de espécies foram, *Myrtaceae*, *Lauraceae* e *Phytolacaceae*; entretanto, *Polygonaceae* foi a que apresentou o maior número de indivíduos no estrato.

Tabela 6 - Valores relativos de densidade, dominância, frequência e número de árvores, das espécies do Estrato I ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 2003.

Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	5	25,0	40,0	22,2	87,3
<i>Parapiptadenia rigida</i>	2	10,0	12,7	11,1	33,8
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	2	10,0	7,8	11,1	28,9
Mortas	2	10,0	3,3	11,1	24,5
<i>Nectandra megapotamica</i>	2	10,0	8,7	5,6	24,2
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1	5,0	12,5	5,6	23,1
<i>Phytolacca dioica</i>	1	5,0	5,8	5,6	16,3
<i>Cedrela fissilis</i>	1	5,0	4,4	5,6	15,0
<i>Ocotea pulchella</i>	1	5,0	2,3	5,6	12,9
<i>Prunus sellowii</i>	1	5,0	2,0	5,6	12,5
<i>Myrsine coriacea</i>	1	5,0	0,4	5,6	10,9
<i>Seguiera aculeata</i>	1	5,0	0,2	5,6	10,7

N = número de árvores; DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); VI = valor de importância.

A área basal no ano 1995 desse estrato foi de 0,820 m²/ha, e o Índice de Shannon teve um valor de 1,768. No ano 2003, a área basal aumentou atingindo um valor de 1,224 m²/ha, e o Índice de Shannon mostrou uma maior diversidade alcançando o valor de 2,316.

4.1.2.2 Estrato II

No ano 1995, no estrato das árvores dominantes (Estrato II), foram amostrados 21 indivíduos arbóreos, distribuídos em nove espécies e nove famílias botânicas. A área basal desse estrato foi de 0,757 m²/ha, e o valor do Índice de Shannon foi de 2,083, mostrando mais diversidade que a apresentada no Estrato I.

Nesse estrato, no ano 1995 (Tabela 7), *Araucaria angustifolia* (grupo ecológico Pioneiro) foi a espécie que mostrou maior abundância junto a *Prunus sellowii* (grupo

ecológico Secundário Inicial). Em ordem decrescente, encontram-se *Parapiptadenia rigida* e *Ruprechtia laxiflora*. Essas quatro espécies respondem por 71,5% das árvores encontradas. Nesse estrato, *Araucaria angustifolia* apresenta-se como a espécie dominante, característica dessa formação florestal. No entanto, em consequência da intervenção antrópica, tal espécie não atingiu a categoria de emergente; seria de se esperar que nos próximos anos, em sua busca pela luz esses indivíduos passem a fazer parte do Estrato I.

A família com maior representatividade, em número de espécies, foi *Myrtaceae* e a que apresentou maior número de indivíduos foi *Araucariaceae*, confirmando a sua preponderância na formação vegetal do estrato das árvores dominantes.

Tabela 7 - Valores relativos de densidade, dominância, frequência e número de árvores, das espécies do Estrato II ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 1995.

Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<i>Araucaria angustifolia</i>	5	23,8	35,5	21,1	80,3
<i>Prunus sellowii</i>	4	19,1	12,4	21,1	52,5
<i>Parapiptadenia rigida</i>	3	14,3	15,7	15,8	45,8
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	3	14,3	12,5	10,5	37,3
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1	4,8	6,9	5,3	16,9
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	1	4,8	5,0	5,3	15,1
<i>Cedrela fissilis</i>	1	4,8	4,9	5,3	14,9
<i>Ocotea pulchella</i>	1	4,8	2,8	5,3	12,9
<i>Ilex paraguariensis</i>	1	4,8	1,9	5,3	12,0

N = número de árvores; DR = dominância relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); VI = valor de importância

De acordo com o inventário de 2003, no Estrato II, amostraram-se 3.262 indivíduos arbóreos, agrupados em 116 espécies e 44 famílias botânicas (Tabela 8). O valor do Índice de Shannon foi de 3,626, o que mostra uma alta diversidade florística, e a área basal alcançou um valor de 31,998 m²/ha.

A espécie mais abundante nesse estrato foi *Matayba elaeagnoides*, com 78 indivíduos por hectare.

Em 2003, o diagrama *h-M* (Figura 3) mostrou esse Estrato como o mais abundante, composto pelas árvores com altura maior que 8 m e menor ou igual a 27 m, compondo o dossel superior da floresta. Nesse Estrato, encontram-se 96,2% de todos os indivíduos amostrados. *Matayba elaeagnoides* foi a espécie que apresentou maior valor de importância (VI), seguida de *Campomanesia xanthocarpa*, *Nectandra megapotamica*, *Eugenia uniflora*, *Araucaria angustifolia* e *Sebastiania commersoniana*; essas seis espécies somam cerca de 69% do total de indivíduos amostrados nesse Estrato.

Na amostragem feita no ano 2003, as árvores mortas representaram 6,1% do total de indivíduos encontrados neste estrato. Isto indica que muitas árvores estão desaparecendo deste estrato gerando aberturas (*gaps*) no dossel da cobertura arbórea o que possibilitará, no futuro, o aparecimento de novos indivíduos e espécies.

Myrtaceae continua sendo a família com maior representatividade quanto ao número de espécies, concentrando 19,8% do total de espécies amostradas. Também *Myrtaceae* apresentou o maior número de indivíduos do Estrato II.

Tabela 8 – Valores relativos de densidade, dominância, e frequência e número de árvores, das dez espécies do Estrato II ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 2003.

Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	388	11,9	13,2	4,6	29,8
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	283	8,7	6,5	4,3	19,6
<i>Nectandra megapotamica</i>	143	4,4	7,6	3,5	15,4
<i>Eugenia uniflora</i>	209	6,4	3,1	3,5	13,0
<i>Araucaria angustifolia</i>	67	2,1	7,3	2,3	11,6
<i>Sebastiania commersoniana</i>	130	4,0	3,3	3,6	10,9
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	110	3,4	3,4	3,6	10,4
<i>Myrcianthes pungens</i>	119	3,7	3,1	3,2	9,9
<i>Cupania vernalis</i>	107	3,3	2,5	2,6	8,3
<i>Lithraea brasiliensis</i>	85	2,6	3,2	2,2	8,0
Outras 106 espécies	1621	49,5	46,8	66,6	163,1

N = número de árvores; DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); VI = valor de importância.

4.1.2.3 Estrato III

De acordo com o inventário de 1995, o Estrato III, formado pelas árvores com altura total superior a 8 m e inferior ou igual a 23 m, conformando o dossel intermediário da floresta, mostrou-se compacto e contínuo, de acordo com o diagrama *h-M* (Figura 3). Nesse Estrato, encontram-se representados 91,7% do total de indivíduos amostrados (3.201 indivíduos arbóreos).

Matayba elaeagnoides foi a espécie que apresentou maior número de indivíduos e maior valor de importância (VI), seguida de *Campomanesia xanthocarpa*, *Nectandra megapotamica*, *Eugenia uniflora*, *Sebastiania commersoniana*, *Araucaria angustifolia* e *Blepharocalyx salicifolius*. Essas espécies respondem por 37,1% do total de VI do Estrato III (Tabela 9).

A Tabela 9 mostra uma distribuição muito similar à apresentada no Estrato II do inventário do ano de 2003 (Tabela 9), evidenciando que a floresta se está movimentando à direita segundo mostra o Diagrama *h-M* (Figura 3). Ainda, pode-se observar que *Araucaria*

angustifolia passou da posição 6, relativa ao VI no ano 1995 à posição 5 no ano de 2003, indicando que, no decorrer do desenvolvimento da floresta secundária, a tendência futura parece indicar que essa espécie ganhará importância fitossociológica alcançando os maiores valores do VI.

Também, observa-se que *Cupania vernalis* não se encontra entre as dez espécies com maior VI no ano 1995 e, sim, aparece na nona posição no inventário do ano 2003. *Erythroxylum deciduum* que se localiza em décimo lugar no ano de 1995, passou para a décima segunda posição no inventário do ano de 2003.

Tabela 9 – Valores relativos de densidade, dominância, frequência e número de árvores, das dez espécies do Estrato III ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 1995.

Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	395	12,3	13,8	4,6	30,7
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	267	8,3	6,6	4,6	19,5
<i>Nectandra megapotamica</i>	143	4,5	7,5	3,5	15,5
<i>Eugenia uniflora</i>	215	6,7	3,3	3,6	13,6
<i>Sebastiania commersoniana</i>	129	4,0	3,4	3,5	11,0
<i>Araucaria angustifolia</i>	64	2,0	6,4	2,3	10,7
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	114	3,6	3,2	3,6	10,4
<i>Myrcianthes pungens</i>	114	3,6	3,3	3,0	9,9
<i>Lithraea brasiliensis</i>	90	2,8	3,3	2,2	8,3
<i>Erythroxylum deciduum</i>	112	3,5	2,4	2,2	8,1
Outras 96 espécies	1557	48,7	46,8	66,9	162,3

N = número de árvores; DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); VI = valor de importância.

Nesse Estrato, as árvores mortas representaram somente 2,5% do total de indivíduos amostrados no ano 1995, valor muito inferior ao apresentado no Estrato II do ano 2003 (6,1%), o estrato que forma o dossel da floresta. Isso mostra, mais uma vez, que a dinâmica da floresta produz-se por períodos; há períodos em que a mortalidade é superior aos ingressos, gerando *gaps* no dossel, permitindo a entrada de maior quantidade de luz ao solo, favorecendo, assim, o surgimento de novos indivíduos. Evidentemente, o período de observação 1995-2003 não é suficientemente amplo para poder observar o período no qual os ingressos superam à mortalidade.

Na amostragem do ano 2003, o Estrato III (estrato inferior) formado pelas árvores com altura total inferior ou igual a 8 metros, mostrou a *Dicksonia sellowiana* (espécie *Clímax*) como a espécie mais abundante e com maior participação na estrutura desse estrato, seguida de *Matayba elaeagnoides*, *Sebastiania brasiliensis*, *Allophylus edulis* e *Eugenia uniflora*. Tais espécies representaram 66% do total de indivíduos amostrados nesse Estrato (Tabela 10).

No Estrato III, do ano 2003, as árvores mortas foram as que apresentaram maior densidade representando 30% do total de indivíduos amostrados nesse estrato. Evidentemente a dinâmica no estrato inferior é muito maior que a apresentada nos demais estratos, dado esse coincidente com o estabelecido por Vaccaro (2002) para amostras tomadas numa floresta Estacional Decidual madura. Esse autor informou que 44,3% das árvores que morriam na floresta madura, pertenciam á categoria sucessional “sub-bosque”.

Tabela 10 – Valores relativos de densidade, dominância, freqüência e número de árvores, das dez espécies do Estrato III ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 2003.

Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<i>Dicksonia sellowiana</i>	19	19,0	39,4	7,0	65,5
<i>Matayba elaeagnoides</i>	7	7,0	3,9	9,9	20,7
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	5	5,0	2,1	7,0	14,1
<i>Allophylus edulis</i>	5	5,0	2,3	5,6	12,9
<i>Eugenia uniflora</i>	4	4,0	2,2	5,6	11,9
<i>Sebastiania commersoniana</i>	3	3,0	1,7	4,2	8,9
<i>Cupania vernalis</i>	3	3,0	2,0	2,8	7,8
<i>Picrasma crenata</i>	2	2,0	1,4	2,8	6,2
<i>Nectandra megapotamica</i>	2	2,0	0,9	2,8	5,9
<i>Myrcia bombycina</i>	2	2,0	0,8	2,8	5,7
Outras 16 espécies	48	48,0	43,3	49,5	140,4

N = número de árvores; DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = freqüência relativa (%); VI = valor de importância

As áreas basais e o Índice de Shannon, nos anos 1995 e 2003, apresentaram os seguintes valores: 28,064 m²/ha e 0,438 m²/ha; 3,640 e 2,524 respectivamente.

4.1.2.4 Estrato IV

Esse Estrato inferior, conformado somente no inventário do ano 1995, corresponde a todas as árvores com altura inferior ou igual a 8 metros (Figura 3). Nesse Estrato, *Dicksonia sellowiana* foi a espécie mais abundante e com maior participação na estrutura desse Estrato, seguida de *Matayba elaeagnoides*, *Sebastiania brasiliensis*, *Eugenia uniflora*; *Schaefferia argentinensis*, *Allophylus edulis* e *Cupania vernalis*, que representam 36,3% do total de indivíduos amostrados (Tabela 11).

Esse Estrato apresentou, no ano de 1995, um total de 256 indivíduos arbóreos, valor muito superior ao encontrado durante o inventário de 2003; ainda, as árvores mortas, no ano 1995, representaram o 25,4% do total de indivíduos amostrados. Isso mostra, novamente, que o estrato inferior é o mais dinâmico, pois a redução do número de indivíduos, desde o inventário do ano de 1995 ao inventário do ano de 2003, se deve a dois fatores, primeiro à

passagem dos indivíduos de um estrato a outro por seu crescimento em altura; e segundo, pelo aumento na mortalidade acontecida no período.

Tabela 11 - Valores relativos de densidade, dominância, freqüência e número de árvores, das dez espécies do Estrato IV ordenadas pelo Valor de Importância (VI) amostradas na floresta em 1995.

Espécie	N	DR	DoR	FR	VI
<i>Dicksonia sellowiana</i>	19	7,4	12,8	3,5	23,7
<i>Matayba elaeagnoides</i>	19	7,4	4,7	8,6	20,7
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	15	5,9	2,4	5,8	14,0
<i>Eugenia uniflora</i>	10	3,9	2,4	4,6	10,9
<i>Schaefferia argentinensis</i>	10	3,9	2,3	4,0	10,2
<i>Allophylus edulis</i>	10	3,9	1,7	4,6	10,2
<i>Cupania vernalis</i>	10	3,9	2,0	4,0	9,9
<i>Sebastiania commersoniana</i>	9	3,5	1,9	3,4	8,8
<i>Myrcianthes gigantea</i>	7	2,7	2,4	2,9	8,0
<i>Myrcia bombicina</i>	7	2,7	1,1	2,3	6,1
<i>Myrcianthes pungens</i>	6	2,3	1,1	2,3	5,7
Outras 36 espécies	134	54,6	65,2	54,0	171,8

N = número de árvores; DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = freqüência relativa (%); VI = valor de importância

4.1.3 Ingresso e mortalidade

Durante o período de estudo, ingressaram na floresta amostrada 20,38 árvores ha⁻¹ ano⁻¹. A taxa média anual de ingresso, calculada para a floresta amostrada foi de 3,05%, valor esse muito superior ao encontrado por Vaccaro (2002) para a *sere* de floresta madura, 1,58%.

Carvalho (1997), em uma floresta primária não-manejada na Floresta Nacional de Tapajós – PA encontrou uma taxa média anual de ingresso de 1,4 %. No mesmo estudo, observações de oito anos em dois tratamentos de desbaste indicaram uma taxa média anual de ingresso de 11 e 12%.

Por outro lado, Lieberman & Lieberman (1987), estudando florestas primárias na Costa Rica, encontraram uma taxa de ingresso de 1,8% para árvores com DAP mínimo de 10 cm. Gomide (1997), em uma Floresta Ombrófila Densa primária no Amapá, em um intervalo de 11 anos, observou uma taxa média anual de ingresso de 1,52%.

O alto valor encontrado neste estudo indicaria que a floresta encontra-se em um processo de evolução desde um estado *seral* de floresta secundária para um estado *seral* de floresta madura, onde o ingresso é muito abundante, mas não tanto como os registrados em florestas que sofreram intervenção recente ou com pouco tempo de evolução.

As espécies que apresentaram maior taxa de ingresso foram: *Campomanesia xanthocarpa* (Guabiroba), com uma taxa de ingresso de 13,50 árvores ha⁻¹ano⁻¹ e *Eugenia uniflora* (Pitangueira), com taxa de 8,60 árvores ha⁻¹ano⁻¹ – ambas as espécies secundárias iniciais; *Matayba elaeagnoides* (Camboatá-branco – secundária tardia), com 7,36 árvores ha⁻¹ano⁻¹; *Myrceugenia miersiana* (Guamirim-piloso – espécie *clímax*), com taxa de 6,75 árvores ha⁻¹ano⁻¹; *Allophylus edulis* (Chal-chal – secundária inicial), com 5,52 árvores ha⁻¹ano⁻¹; e *Cupania vernalis* (Camboatá-vermelho), *Myrcianthes pungens* (Guabiju) e *Myrciaria tenella* (Camboizinho) com 4,90 árvores ha⁻¹ano⁻¹.

A mortalidade registrada durante o período de estudo foi de 49,5 árvores ha⁻¹ano⁻¹. Neste estudo a taxa média anual de mortalidade foi de 7,40%. Esse valor é muito superior ao encontrado por Vaccaro (2002) nas três subseres de uma Floresta Estacional Decidual: capoeirão (2,87%), floresta secundária (4,26%) e floresta madura (2,42%), estudadas no Município de Santa Tereza, RS.

Pizzato (1999) trabalhando numa Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo, PR, encontrou que num período de oito anos de observação a taxa anual de mortalidade foi de 9 árvores ha⁻¹ano⁻¹ valor este muito inferior ao apresentado neste trabalho. Ainda, observou que as taxas de ingresso foram superiores às de mortalidade pois no período em estudo, a taxa de ingresso foi de 20 árvores ha⁻¹ano⁻¹, resultando em um aumento de 10,5%/3 anos.

Silva *et al.* (1996) encontraram em uma floresta primária não-manejada, na região de Tapajós, PA; uma taxa de mortalidade de 1,4%. Carvalho (1997), na Floresta Nacional de Tapajós, encontrou uma taxa de 1,3%. Ainda, Swaine *et al.* (1987) com base em 18 trabalhos feitos em áreas tropicais de três continentes, em florestas sem intervenção, fixou a taxa de mortalidade entre 1 e 2%.

Comparando-se os valores absolutos de ingresso e mortalidade, obteve-se um balanço negativo no período estudado, pois ingressaram 20,38 árvores ha⁻¹ano⁻¹ e morreram 49,50 árvores ha⁻¹ano⁻¹, gerando uma perda líquida de 29,12 árvores ha⁻¹ano⁻¹. Pode-se deduzir que a mortalidade está conduzindo essa estrutura para um estágio sucessional posterior.

Tendo em conta as taxas médias anuais de ingresso e mortalidade, constatou-se que, no período 1995–2003, a floresta aumentou, por ano em 3,05% o número de árvores mensuráveis por recrutamento e perdeu 7,40% por mortalidade, gerando, em termos líquidos, uma diminuição da população na ordem de 4,35%, indicando que a floresta não se encontra em equilíbrio, pois, segundo Whitmore (1984), em florestas *clímax*, a mortalidade é mais ou menos balanceada pelo ingresso de novos indivíduos.

As espécies que apresentaram maior taxa anual de mortalidade foram: *Styrax leprosus* (Carne-de-vaca – secundária tardia), com taxa de 9,60 árvores ha⁻¹ano⁻¹; *Matayba eleagnoides* (Camboatá-branco – secundária tardia), com 8,60 árvores ha⁻¹ano⁻¹; *Eugenia uniflora* (Pitangueira – secundária inicial), com 6,82 árvores ha⁻¹ano⁻¹, *Myrcia bombycina* (Guamirim-do-campo) com 3,28 árvores ha⁻¹ano⁻¹ e *Myrciaria delicatula* (Camboim) com 3,07 árvores ha⁻¹ano⁻¹.

4.1.4 Modelagem do incremento em área basal

A modelagem do incremento em área basal das árvores, efetuada por meio de regressão linear para a floresta amostrada, foi realizada somente para as árvores vivas medidas em 1995 e remedidas em 2003 e que não apresentaram erros característicos de medição, como incrementos periódicos em CAP com valores negativos e maiores do que 5 mm.

Analisando-se a correlação para a floresta amostrada (Tabela 12), verificou-se que a melhor inter-relação com a variável resposta (IPAG) foi a variável DAP95 (diâmetro à altura do peito no ano 1995) seguida de G95 (área basal por hectare no ano 1995), indicando haver uma tendência no sentido de que, quanto mais grossa a árvore, maior o incremento em área basal.

Tabela 12 – Correlação das variáveis mensuradas e calculadas para a floresta amostrada.

Variável	DAP95	ESTR	G95	IPAG	HD	HT
DAP95	1	-0,284	0,945	0,580	-0,696	0,666
ESTR	-0,284	1	-0,569	-0,187	-0,122	-0,549
G95	0,945	-0,569	1	0,513	-0,569	0,589
IPAG	0,580	-0,187	0,513	1	-0,360	0,497
HD	-0,696	-0,122	-0,569	-0,360	1	-0,080
HT	0,666	-0,549	0,589	0,497	-0,080	1

DAP95 = diâmetro altura do peito ano 1995; ESTR = estrato; G95 = área basal por hectare no ano 1995; HD = relação altura total/DAP; HT = altura total, IPAG = incremento periódico anual em área basal.

Convém ressaltar a pouca correlação existente entre o IPAG e o estrato (ESTR) em que se encontra cada árvore, indicando que na Floresta Ombrófila Mista da área em estudo o padrão de crescimento das árvores, em termos de área basal, independe do estrato em que se encontra cada indivíduo.

A modelagem de regressão realizada pelo procedimento de seleção *forward* do pacote estatístico SPSS versão 7.5 para Windows, foi feita para toda a floresta.

A seleção do melhor modelo foi feita pelo valor do coeficiente de determinação ajustado (R^2_{aj}), pelo erro padrão da estimativa (S_{xy}) e pela análise gráfica dos resíduos.

Num primeiro ajuste, o melhor modelo de regressão para descrever o IPAG para a floresta apresentou um $R^2_{aj} = 0,876$ e um $S_{xy} = 10,98\%$ (Tabela 13).

Tabela 13 – Estatísticas da modelagem do IPAG para a floresta amostrada pelo procedimento *forward*.

Mod.	Variável Independente	Estatística dos parâmetros					R^2_{aj}	$S_{xy}\%$
		B_j	Valor B_j	$S_{xy}.B_j$	$t.B_j$	Sig.		
1	1/DAP	B_0	-0,763	0,013	-58,60	0,000	0,868	10,98
		B_1	-28,649	0,205	-139,871	0,000		
2	1/DAP 1/HT	B_0	-0,676	0,015	-45,387	0,000	0,873	10,76
		B_1	-27,502	0,225	-122,194	0,000		
		B_2	-1,811	0,161	-11,247	0,000		
3	1/DA5 1/HT 1/G	B_0	-0,441	0,030	-14,811	0,000	0,876	10,61
		B_1	-36,774	1,047	-35,125	0,000		
		B_2	-1,750	0,159	-11,002	0,000		
		B_3	0,005937	0,001	9,062	0,000		

Sendo: B_j = coeficientes; DAP95 = diâmetro à altura do peito ano 1995; G95 = área basal por hectare no ano; HT = altura total; S_{xy} = erro padrão da estimativa do parâmetro; t = t de Student; Sig. = significância a 95% de confiabilidade; R^2_{aj} = coeficiente de determinação do modelo; $S_{xy}\%$ = erro padrão em percentagem do modelo

No entanto, a análise gráfica dos resíduos mostrou uma forte tendência dos dados que pertencem a uma só unidade amostral permanente, a Parcela 5 (Figura 4).

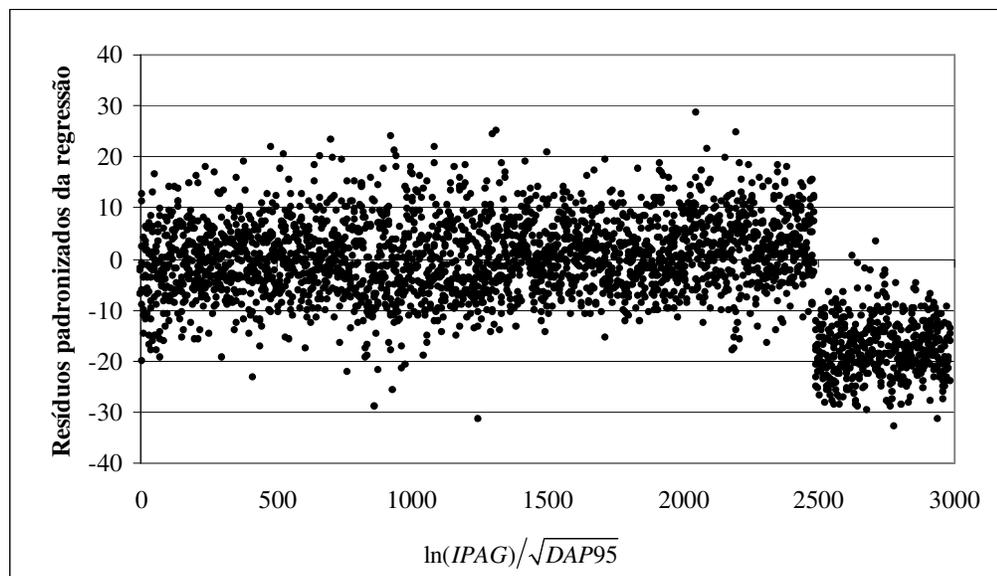


Figura 4 – Distribuição dos resíduos, em percentagem, na modelagem do IPAG para a floresta amostrada.

Portanto, ainda que se tenha conseguido bons ajustes na regressão, de acordo com o coeficiente de determinação e erro padrão, é necessário rejeitar o modelo selecionado e fazer novos ajustes considerando os dados da Parcela 5 de forma independente.

Considerando a floresta amostrada, e desconsiderando os dados da Parcela 5, o que significa excluir dez unidades amostrais, a melhor equação para descrever o incremento em área basal para toda a floresta foi a seguinte:

$$\ln(IPAG) = \sqrt{DAP} \cdot \left(0,780 - \frac{36,560}{DAP} + \frac{0,00671}{G} + 0,01735 \cdot HT \right)$$

As estatísticas da modelagem encontram-se apresentadas na Tabela 14, para cada um dos passos de regressão analisados, e a distribuição dos resíduos do modelo selecionado estão apresentados na Figura 5, na qual se pode observar uma distribuição regular dos mesmos.

Tabela 14 – Estatísticas da modelagem do IPAG para toda a floresta pelo procedimento *forward*, excluindo a “Parcela 5”.

Mod.	Variável Independente	Estatística dos parâmetros					R ² _{aj}	S _{xy} %
		B _j	Valor B _j	S _{xy} ·B _j	t·B _j	Sig.		
1	1/DAP	B ₀	-0,737	0,010	-72,737	0,000	0,923	7,92
		B ₁	-28,649	0,205	-139,871	0,000		
2	1/DAP 1/G	B ₀	-0,409	0,0235	-17,853	0,000	0,930	7,56
		B ₁	-40,223	0,809	-49,703	0,000		
		B ₂	0,00802	0,001	15,778	0,000		
3	1/DAP 1/G 1/HT	B ₀	-0,780	0,039	-20,022	0,000	0,934	7,36
		B ₁	-36,560	0,849	-43,065	0,000		
		B ₂	0,00671	0,001	13,214	0,000		
		B ₃	0,01735	0,001	11,619	0,000		

Sendo: B_j = coeficientes; DAP95 = diâmetro à altura do peito ano 1995; G95 = área basal por hectare no ano; HT = altura total; S_{xy} = erro padrão da estimativa do parâmetro; t = t de Student; Sig. = significância a 95% de confiabilidade; R²_{aj} = coeficiente de determinação do modelo; S_{xy}% = erro padrão em percentagem do modelo

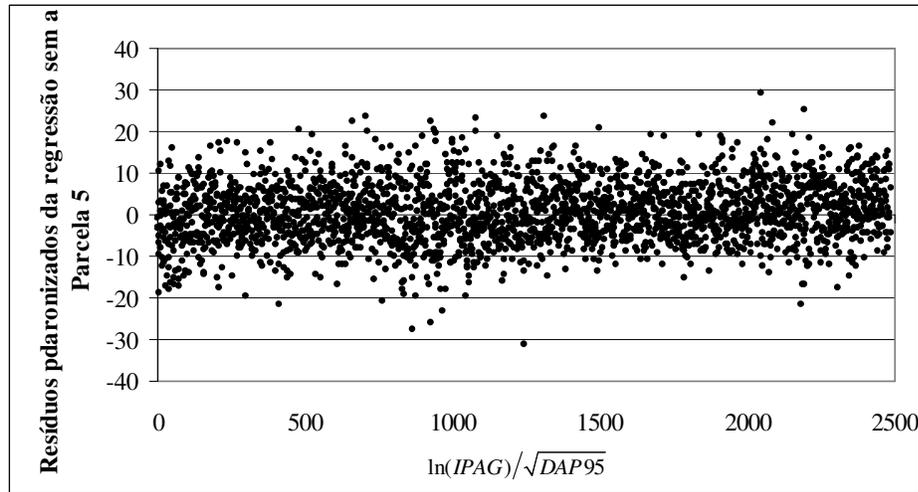


Figura 5 – Distribuição dos resíduos, em percentagem, na modelagem do IPAG para a Floresta amostrada, excluindo a parcela permanente “Parcela 5”.

Agora, realizando uma análise de regressão para os dados da unidade amostral permanente “Parcela 5”, constata-se pela observação dos resíduos um comportamento totalmente diferente do apresentado pelo resto da floresta, indicando que os indivíduos, que ali se encontram, apresentam um comportamento diferente no incremento em área basal.

Esse comportamento diferenciado pode ser por causa da incidência, nessa unidade amostral, de um ciclone que provocou muitas clareiras pela derrubada de árvores de todas as classes de tamanho.

Para a unidade amostral “Parcela 5”, o melhor modelo selecionado pela análise de regressão foi o seguinte:

$$\ln(IPAG) = \sqrt{DAP} \cdot \left(-3,525 - \frac{19,936}{DAP} + 0,600 \cdot \ln(DAP) + 0,004969 \cdot HT \right)$$

As estatísticas dos modelos analisados em cada passo de regressão, são apresentados na Tabela 15.

Na Tabela 15 pode-se observar que existe um outro modelo com o mesmo valor do coeficiente de determinação que o modelo selecionado, no entanto, selecionou-se a equação com o menor número de coeficientes para que não se tornasse extensa demais, dado que o coeficiente adicional do modelo 4 não influencia significativamente a equação.

Tabela 15 – Estatísticas da modelagem do IPAG da unidade amostral permanente “Parcela 5” pelo procedimento *forward*.

Mod.	Variável Independente	Estatística dos parâmetros					R ² _{aj}	S _{xy} %
		B _j	Valor B _j	S _{xy} .B _j	t.B _j	Sig.		
1	1/DAP	B ₀	-0,966	0,023	-42,757	0,000	0,945	7,22
		B ₁	-32,167	0,348	-92,349	0,000		
2	1/DAP ln(DAP)	B ₀	-3,605	0,259	-14,042	0,000	0,954	6,56
		B ₁	-19,636	1,256	-15,636	0,000		
		B ₂	0,642	0,062	10,311	0,000		
3	1/DAP ln(DAP) HT	B ₀	-3,525	0,259	-13,626	0,000	0,955	6,54
		B ₁	-19,936	1,260	-15,826	0,000		
		B ₂	0,600	0,065	9,175	0,000		
		B ₃	0,004969	0,002	2,099	0,036		
4	1/DAP ln(DAP) HT I/ESTR	B ₀	-3,646	0,261	-13,989	0,000	0,955	6,49
		B ₁	-18,902	1,305	-14,480	0,000		
		B ₂	0,644	0,067	9,634	0,000		
		B ₃	0,009135	0,003	3,2375	0,001		
		B ₄	-0,378	0,136	-2,778	0,006		

Sendo: B_j = coeficientes; DAP95 = diâmetro à altura do peito ano 1995; G95 = área basal por hectare no ano; HT = altura total; S_{xy} = erro padrão da estimativa do parâmetro; t = t de Student; Sig. = significância a 95% de confiabilidade; R²_{aj} = coeficiente de determinação do modelo; S_{xy}% = erro padrão em percentagem do modelo; ESTR = estrato

Para melhor visualização do ajuste do modelo selecionado, confeccionou-se a Figura 6, relacionando os valores de ln(IPAG) observados e estimados, em percentagem, para diferentes valores de $\sqrt{DAP95}$. Nessa Figura, pode-se observar o eficiente ajuste oferecido pelo modelo selecionado, para descrever o incremento periódico anual em área basal das árvores com diâmetros (DAP) maiores ou iguais a 10 cm, localizados na unidade amostral permanente “Parcela 5”.

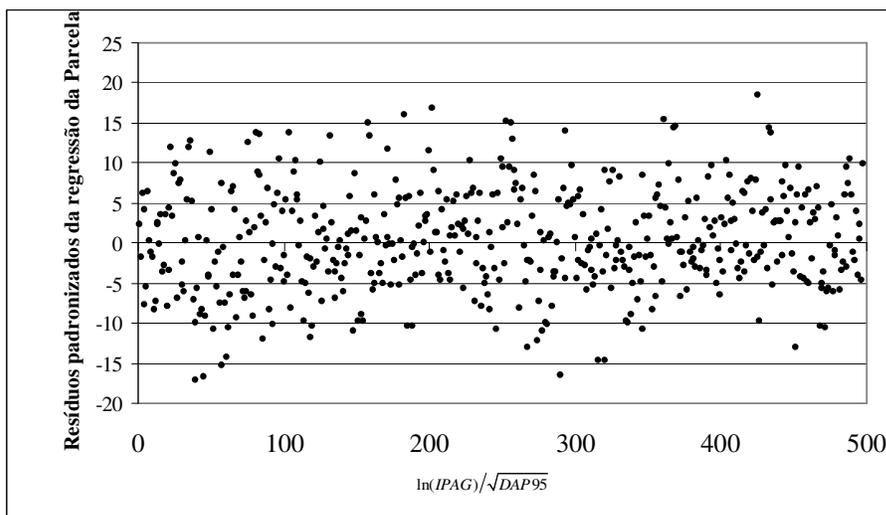


Figura 6 – Distribuição dos resíduos, em percentagem, na modelagem do IPAG para a unidade amostral permanente “Parcela 5”.

4.1.5 Ordenação das variáveis ambientais e vegetação

Para verificar o padrão de ocorrência de espécies de acordo com variáveis diversas, a análise de correspondência canônica (CCA) tem ampla utilização, pois indica a tendência de estabelecimento que algumas espécies possuem em relação a determinados fatores bem como a distribuição das unidades amostrais (Blanc *et al.*, 2000; Narvaes, 2003).

O autovalor, no inventário do ano de 1995, para o eixo 1 da ordenação canônica, foi meio (0,342), os outros eixos tiveram valores baixos, 0,129 (eixo 2) e 0,101 (eixo 3), indicando que a maioria das espécies distribuem-se por todo o gradiente. Os três eixos explicaram 31,3% da variância global dos dados; 18,7% (eixo 1), 7,1% (eixo 2) e 5,5% (eixo 3), indicando que há ainda bastante variância remanescente não-explicada.

As variáveis com maiores coeficientes de correlação no primeiro eixo de ordenação foram: número de indivíduos por hectare (N-ha), DAP médio no ano 1995 (DAPm95), altura total média das dez árvores mais altas amostradas (HT-10), sendo que as demais variáveis apresentaram menores valores de correlação para o primeiro eixo (Tabela 16).

Tabela 16 – Coeficientes de correlação entre as variáveis e os três primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência canônica, para os inventários de 1995 e 2003, na Fazenda Tupi – Nova Prata, RS.

Variáveis	Correlações					
	Eixo 1		Eixo 2		Eixo 3	
	1995	2003	1995	2003	1995	2003
G-ha	0,004	-0,001	0,004	0,081	-0,275	0,297
IPA-ha	0,172	0,158	-0,008	0,044	-0,201	0,211
N-ha	0,728	0,718	-0,123	-0,060	-0,158	0,220
Sp-ha	0,012	0,002	-0,340	-0,304	-0,093	0,228
DAPm-95/03	-0,500	-0,592	0,238	0,272	-0,176	0,085
HT-10	-0,487	-0,487	0,226	0,310	-0,320	0,281
HTm	-0,390	-0,373	0,554	0,575	-0,251	0,105
Difi	-0,103	-0,127	-0,552	-0,326	-0,412	0,532
Solo	0,353	0,355	-0,559	-0,563	0,098	0,080
Incli	-0,083	-0,103	-0,201	-0,086	-0,229	0,302

Para o segundo eixo de ordenação, a variável que apresentou maior correspondência foi o tipo de solo (Solo), seguida da altura total média (HTm), da dificuldade encontrada para

o deslocamento dentro da floresta (Difi) e do número de espécies arbóreas e arbustivas que se encontram presentes por hectare (Sp-ha).

Para o terceiro eixo, a variável de maior correlação foi a área basal por hectare (G-ha), seguido da inclinação do solo (Incli) e do incremento periódico anual por hectare (IPA-ha).

A ordenação das unidades amostrais no primeiro eixo mostram três distribuições. Uma delas mostra uma nítida relação entre o DAP e as alturas totais de todas as árvores e das dez árvores mais altas amostradas. Outra tendência é a relação mostrada entre o tipo de solo e o número de espécies por parcela (Figura 7).

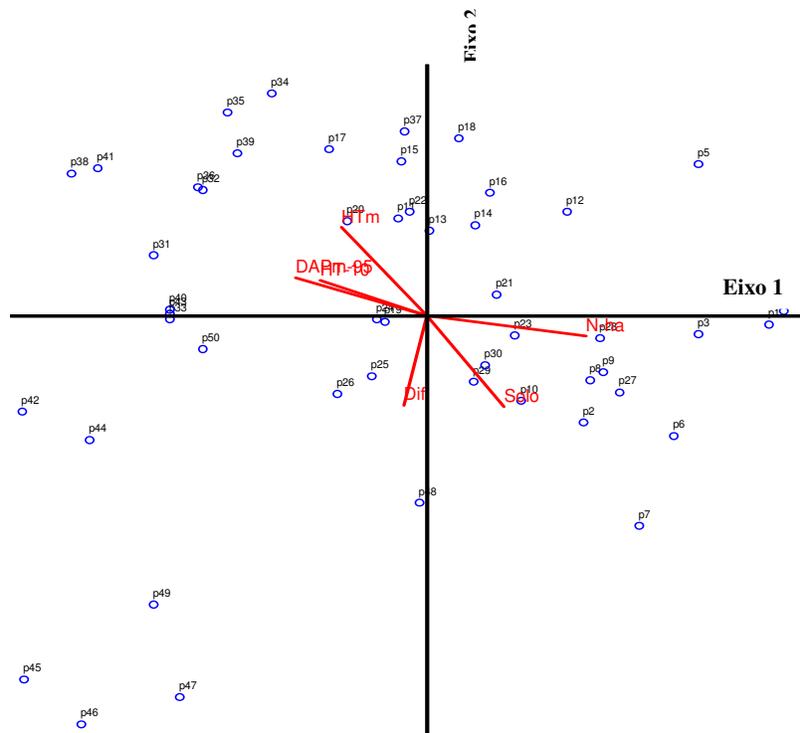


Figura 7 – Diagrama de ordenação das cinquentas unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da Floresta Ombrófila Mista, na Fazenda Tupi de Nova Prata, RS, para o inventário do ano de 1995.

Uma última relação, que se pode observar na Figura 7, é a apresentada pela dificuldade no deslocamento dentro de cada unidade amostral, nesse caso, as parcelas, que se agrupam com esta variável, pertencem às áreas que foram objeto de maior intervenção antrópica e que sofreram efeitos de um ciclone que derrubou um grande número de árvores, provocando amplos espaços no dossel.

Além disso, o teste de Monte Carlo, para os três eixos de ordenação, mostrou que as correlações entre a abundância das espécies e as variáveis em estudo foram significativas ao nível de 5% de probabilidade.

No ano 2003, os autovalores de ordenação canônica foram muito similares aos apresentados no ano de 1995; 0,327 (eixo 1), 0,109 (eixo 2) e 0,092 (eixo 3), indicando que as espécies, depois de 8 anos de monitoramento, continuam apresentando uma distribuição homogênea por todo o gradiente. Nesse ano, os três eixos explicaram 30,8% da variância total dos dados, 19,0% (eixo 1), 6,4 (eixo 2) e 5,4 (eixo 3), apesar de o valor global ser um pouco inferior ao encontrado em 1995 e o valor obtido para o eixo 1 foi acrescido em 1%, em relação a 1995, mostrando que esse eixo está ganhando importância na distribuição das espécies. No entanto, a significação das relações espécies-variáveis mostrou uma correlação alta nos três eixos: 0,899 (eixo 1), 0,797 (eixo 2) e 0,693 (eixo 3). Esses valores são superiores aos encontrados por Narvaes (2003) trabalhando na Floresta Nacional de São Francisco de Paula (RS) numa Floresta Ombrófila Mista, indicando que algumas espécies estão muito influenciadas pelas variáveis em estudo que se encontram nas unidades amostrais.

A distribuição das unidades amostrais no primeiro eixo, do ano 2003, mostra o mesmo comportamento que o apresentado no ano de 1995 (Figura 8).

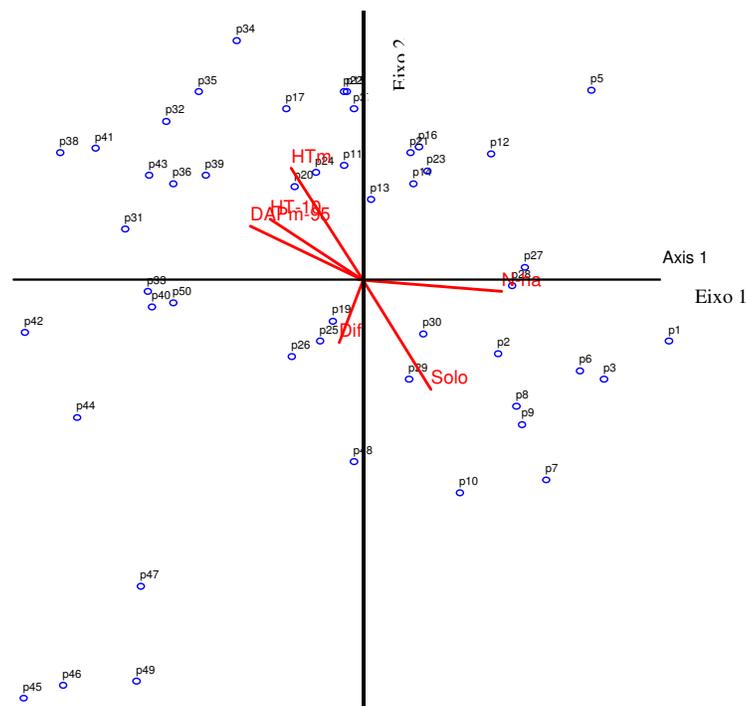


FIGURA 8 – Diagrama de ordenação das cinquenta unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da Floresta Ombrófila Mista, na Fazenda Tupi de Nova Prata, RS, para o inventário do ano de 2003.

As variáveis que apresentaram maior coeficiente de correlação no eixo 1 foram (Tabela 11), em ordem decrescente: número de indivíduos por hectare (N-ha), DAP médio no ano 2003 (DAPm03) e altura total média das dez árvores mais altas amostradas (HT-10).

No segundo eixo de ordenação, a distribuição é similar à apresentada no ano de 1995, sendo a altura total média (HTm) a que apresentou maior valor, seguida do tipo de solo e do número de espécies por hectare (Sp-ha).

No eixo três, a dificuldade para se deslocar dentro da floresta (Difi) foi a que mostrou o maior valor, seguida da inclinação (Incli), da área basal por hectare (G-ha) e pelo ingresso periódico anual por hectare (IPA-ha).

As correlações apresentadas entre a abundância de espécies e as variáveis estudadas, foram significativas ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de permutação de Monte Carlo, para os três eixos de ordenação.

4.1.6 Classificação de grupos ecológicos

A análise de cluster realizada para o inventário do ano de 1995, mostrou a formação de dois grupos de crescimento, de acordo com a preferência de determinado grupo de espécies.

A classificação das unidades amostrais em grupos deu-se da seguinte forma: a primeira divisão, com autovalor de 0,3589, mostrou que houve diferenciação entre elas segundo o número de árvores por hectare presentes no inventário, a área basal e o incremento periódico anual por hectare (IPA). A formação desse grupo ecológico (Grupo 1) demonstrou que existe similaridade florística na vegetação formadora das unidades amostrais com maior número de árvores/ha, maior área basal e IPAG (G-1); e diferencia-se daquelas espécies (Grupo 2) que ocorrem em localizações com menor número de indivíduos por hectare, área basal e IPA inferior de acordo com os inventários de 1995 e 2003, o que indicou a existência de espécies com diferentes graus de desenvolvimento na estrutura da floresta (Figura 9).

Narvaes (2003), trabalhando numa Floresta Ombrófila Mista em São Francisco de Paula,RS, encontrou diferenças no agrupamento de espécies da regeneração natural considerando condições ambientais como solo, umidade do solo, pedras, etc.; classificando também em três grupos ecológicos a floresta em estudo.

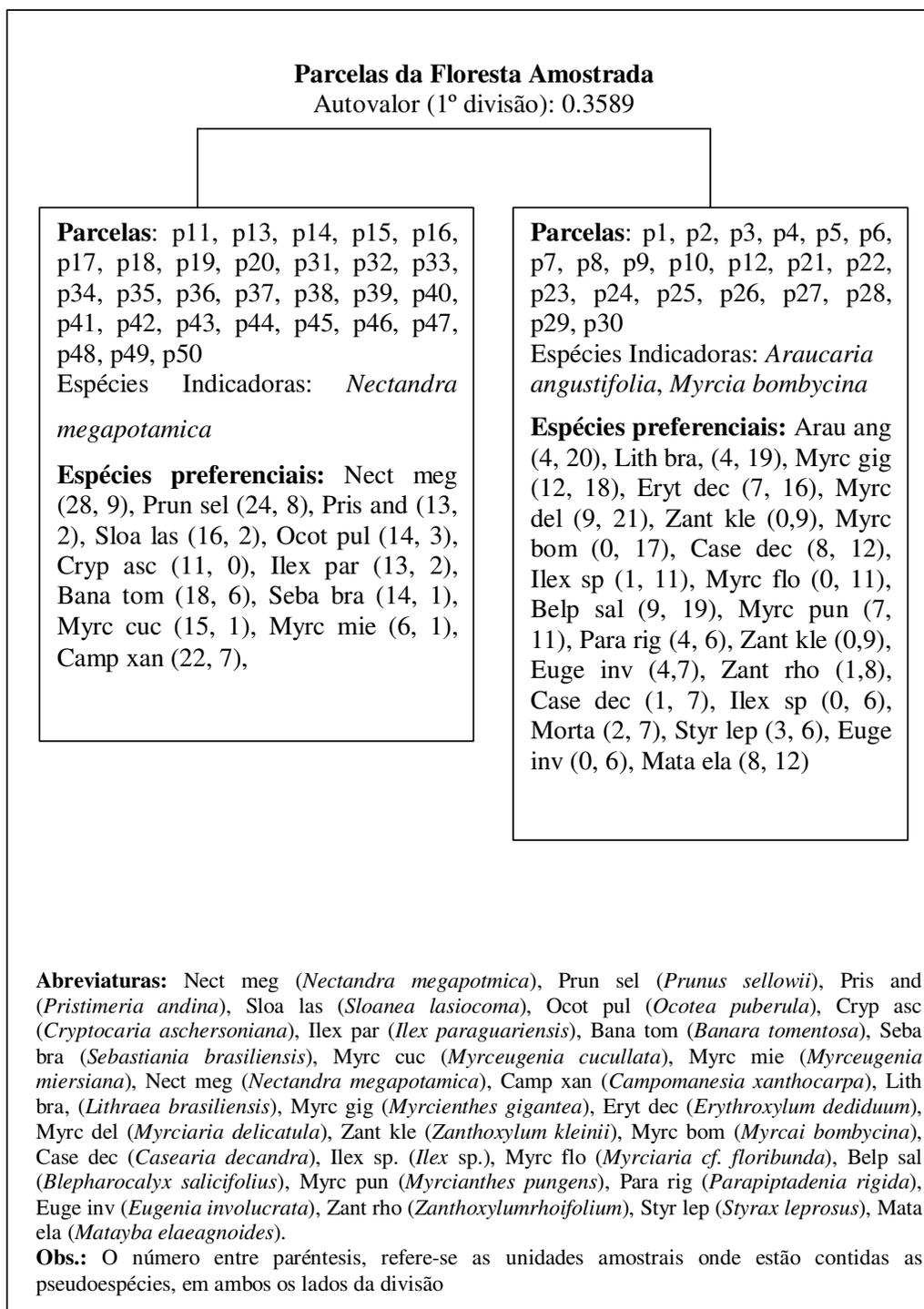


Figura 9 – Classificação das parcelas em dois grupos de acordo com as características de estrutura da floresta, na Fazenda Tupi em Nova Prata (RS).

Araucaria angustifolia e *Myrcia bombycina* foram as espécies indicadoras do G-1 (Floresta de Araucária), sendo o Pinheiro uma espécie que domina em condições de solos profundos. Por outro lado, *Nectandra megapotamica* foi a espécie indicadora do agrupamento

das unidades amostrais realizadas quando não tinha dossel de *Araucaria angustifolia*. Esse grupo (G-2) foi característico por apresentar um menor número de árvores por hectare, uma menor área basal e um IPAG maior no período de tempo estudado; e, fundamentalmente, não ter em seu dossel a presença destacada de indivíduos de *Araucaria angustifolia*.

O Grupo 1, caracterizado por *Araucaria angustifolia*, árvore que caracteriza a Floresta Ombrófila Mista, espécie heliófila que requer solos argilosos, profundos e férteis, com boa quantidade de umidade, define as unidades amostrais onde sua presença era dominante. De *Myrcia bombycina* não existe muita informação de suas características; no entanto, por ser uma espécie da família *Myrtaceae* é de supor que forma parte da estrutura geral da floresta.

O Grupo 2 teve como espécie indicadora a *Nectandra megapotamica*, ainda que essa espécie não tenha uma importância econômica relevante, embora seja usada frequentemente no meio rural, é reconhecida pela sua agressividade na recolonização de áreas abandonadas pela atividade agrícola e por exercer uma importante função nas florestas e no ritmos de crescimento das outras espécies pela competição pela luz e nutrientes (Della-Flora, 2001). Nesse caso, *Nectandra megapotamica* descreveu as unidades amostrais que foram realizadas nas áreas onde a intervenção antrópica foi maior e a *Araucaria angustifolia* foi praticamente eliminada.

Com base nos grupos ecológicos formados podem ser feitas as seguintes observações, como forma de obter diferenciações entre eles:

1) O Grupo 1, caracterizado por *Araucaria angustifolia* e *Myrcia bombycina*, pode-ser definido como a formação que tem um número de árvores por hectare maior ou igual a 80 indivíduos, com uma área basal superior a $30 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ e que define um Incremento Periódico Anual, em DAP, superior a $381,97 \text{ cm ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$.

2) O segundo grupo (G-2), caracterizado por *Nectandra megapotamica*, encontra-se definido como uma formação com menos de 70 indivíduos por hectare, uma área basal menor que $30 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ e um IPA esperável, em DAP, inferior a $381,97 \text{ cm ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

4.2. Caracterização da Floresta com Araucária (Grupo 1)

4.2.1 Composição florística

O número de indivíduos encontrados em cada inventário (1995 e 2003) são apresentados na Tabela 2, nas colunas 1 e 3 das unidades amostrais permanentes.

Na Floresta com presença de *Araucaria angustifolia*, foram amostradas, no ano de 1995, 1.638 indivíduos arbóreos, incluindo as árvores mortas, com CAP ≥ 30 cm, pertencentes a 79 espécies distribuídas em 56 gêneros e 35 famílias botânicas. No ano de 2003 foram amostradas 1.585 árvores, incluindo as mortas, que pertencem a 81 espécies, 52 gêneros e 34 famílias botânicas. Nesse período ocorreu o ingresso de duas novas espécies na amostra: *Xylosma pseudosalzmannii* (Espinho-judeu – secundária inicial) e *Mimosa bimucronata* (Maricá - pioneira); e desapareceram três espécies: *Baccharis punctata* (Vassoura - pioneira), *Cryptocaria aschersoniana* (Canela-fogo - clímax) e *Myrceugenia oxycephala* (Mirtácea – clímax). A movimentação de espécies nos dois períodos estudados foi de 3,2%, valor superior ao apresentado para toda a floresta.

A Tabela 17 apresenta a dominância relativa, abundância relativa e frequência relativa, ordenadas pelo valor de importância (VI) decrescente, amostradas nos inventários de 1995 e 2003, das vinte espécies com os maiores índices de valor de importância.

No período em estudo, *Erythroxylum deciduum* (grupo sucessional pioneiro) passou do quinto lugar no ano 1995 para o sétimo no ano de 2003. *Myrcianthes gigantea* e *Myrcianthes pungens* subiram posições no decorrer do tempo, assim como *Zanthoxylum kleinii* passou do nono lugar para o sétimo (espécies do grupo secundário inicial), e *Myrciaria deliculata* caiu do oitavo lugar para o décimo (espécie clímax). No entanto, *Matayba elaeagnoides*, *Araucaria angustifolia* e *Lithraea brasiliensis* não modificaram sua posição na estrutura da floresta.

Matayba elaeagnoides, que domina a formação florestal, é uma espécie que pertence ao grupo ecológico das espécies secundárias tardias, juntamente com *Araucaria angustifolia*, espécie típica representante do grupo das pioneiras. Ambas as espécies mostram que a formação dominada por pinheiro está avançando para um estado superior e é de se esperar que no futuro o pinheiro seja a espécie dominante da *sere* e *Matayba elaeagnoides* passe a um nível inferior no valor de importância, de acordo com o encontrado por Moscovich (1998).

Tabela 17 – Valores relativos de densidade, dominância e frequência das vinte espécies com maior Valor de Importância (VI) amostradas na floresta com araucária nos anos 1995 e 2003.

Ano 1995				
Espécie	DR	DoR	FR	VI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	13,13	11,80	4,34	29,27
<i>Araucaria angustifolia</i>	3,79	14,62	4,12	22,53
<i>Lithraea brasiliensis</i>	5,31	6,94	3,90	16,15
Mortas	4,82	4,61	4,34	13,77
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	4,95	4,61	4,34	13,7
<i>Erythroxylum deciduum</i>	5,37	3,72	3,25	12,34
<i>Myrcianthes gigantea</i>	4,15	4,38	3,69	12,22
<i>Myrcianthes pungens</i>	4,76	4,02	2,82	11,60
<i>Myrciaria deliulata</i>	4,88	2,02	4,12	11,02
<i>Zanthoxylum kleinii</i>	4,03	4,99	1,95	10,97
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	4,03	2,05	3,90	9,98
<i>Myrcia bombycina</i>	3,66	2,16	3,69	9,51
<i>Eugenia uniflora</i>	4,82	2,29	2,39	9,49
<i>Styrax leprosus</i>	3,54	3,10	2,17	8,81
<i>Sebastiania commersoniana</i>	2,93	1,90	2,82	7,65
<i>Ocotea</i> sp.	0,98	3,99	2,17	7,14
<i>Eugenia involucrata</i>	3,48	1,40	1,74	6,61
<i>Ilex</i> sp.	1,59	2,28	2,39	6,25
<i>Parapiptadenia rigida</i>	1,22	2,58	1,95	5,76
<i>Cupania vernalis</i>	2,32	1,37	1,52	5,21
Outras 60 espécies	11,06	15,17	44,47	83,79
Ano 2003				
Espécie	DR	DoR	FR	VI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	13,44	12,85	4,48	30,78
<i>Araucaria angustifolia</i>	3,85	15,30	4,26	23,41
Mortas	7,07	5,90	4,48	17,45
<i>Lithraea brasiliensis</i>	5,05	6,99	4,04	16,07
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	5,05	4,79	4,48	14,72
<i>Myrcianthes gigantea</i>	4,04	4,72	3,81	12,17
<i>Myrcianthes pungens</i>	4,92	3,99	2,91	11,83
<i>Zanthoxylum kleinii</i>	4,16	5,52	2,02	11,70
<i>Erythroxylum deciduum</i>	4,92	3,48	3,14	11,54
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	4,54	2,14	3,81	10,49
<i>Myrciaria deliulata</i>	4,48	1,93	4,04	10,44
<i>Eugenia uniflora</i>	4,61	2,15	2,47	9,23
<i>Sebastiania commersoniana</i>	2,90	1,84	2,91	7,66
<i>Myrcia bombycina</i>	3,15	1,79	2,69	7,63
<i>Ocotea</i> sp.	1,01	4,01	2,24	7,26
<i>Eugenia involucrata</i>	3,60	1,49	1,79	6,88
<i>Styrax leprosus</i>	2,59	2,24	2,02	6,84
<i>Cupania vernalis</i>	2,46	1,50	1,57	5,53
<i>Ilex</i> sp.	1,14	1,68	2,24	5,06
<i>Parapiptadenia rigida</i>	1,01	1,65	2,02	4,68
Outras 62 espécies	23,10	20,34	65,25	151,43

DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); VI = valor de importância.

A Tabela 18 mostra o número de espécies, número de indivíduos e a percentagem de importância das famílias amostradas nos inventários de 1995 e 2003, na floresta caracterizada por *Araucaria angustifolia*.

A análise desses parâmetros, de acordo com ambos os inventários, mostra que a família *Myrtaceae* é a mais representativa com 18 e 19 espécies arbóreas e arbustivas,

correspondendo a, aproximadamente, 23% do total das espécies amostradas nos inventários de 1995 e 2003; valor esse superior ao calculado para toda a floresta, mostrando que esta família é a mais importante na formação com araucária.

Em segundo lugar de importância, sobressaiu a família *Sapindaceae*, com 3,8% das espécies encontradas em ambos os inventários de 1995 e 2003.

Araucariaceae figura em terceiro lugar e pode-se observar que sua participação aumentou no período em estudo.

Das 35 famílias encontradas em 1995, 54,3% apresentaram somente uma espécie, enquanto que das 34 famílias amostradas em 2003, 44,1% apresentaram somente uma espécie.

As árvores mortas em pé apresentaram, no ano de 1995, 4,8% dos indivíduos amostrados e no ano de 2003, 7,1% do total de exemplares encontrados. Esses valores correspondem à mortalidade de espécies arbóreas de uma floresta secundária.

TABELA 18 – Número de espécies, densidade relativa, dominância relativa e percentagem de importância das vinte famílias mais importantes amostradas na floresta com *Araucaria angustifolia* nos anos 1995 e 2003.

Família	N sp	DR	DoR	PI
<i>Myrtaceae</i>	18(19)	37,42(37,54)	24,02(23,90)	22,86(22,98)
<i>Sapindaceae</i>	3(3)	16,48(16,85)	13,48(14,65)	12,37(13,00)
<i>Araucariaceae</i>	1(1)	3,79(3,85)	14,62(15,30)	8,40(8,75)
<i>Anacardiaceae</i>	2(2)	5,37(5,11)	7,00(7,06)	6,27(6,30)
<i>Rutaceae</i>	2(2)	5,19(5,17)	6,62(6,77)	5,96(5,85)
<i>Erythroxylaceae</i>	1(1)	5,37(4,92)	3,72(3,48)	4,82(4,55)
<i>Lauraceae</i>	5(5)	1,83(2,02)	6,56(6,69)	4,70(4,90)
<i>Aquifoliaceae</i>	6(6)	3,54(3,03)	4,24(3,55)	4,62(4,32)
<i>Euphorbiaceae</i>	2(2)	3,05(3,03)	2,03(1,97)	3,48(3,54)
<i>Styracaceae</i>	1(1)	3,54(2,59)	3,10(2,24)	3,40(2,73)
<i>Mimosaceae</i>	2(3)	1,77(1,64)	3,07(2,20)	2,80(2,53)
<i>Flacourtiaceae</i>	4(5)	2,14(2,27)	0,82(0,84)	2,65(2,91)
<i>Polygonaceae</i>	1(1)	0,98(0,82)	1,08(1,03)	1,88(1,62)
<i>Myrsinaceae</i>	3(3)	0,79(0,50)	1,38(0,93)	1,79(1,10)
<i>Rosaceae</i>	2(2)	0,73(0,63)	0,89(0,80)	1,61(1,47)
<i>Simaroubaceae</i>	2(2)	0,49(0,32)	0,16(0,09)	0,81(0,63)
<i>Symplocaceae</i>	1(1)	0,31(0,32)	0,47(0,46)	0,73(0,76)
<i>Arecaceae</i>	1(1)	0,18(0,19)	0,23(0,22)	0,50(0,51)
<i>Phytolacaceae</i>	1(1)	0,31(0,32)	0,06(0,07)	0,48(0,50)
<i>Caesalpinaceae</i>	1(1)	0,18(0,19)	0,17(0,19)	0,47(0,50)
Outras	19(17)	6,54(8,69)	6,28(7,56)	9,4(10,55)

O segundo valor entre parênteses, refere-se à amostragem de 2003, o primeiro valor à amostragem de 1995; N sp = número de espécies amostradas; DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); PI = Percentagem de importância (índice de valor de importância da família dividido por três).

Os Índices de Diversidade de Shannon encontrados nos inventários de 1995 e 2003 (3,406 e 3,389 respectivamente) representam uma diversidade alta, o que pode ser esperado

para uma floresta com intervenção antrópica e em uma fase de mudança na sua estrutura. Ainda, esses valores são ligeiramente inferiores aos encontrados para toda a floresta amostrada.

A associação estudada representa uma Floresta Mista de Pinheiros (*Araucaria angustifolia*), com um sub-bosque rico em espécies da família *Myrtaceae*. Essa composição de espécies é característica desse local do Planalto das Araucária, que compreende uma importante região fitogeográfica do Estado.

4.2.2 Estratificação vertical

A Figura 10 apresenta o Diagrama h - M para a Floresta com Pinheiro, de acordo com os inventários de 1995 e 2003.

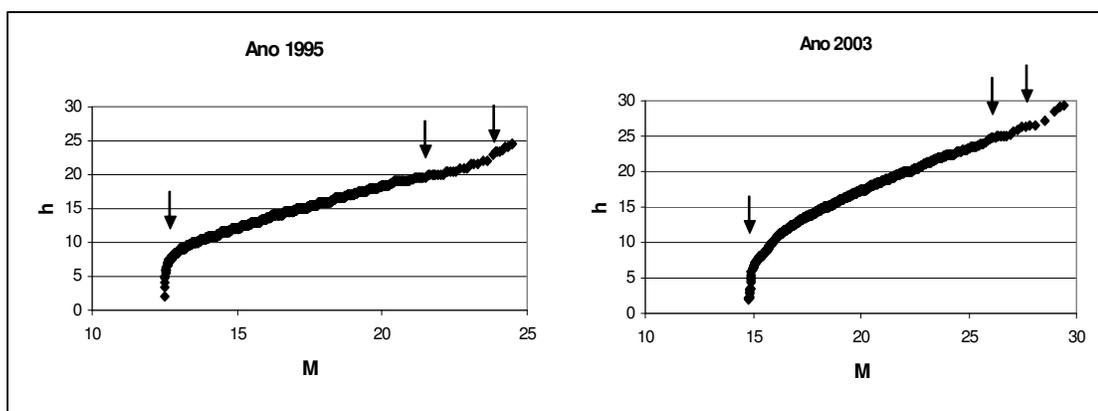


Figura 10 – Diagrama h - M para a floresta com *Araucaria angustifolia* em 1995 e 2003.

Observou-se que, em 1995, a floresta apresentou 95,2% de suas árvores com alturas inferiores a 20 m e, em 2005, 97,6% de suas árvores com alturas inferiores a 25 m (Figura 10).

Em ambos os inventários, podem-se reconhecer quatro estratos por causa da mudança no curso retilíneo no diagrama, indicado pelas flechas. O primeiro estrato (estrato I), do ano 1995, descontínuo, composto de árvores com altura total maior ou igual a 23 m, é formado por árvores esporádicas, chamadas de emergentes. O segundo estrato (estrato II), mais compacto e contínuo, é formado por árvores com altura total maior ou igual a 20 m e menor do que 23 m, compondo o dossel de árvores dominantes da floresta.

O terceiro estrato (Estrato III), composto por árvores com alturas inferiores a 20 m e superiores a 7 m, forma um estrato contínuo na floresta. O quarto estrato (Estrato IV),

composto por indivíduos com alturas inferiores a 7 m formam o estrato inferior da floresta com presença de *Araucaria angustifolia*.

Entretanto, no ano 2003, o diagrama não mostrou uma mudança no número de estratos em relação ao apresentado no ano 1995. Nesse ano, também se pode reconhecer quatro estratos. O primeiro estrato, descontínuo, é formado por árvores com alturas superiores a 27 m. O segundo estrato, compacto e contínuo, é formado por árvores com alturas que variam de 25 m a 27 m, compondo o dossel superior da floresta; o terceiro estrato, com espécies características do dossel do bosque é composto por indivíduos com alturas totais inferiores a 25 m e superiores a 9 m. O quarto e último estrato é formado pelas árvores com alturas inferiores a 7 m, igual ao encontrado no ano 1995.

A mudança observada na estrutura vertical, durante os inventários dos anos 1995 e 2003, deve-se, sobretudo ao fato de ter ocorrido uma mortalidade maior do que o ingresso registrado. Esse fato também pode ser observado na comparação dos diagramas em que fica claro um “deslocamento” da curva para a direita, o que estaria indicando que, nessa fase da dinâmica, a mortalidade está formando clareiras dentro da floresta para permitir, num futuro próximo, o aparecimento ou surgimento de novos indivíduos.

4.2.3 Ingresso e mortalidade

Durante o período de estudo, ingressaram na floresta com *Araucaria angustifolia* 7,1 árvores $\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, valor inferior ao encontrado para toda a floresta (20,38 árvores $\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$).

A taxa média anual de ingresso, calculada para a floresta com Pinheiro é de 3,66%, valor esse inferior ao encontrado para toda a floresta (4,87%).

O alto valor encontrado indicaria que a floresta em estudo se encontra em um processo de evolução desde um estado *seral* de floresta secundária para um estado *seral* de floresta madura.

As espécies que apresentaram maior taxa de ingresso foram: *Campomanesia xanthocarpa* (Guabiroba), com 14 árvores $\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ (espécie pertencente ao grupo sucessional secundário inicial); seguida de *Matayba elaeagnoides* (Camboatá-branco) – do grupo sucessional secundário tardio, com 10,53 árvores $\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$; *Eugenia uniflora* (Pitangueira) e *Myrciaria tenella* (Cambozinho) com 8,77 árvores $\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$; e *Banara parvifolia* (Guaçatunga-preta) com 7,02 árvores $\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$.

A mortalidade registrada durante o período de estudo foi de 9,0 árvores ha⁻¹ano⁻¹; valor muito inferior ao encontrado neste trabalho considerando toda a floresta (49,5 árvores ha⁻¹ano⁻¹). A mortalidade encontrada neste trabalho coincide com o valor encontrado por Pizzato (1999) trabalhando no município de São João do Triunfo (PR) numa Floresta Ombrófila Mista.

Nesse tipo florestal, a taxa média anual de mortalidade foi de 4,62 %. Tal valor é muito superior ao encontrado por Vaccaro (2002) nas três *subseres* de uma Floresta Estacional Decidual: capoeirão (2,87%), floresta secundária (4,26%) e floresta madura (2,42%), estudadas no Município de Santa Tereza, RS, e é inferior ao apresentado para toda a floresta neste trabalho (11,9%).

Comparando-se os valores absolutos de ingresso e mortalidade, obteve-se um balanço negativo no período estudado, pois ingressaram 7,1 árvores ha⁻¹ano⁻¹ e morreram 9,0 árvores ha⁻¹ano⁻¹, gerando uma perda líquida de 1,9 árvores ha⁻¹ano⁻¹.

Tendo em conta as taxas médias anuais de ingresso e mortalidade, constatou-se que, no período 1995–2003, a floresta aumentou em 3,66% o número de árvores mensuráveis por recrutamento e perdeu 4,61% por mortalidade, por ano, gerando, em termos líquidos, uma perda da população da ordem de 0,95%. Segundo Whitmore (1984), poder-se-ia dizer que essa floresta se encontra balanceada, pois a mortalidade e o ingresso têm valores muito próximos.

As espécies que apresentaram maior taxa anual de mortalidade, foram: *Erythroxylum deciduum* (Cocão) e *Myrcia bombycina* (Guamirim-do-campo) ambas com taxa de 9,72 árvores ha⁻¹ano⁻¹; *Matayba eleagnoides* (Camboatá-branco) e *Styrax leprosus* com 8,33 árvores ha⁻¹ano⁻¹ – ambas as espécies pertencentes ao grupo sucessionário tardio-; e *Myrciaria deliulata* (Camboim – grupo secundário inicial), com 6,94 árvores ha⁻¹ano⁻¹.

4.2.4 Modelagem de incremento em área basal

A modelagem do incremento, em área basal das árvores amostradas nas parcelas com presença de *Araucaria angustifolia*, foi realizada somente para as árvores vivas medidas em 1995 e remedidas em 2003 e que não apresentaram erros característicos de medição, como incrementos periódicos em CAP com valores negativos e maiores a 5 mm.

Analisando-se a correlação para a floresta com Pinheiro (Tabela 19), verificou-se que a melhor inter-relação com a variável resposta foi a variável DAP95 (diâmetro à altura do

peito no ano 1995) seguida de G95 (área basal por hectare no ano 1995) e altura total (HT), indicando existir uma tendência no sentido de que quanto mais grossa e alta é a árvore, maior o incremento em área basal.

Tabela 19 – Correlação das variáveis mensuradas e calculadas para a floresta com *Araucaria angustifolia*.

Variáveis	DAP95	ESTR	G95	IPAG	HT
DAP95	1	-0,235	0,953	0,760	0,666
ESTR	-0,235	1	-0,193	-0,197	-0,459
G95	0,953	-0,193	1	0,746	0,592
IPAG	0,760	-0,197	0,746	1	0,604
HT	0,666	-0,459	0,592	0,604	1

DAP95 = diâmetro altura do peito ano 1995; ESTR = estrato; G95 = área basal por hectare no ano 1995; HD = relação altura total/DAP; HT = altura total.

Aqui também ressalta a pouca correlação existente entre o IPAG e o estrato (ESTR), tal como observado para toda a floresta, indicando que, na Floresta com Araucária da área em estudo, o padrão de crescimento das árvores em termos de área basal independe do estrato em que se encontra cada indivíduo.

A seleção do melhor modelo foi feita pelo valor do coeficiente de determinação ajustado (R^2_{aj}), pelo erro padrão da estimativa (S_{xy}) e pela análise gráfica dos resíduos. O melhor modelo de regressão para descrever o IPAG para a floresta com *Araucaria angustifolia* apresentou um $R^2_{aj} = 0,939$ e um $S_{xy} = 12,46\%$ (Tabela 20).

Tabela 20 – Estatísticas da modelagem do IPAG da floresta com *Araucaria angustifolia* pelo procedimento *forward*.

Mod.	Variável Independente	Estatística dos Parâmetros					R^2_{aj}	$S_{xy}\%$
		B_j	Valor B_j	$S_{xy} \cdot B_j$	$t \cdot B_j$	Sig.		
1	$1/\sqrt{DAP}$	B_0	0,770	0,023	34,066	0,000	0,935	12,82
		B_1	-13,232	0,093	-143,001	0,000		
2	$1/\sqrt{DAP}$ $Ln(HT)$	B_0	0,187	0,080	2,347	0,019	0,938	12,57
		B_1	-12,635	0,120	-105,278	0,000		
		B_2	0,176	0,023	7,611	0,000		
3	$1/\sqrt{DAP}$ $Ln(HT)$ DAP	B_0	0,520	0,102	5,118	0,000	0,939	12,46
		B_1	-13,635	0,229	-59,654	0,000		
		B_2	0,184	0,023	8,012	0,000		
		B_3	-0,00542	0,001	-5,207	0,000		

Sendo: B_j = coeficientes; DAP95 = diâmetro à altura do peito ano 1995; G95 = área basal por hectare no ano; HT = altura total; S_{xy} = erro padrão da estimativa do parâmetro; t = t de Student; Sig. = significância a 95% de confiabilidade; R^2_{aj} = coeficiente de determinação do modelo; $S_{xy}\%$ = erro padrão em percentagem do modelo

Portanto, a equação que melhor expressa o incremento em área basal para a floresta que contém Pinheiro é:

$$\ln(IPAG) = \sqrt{DAP} \cdot \left(0,520 - \frac{13,635}{\sqrt{DAP}} + 0,184 \cdot \ln(HT) - 0,00542 \cdot DAP \right)$$

Para melhor visualização do ajuste do modelo selecionado, confeccionou-se a Figura 11, em que se observa a distribuição regular dos resíduos da variável dependente do modelo selecionado.

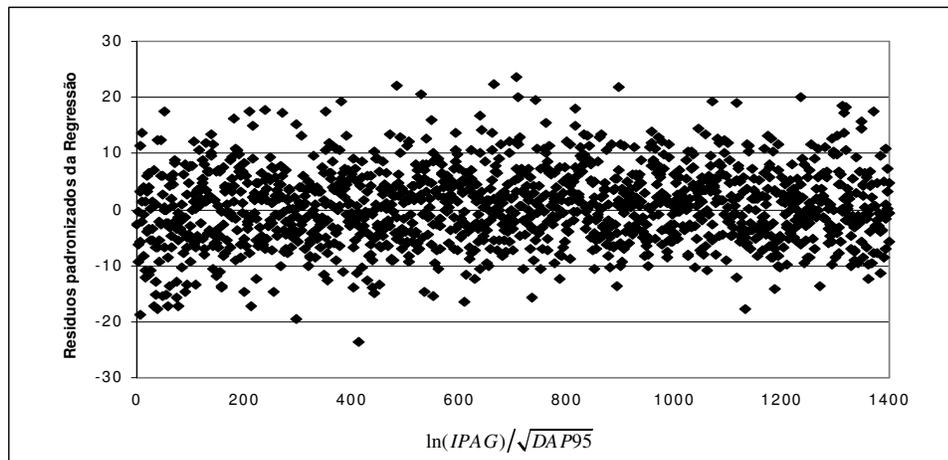


Figura 11 – Distribuição dos resíduos, em percentagem, na modelagem do IPAG para a floresta com *Araucaria angustifolia* (Grupo 1), na Fazenda Tupi.

4.2.5 Ordenação das variáveis ambientais e vegetação

A análise de correspondência canônica (CCA) mostrou que o autovalor, no inventário do ano de 1995, para o eixo 1 da ordenação canônica, foi médio (0,338), enquanto que os outros eixos tiveram valores baixos, 0,178 (eixo 2) e 0,079 (eixo 3), indicando semelhança ao ocorrido para toda a floresta, em que a maioria das espécies se distribuem por todo o gradiente. Os três eixos explicaram 53,3% da variância global dos dados; 30,3% (eixo 1), 16,0% (eixo 2) e 7,0% (eixo 3), indicando que tem ainda bastante variância remanescente não-explicada; e embora seja superior ao apresentado para toda a floresta, ainda indica que existe uma maior influência das variáveis em estudo para o agrupamento das espécies.

As variáveis com maiores coeficientes de correlação no primeiro eixo de ordenação foram a altura total média (HTm), altura total média das dez árvores mais altas amostradas (HT-10), DAP médio no ano 1995 (DAPm95), dificuldade encontrada para o deslocamento dentro da floresta (Difi) e a área basal por hectare (G-ha).

Tabela 21 – Coeficientes de correlação entre as variáveis e os três primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência canônica, para os inventários de 1995 e 2003, na Fazenda Tupi – Nova Prata, RS, para a floresta de Araucária (Grupo 1).

Variáveis	Correlações					
	Eixo 1		Eixo 2		Eixo 3	
	1995	2003	1995	2003	1995	2003
G-ha	-0,421	-0,403	0,076	0,068	0,192	0,184
IPA-ha	-0,305	-0,292	-0,085	-0,077	0,462	0,444
N-ha	0,166	0,159	0,239	0,216	-0,050	-0,048
Sp-ha	-0,155	-0,149	-0,393	-0,354	-0,128	0,123
DAPm-95/03	-0,716	-0,686	0,017	0,015	0,454	0,436
HT-10	-0,786	-0,754	-0,120	-0,108	0,049	0,047
HTm	-0,829	-0,795	0,240	0,217	0,213	0,205
Difi	-0,606	-0,581	-0,003	-0,003	0,434	0,416
Solo	0,249	0,239	-0,123	-0,111	-0,726	-0,696
Incli	-0,250	-0,240	-0,497	-0,448	0,128	0,122

Nesse caso, pode-se observar que existe uma forte relação entre as variáveis que definem a estrutura da floresta, altura, diâmetro e incremento.

Para o segundo eixo de ordenação, a variável que apresentou maior correspondência, foi a inclinação do solo (Incli), seguida do número de espécies por hectare (Sp-ha) e do número de indivíduos por hectare (N-ha).

Para o terceiro eixo, as variáveis de maior correlação foram o tipo de solo (Solo) seguido do incremento periódico anual por hectare (IPA-ha) (Tabela 20).

A ordenação das unidades amostrais, no primeiro eixo, mostram três distribuições. Uma delas mostra uma nítida relação entre o DAP e a dificuldade para se deslocar dentro da floresta (Difi). Outra tendência é a relação mostrada entre a inclinação (Incli) e a altura total das dez árvores mais altas (HT-10) (Figura 12).

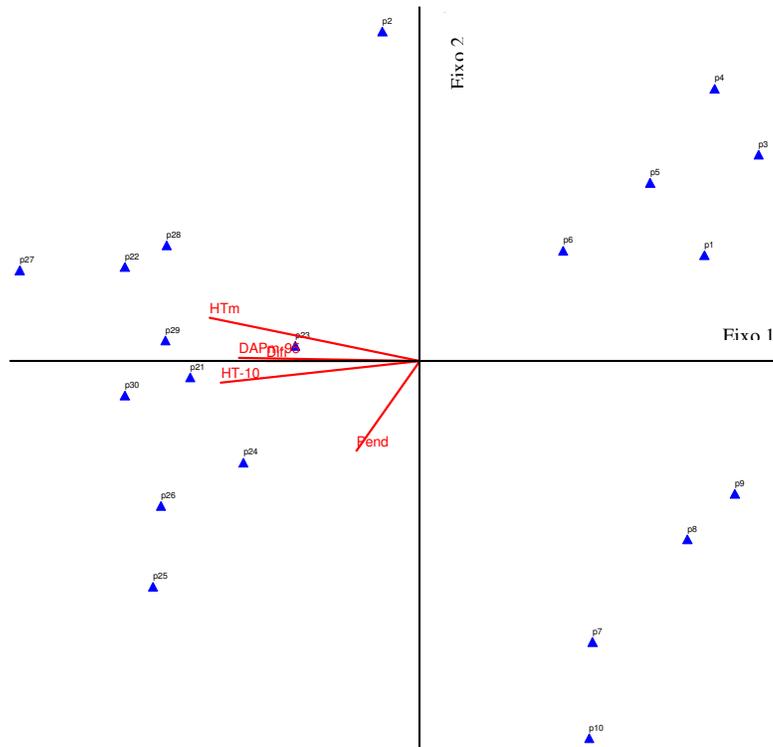


Figura 12 – Diagrama de ordenação das vinte unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da floresta com araucária (Grupo 1), na Fazenda Tupi de Nova Prata, RS, para o inventário do ano de 1995.

Nesse caso, as parcelas agrupam-se por áreas planas e com um sub-bosque empobrecido que não dificulta o deslocamento, de acordo com o que se pode observar nas Figuras 11 e 12.

Além disso, o teste de Monte Carlo, para os três eixos de ordenação, mostrou que as correlações entre a abundância das espécies e as variáveis em estudo foram significativas ao nível de 5% de probabilidade.

A distribuição das unidades amostrais no primeiro eixo, do ano 2003, mostra o mesmo comportamento que o apresentado no ano de 1995 (Figura 13).

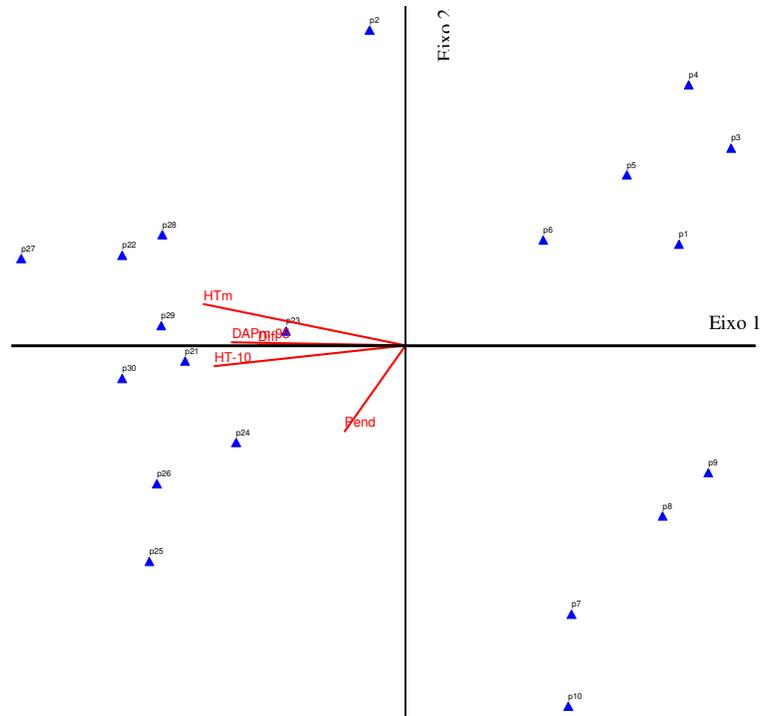


Figura 13 – Diagrama de ordenação das vinte unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da floresta com araucária (Grupo 1), na Fazenda Tupi de Nova Prata, RS, para o inventário do ano de 2003.

No ano 2003, os autovalores de ordenação canônica foram: 0,338 (eixo 1), 0,178 (eixo 2) e 0,079 (eixo 3), indicando que as espécies, depois de 8 anos de monitoramento continuam apresentando uma distribuição homogênea por todo o gradiente. Nesse ano os três eixos explicaram 53,3% da variância total dos dados, 30,3% (eixo 1), 16,0 (eixo 2) e 7,0 (eixo 3). No entanto, a significação das relações espécies-variáveis, mostrou uma correlação mais alta, em relação ao apresentado no ano de 1995, nos três eixos: 0,959 (eixo 1), 0,902 (eixo 2) e 0,959 (eixo 3).

As variáveis, que apresentaram maior coeficiente de correlação foram as mesmas verificadas no ano de 1995 e na mesma ordem em todos os eixos (Tabela 20).

As correlações apresentadas entre a abundância de espécies e as variáveis estudadas, foram significativas ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de permutação de Monte Carlo, para os três eixos de ordenação.

4.2.6 Classificação de grupos ecológicos

A análise de cluster realizado para o inventário do ano de 1995 na floresta caracterizada pela presença de *Araucaria angustifolia*, mostrou a formação de três grupos de crescimento (Figura 14).

A classificação das unidades amostrais em grupos deu-se da seguinte forma: a primeira divisão, com autovalor de 0,2962, mostrou que houve diferenciação entre elas, segundo a área basal e o incremento periódico anual por hectare (IPA), o DAP95 médio, e o número de árvores por hectare. A formação do Grupo Ecológico 1 (G-1) mostrou menores valores nos parâmetros indicados anteriormente; somente mostrou um maior número de árvores por hectare que os outros grupos, ou seja, que o G-1 possui maior número de árvores por hectare e apresenta menor diâmetro médio, menor área basal e menores valores nos incrementos médio e periódico.

Myrcianthes pungens (espécies do grupo sucessional secundário inicial) foi a espécie indicadora do G-1 (Floresta de Araucária), sendo o Pinheiro uma espécie que acompanha a formação vegetal.

A segunda divisão, que mostrou pouca ocorrência de *Araucaria angustifolia*, com autovalor de 0,2577, dividiu-se em dois grupos encontrando diferenças também nos valores dos incrementos médio e periódico e no número de indivíduos por hectare. O Grupo Ecológico 2 (G-2), caracterizado por uma *Myrtaceae* pioneira (*Myrcia bombycina*), mostrou valores de incremento periódico anual (IPA) menores que o Grupo Ecológico 3 (G-3), no entanto apresentou um maior número de árvores por hectare.

O terceiro Grupo Ecológico (G-3) não conseguiu definir uma espécie indicadora do grupo. No entanto, todas as espécies preferenciais desse grupo pertencem aos estados sucessionais pioneiros e secundários inicial, o que mostra que esse grupo de unidades amostrais se encontra conformando uma floresta secundária em estágio mais recente de regeneração.

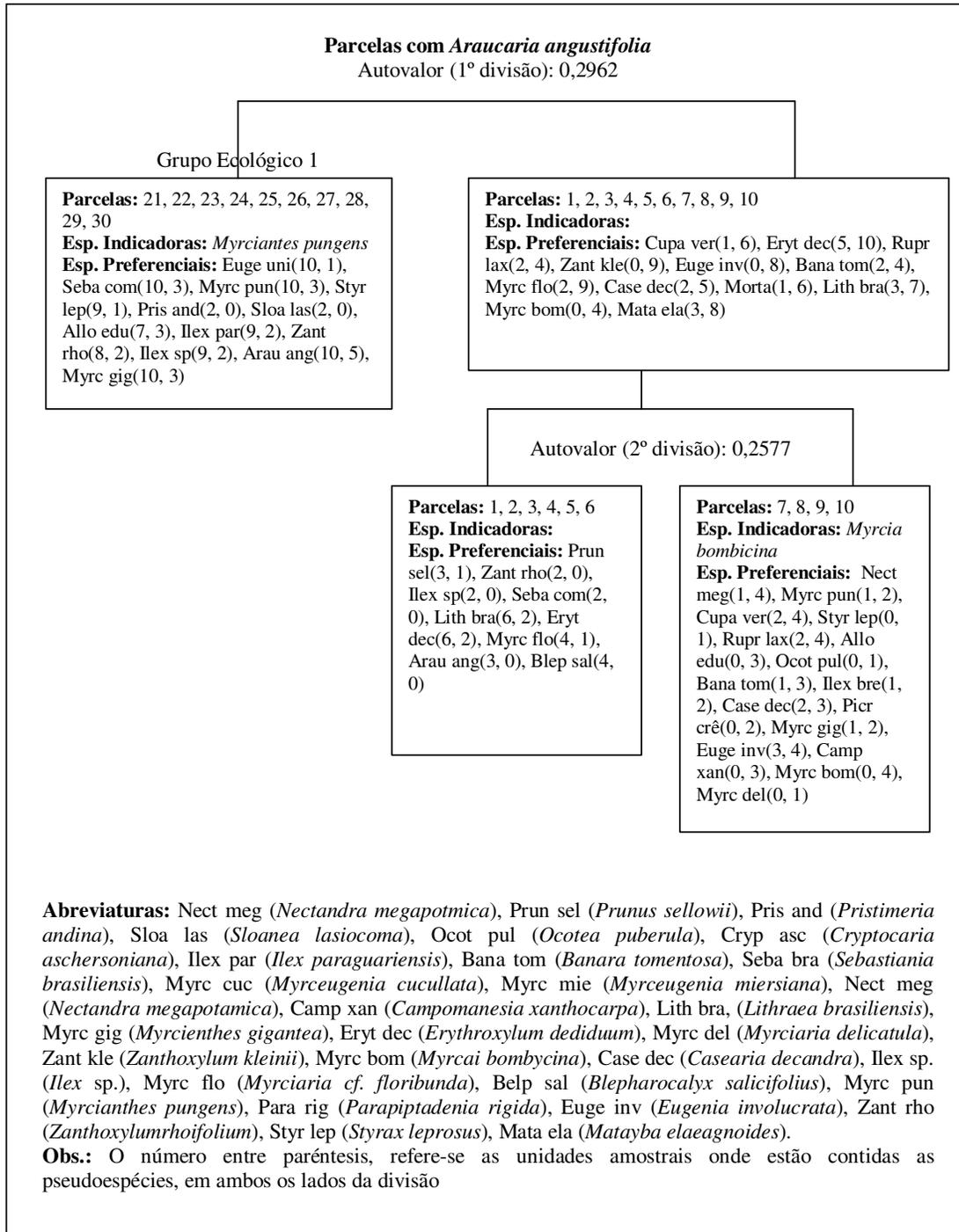


Figura 14 – Classificação das parcelas em três grupos de acordo as características de estrutura da floresta com *Araucaria angustifolia*, na Fazenda Tupi em Nova Prata, RS, no ano de 1995.

4.3 Caracterização da Floresta sem Araucária (Grupo 2)

4.3.1 Composição florística

O número de indivíduos encontrados em cada inventário (1995 e 2003), estão apresentados na Tabela 2, nas colunas 2, 4 e 5 das unidades amostrais permanentes.

Na Floresta sem presença de *Araucaria angustifolia*, foram amostradas, no ano de 1995, 1.853 indivíduos arbóreos, incluindo as árvores mortas, com CAP \geq a 30 cm, pertencentes a oitenta espécies distribuídas em 57 gêneros e 37 famílias botânicas. No ano de 2003, foram amostradas 1.805 árvores, incluindo as mortas, que pertencem a 87 espécies, 62 gêneros e 41 famílias botânicas. Nesse período ocorreu o ingresso de cinco novas espécies na amostra: *Myrciaria tenella* (Camboizinho – espécie clímax), *Sloanea monosperma* (Sapopema-carrapicho – secundária tardia), *Cordia tichotoma* (Louro – secundária inicial), *Trichilia clausenii* (Catiguá-vermelho – espécie clímax) e *Randia armata* (Limoeiro-do-mato – espécie clímax); e não desapareceu nenhuma espécie. O aparecimento de espécies clímax no dossel indicaria o avanço da formação para um estágio superior na sucessão vegetal.

A Tabela 22 apresenta a dominância relativa, abundância relativa e frequência relativa, ordenadas pelo valor de importância (VI) decrescente, amostradas nos inventários de 1995 e 2003, das vinte espécies com o maior valor de importância para a floresta sem *Araucaria angustifolia*.

No período em estudo, *Pristimeria andina* (grupo sucessional clímax) passou do oitavo lugar no ano de 1995 para o sétimo no ano de 2003, e *Cupania vernalis* (pertencente ao grupo sucessional secundário tardio) caiu do sétimo lugar para o oitavo. Também, *Blepharocalyx salicifolius* (grupo sucessional secundário inicial) foi do décimo lugar para o nono, deslocando *Myrcianthes pungens*, também do grupo sucessional secundário inicial. As outras espécies com maior VI não modificaram sua posição na floresta

Matayba elaeagnoides, *Campomanesia xanthocarpa*, *Nectandra megapotamica*, *Eugenia uniflora*, *Sebastiania commersoniana* e *Prunus sellowii* dominam a formação florestal; sendo todas elas espécies que pertencem ao grupo ecológico das espécies secundárias tardias.

Essa distribuição mostra que a floresta em estudo é uma floresta secundária típica da região, e é de esperar que, com o passar do tempo, essa formação permita o avanço de novas espécies que compõem o grupo sucessional clímax.

Tabela 22 – Valores relativos de densidade, dominância e frequência das vinte espécies com maior Valor de Importância (VI) amostradas na floresta sem Araucária (Grupo 2) nos anos 1995 e 2003.

Ano 1995				
Espécie	DR	DoR	FR	VI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	10,74	13,45	4,39	28,58
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	10,96	9,07	4,55	24,57
<i>Nectandra megapotamica</i>	7,29	11,11	4,39	22,79
<i>Eugenia uniflora</i>	7,88	3,70	4,09	15,67
<i>Sebastiania commersoniana</i>	4,86	4,13	3,79	12,78
<i>Prunus sellowii</i>	3,56	4,06	3,79	11,41
Morta	3,62	3,01	4,09	10,71
<i>Pristimeria andina</i>	2,37	5,51	1,97	9,86
<i>Cupania vernalis</i>	3,78	2,80	2,88	9,45
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	2,33	2,14	3,27	7,73
<i>Myrcianthes pungens</i>	1,72	2,85	2,95	7,52
<i>Sloanea lasiocoma</i>	1,61	3,05	1,87	6,52
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	1,50	3,26	1,56	6,31
<i>Ilex paraguariensis</i>	2,11	2,12	2,02	6,24
<i>Styrax leprosus</i>	1,33	2,06	2,18	5,56
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	2,16	0,61	2,64	5,41
<i>Ocotea pulchella</i>	0,66	3,25	1,40	5,31
<i>Banara tomentosa</i>	2,16	0,56	2,18	4,90
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1,44	0,60	2,49	4,53
<i>Allophylus edulis</i>	1,39	1,36	1,71	4,46
Outras 63 espécies	26,53	21,30	41,79	89,69
Ano 2003				
Espécie	DR	DoR	FR	VI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	10,08	12,40	4,51	26,99
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	11,80	9,50	4,67	25,97
<i>Nectandra megapotamica</i>	7,48	12,08	4,51	24,07
Mortas	6,76	6,01	4,51	17,28
<i>Eugenia uniflora</i>	7,76	3,58	4,20	15,54
<i>Sebastiania commersoniana</i>	4,82	4,16	3,89	12,87
<i>Prunus sellowii</i>	3,16	3,67	3,73	10,56
<i>Cupania vernalis</i>	3,99	3,06	3,11	10,16
<i>Pristimeria andina</i>	2,16	5,19	1,87	9,21
<i>Myrcianthes pungens</i>	2,33	2,14	3,27	7,73
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1,72	2,85	2,95	7,52
<i>Sloanea lasiocoma</i>	1,61	3,05	1,87	6,52
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	1,50	3,26	1,56	6,31
<i>Ilex paraguariensis</i>	2,11	2,12	2,02	6,24
<i>Ocotea pulchella</i>	1,33	2,06	2,18	5,56
<i>Allophylus edulis</i>	2,16	0,61	2,64	5,41
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	0,66	3,25	1,40	5,31
<i>Myrceugenia miersiana</i>	2,16	0,56	2,18	4,90
<i>Banara tomentosa</i>	1,44	0,60	2,49	4,53
<i>Styrax leprosus</i>	1,39	1,36	1,71	4,46
Outras 70 espécies	23,58	18,49	40,73	82,86

DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); VI = valor de importância.

A Tabela 23 mostra o número de espécies, número de indivíduos e a percentagem de importância das famílias amostradas nos inventários de 1995 e 2003, na floresta caracterizada pela ausência de *Araucaria angustifolia*.

Myrtaceae continua sendo a família com maior representatividade, o mesmo fato ocorreu para toda a floresta, ou quando se observa a floresta com presença de *Araucaria*

angustifolia correspondendo a, aproximadamente, 17,5% do total das espécies amostradas nos inventários de 1995 e 2003. Esse valor é superior ao calculado para toda a floresta e é inferior ao observado para a floresta com Pinheiro, mostrando que essa família tem menor representatividade que na formação com Araucária.

Tabela 23 – Número de espécies, densidade relativa, dominância relativa e percentagem de importância das vinte famílias mais importantes amostradas na floresta sem *Araucaria angustifolia* nos anos 1995 e 2003.

Família	N sp	DR	DoR	PI
<i>Myrtaceae</i>	14(15)	30,11(30,97)	21,77(21,47)	19,78(20,10)
<i>Sapindaceae</i>	5(5)	17,54(17,29)	17,27(16,53)	14,09(13,90)
<i>Lauraceae</i>	7(7)	11,49(11,41)	20,33(20,73)	13,10(13,34)
<i>Euphorbiaceae</i>	4(5)	6,85(6,93)	4,94(4,95)	6,17(6,23)
<i>Rosaceae</i>	1(1)	3,56(3,16)	4,06(3,67)	4,61(4,38)
<i>Flacuartiaceae</i>	5(5)	3,56(3,21)	1,34(1,25)	3,79(3,68)
<i>Hippocrateaceae</i>	1(1)	2,37(2,16)	5,51(5,19)	3,71(3,50)
<i>Aquifoliaceae</i>	3(3)	3,24(2,99)	2,97(3,06)	3,56(3,50)
<i>Elaeocarpaceae</i>	1(2)	1,83(1,72)	3,09(3,07)	2,97(2,73)
<i>Mimosaceae</i>	2(2)	1,73(1,44)	1,97(1,66)	2,39(2,17)
<i>Styracaceae</i>	1(1)	2,10(1,39)	2,03(1,36)	2,37(1,88)
<i>Polygonaceae</i>	1(1)	0,70(0,66)	3,82(3,25)	2,25(2,09)
<i>Phytolaccaceae</i>	2(2)	1,08(0,61)	0,69(0,65)	1,58(1,21)
<i>Simaroubaceae</i>	2(2)	1,03(0,78)	0,36(0,29)	1,54(1,23)
<i>Erythroxylaceae</i>	1(1)	1,35(1,22)	1,07(1,00)	1,47(1,35)
<i>Verbenaceae</i>	2(2)	1,08(0,94)	0,57(0,57)	1,38(1,20)
<i>Cyatheaceae</i>	1(1)	1,08(1,11)	0,83(0,88)	1,13(1,10)
<i>Celastraceae</i>	1(1)	0,65(0,50)	0,17(0,15)	0,93(0,83)
<i>Rutaceae</i>	1(1)	0,49(0,44)	0,31(0,33)	0,93(0,78)
<i>Araucariaceae</i>	1(1)	0,38(0,39)	0,99(1,05)	0,87(0,92)
Outras	26(30)	11,34(13,84)	5,91(8,89)	11,38(17,38)

O segundo valor entre parênteses, refere-se à amostragem de 2003, o primeiro valor à amostragem de 1995; N sp = número de espécies amostradas; DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); PI = Percentagem de importância (valor de importância da família dividido por três).

Em segundo lugar de importância, sobressaiu a família *Sapindaceae*, com 3,75% das espécies encontradas em ambos os inventários de 1995 e 2003, valor muito próximo ao encontrado na floresta com Pinheiro.

Também se observa que a família *Araucariaceae* ganhou importância em todos os parâmetros apresentados na Tabela 22 e passou do posto vinte, no ano de 1995, para o 18 no ano de 2003, o que indica a evolução da formação vegetal presente tentando reconstruir a paisagem original.

Das 37 famílias encontradas em 1995, 51,3% apresentaram somente uma espécie. Das 41 famílias amostradas em 2003, 58,8% apresentaram somente uma espécie; esses valores são

superiores aos encontrados para floresta com Araucária mostrando uma maior diversidade florística o que indica que a massa florestal se encontra num estágio sucessional inferior.

As árvores mortas em pé apresentaram, no ano 1995, 3,7% dos indivíduos amostrados e no ano 2003, 6,7% do total de exemplares encontrados.

Os Índices de Diversidade de Shannon encontrados nos inventários de 1995 e 2003 (3,523 e 3,482, respectivamente) representam uma diversidade alta, o que pode ser esperado para uma floresta com intervenção antrópica e em uma fase de mudança na sua estrutura.

4.3.2 Estratificação vertical

A Figura 15 apresenta o Diagrama h - M para a Floresta sem Pinheiro, de acordo com os inventários dos anos de 1995 e 2003.

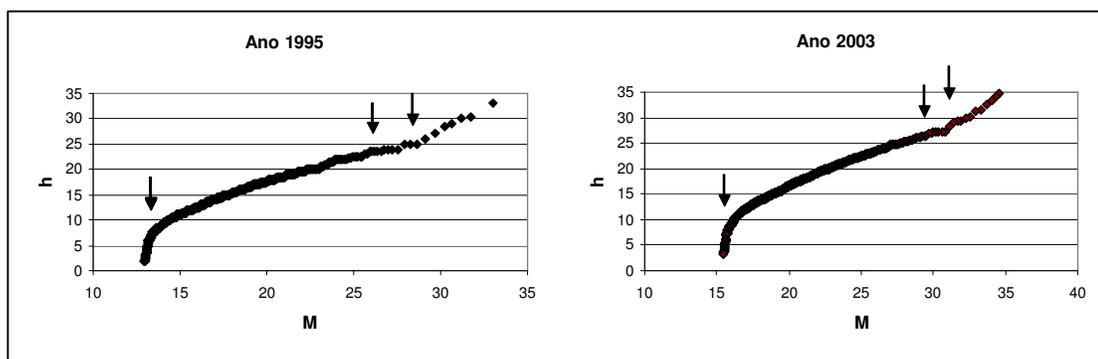


Figura 15 – Diagrama h - M para a floresta sem *Araucaria angustifolia* em 1995 e 2003.

Em ambos os inventários podem-se reconhecer quatro estratos em consequência da mudança no curso retilíneo no diagrama, indicado pelas flechas. O primeiro estrato (Estrato I), do ano 1995, descontínuo, composto pelas árvores com altura total maior ou igual a 25 m, é formado por indivíduos esporádicos, chamados de emergentes. O segundo estrato (Estrato II), mais compacto e contínuo, formado pelas árvores com altura total maior ou igual a 23 m e menores a 25 m, compondo o dossel de árvores dominantes da floresta.

O terceiro estrato (estrato III), composto por árvores com alturas inferiores a 23 m e superiores a 8 m, conformam um estrato contínuo na floresta. O quarto estrato (Estrato IV), composto por indivíduos com alturas inferiores a 8 m, forma o estrato inferior da floresta sem presença de *Araucaria angustifolia*.

Entretanto, no ano 2003, o diagrama não mostrou uma mudança no número de estratos em relação ao apresentado no ano 1995. Nesse ano, também se pode reconhecer quatro estratos. O primeiro estrato, descontínuo, encontra-se formado por árvores com alturas superiores a 30 m. O segundo estrato, compacto e contínuo, é formado por árvores com

alturas que variam de 27 m a 30 m, compondo o dossel superior da floresta; o terceiro estrato, com espécies características do sub-bosque, é composto por indivíduos com alturas totais inferiores a 27 m e superiores a 9 m (Figura 15). O quarto estrato é formado pelas árvores com alturas total inferiores a 9 m.

O fato de a mortalidade ser maior que os ingresso registrados fica registrado no “deslocamento” da curva para a direita, o que indicaria que, nessa fase da dinâmica, a mortalidade está formando clareiras dentro da floresta para permitir, num futuro próximo, o aparecimento ou surgimento de novos indivíduos.

Essa situação é comum para as três situações apresentadas: para toda a floresta, a floresta com *Araucaria angustifolia* e a floresta sem a presença de *Araucaria angustifolia*.

4.3.3 Ingresso e mortalidade

Durante o período de estudo, ingressaram na floresta sem araucária 13,38 árvores ha⁻¹ ano⁻¹. Valor inferior ao encontrado para toda a floresta, mas superior quando se considera somente a floresta com presença de *Araucaria angustifolia*; este valor é inferior ao encontrado por Pizzato (1999), 20 árvores ha⁻¹ano⁻¹, trabalhando em uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo (PR) num período de observação de oito anos.

A taxa média anual de ingresso, calculada para a floresta sem *Araucaria angustifolia* é de 2,24%, valor esse inferior ao encontrado para a floresta com pinheiro e para toda a floresta amostrada.

As espécies, que apresentaram maior taxa de ingresso, foram: *Campomanesia xanthocarpa* (Guabiroba) – espécie secundária inicial – com 13,02 árvores ha⁻¹ano⁻¹, *Myrceugenia miersiana* (Guamirim-piloso – espécie *clímax*) com 12,28 árvores ha⁻¹ano⁻¹, *Allophylus edulis* (Chal-chal – secundária inicial) com taxa de 8,41 árvores ha⁻¹ano⁻¹, e *Eugenia uniflora* (Pitangueira – espécie secundária inicial) e *Nectandra megapotamica* com taxa de 8,41 árvores ha⁻¹ano⁻¹ cada uma.

A mortalidade registrada durante o período de estudo foi de 28,1 árvores ha⁻¹ano⁻¹, valor muito superior ao apresentado para a floresta com pinheiro (9,0 árvores ha⁻¹ano⁻¹). A mortalidade observada é muito superior à observada por Pizzato (1999), quem trabalho num período de oito anos numa Floresta Ombrófila Mista no município de São João do Triunfo, PR.

Neste estudo, a taxa média anual de mortalidade foi de 12,59%, também superior ao apresentado quando se considera a floresta com pinheiros (9,62%).

Comparando-se os valores absolutos de ingresso e mortalidade, obteve-se um balanço negativo no período estudado, pois ingressaram 13,38 árvores ha⁻¹ano⁻¹ e morreram 28,1 árvores ha⁻¹ano⁻¹, gerando uma perda líquida de 14,72 árvores ha⁻¹ano⁻¹. Pode-se deduzir que a mortalidade está conduzindo essa estrutura para um estágio sucessional posterior.

Tendo em conta as taxas médias anuais de ingresso e mortalidade, constatou-se que, no período 1995–2003, a floresta aumentou em 17,96% o número de árvores mensuráveis por recrutamento e perdeu 37,77% por mortalidade, por ano, gerando, em termos líquidos, uma diminuição da população na ordem de 19,81%, indicando que a floresta amostrada não se encontra em equilíbrio, pois, segundo Whitmore (1984), em florestas *clímax*, a mortalidade é mais ou menos balanceada pelo ingresso de novos indivíduos.

As espécies, que apresentaram maior taxa anual de mortalidade, foram: *Styrax leprosus* (Carne-de-vaca – secundária tardia), com taxa de 8,0 árvores ha⁻¹ano⁻¹; *Matayba eleagnoides* (Camboatá-branco – secundária tardia), com 7,3 árvores ha⁻¹ano⁻¹; e *Eugenia uniflora* (Pitangueira – secundária inicial), com 6,5 árvores ha⁻¹ano⁻¹.

Tendo em conta os valores observados nessa floresta, poder-se-ia dizer que nesse tipo florestal (sem presença de *Araucaria angustifolia*) a dinâmica é maior, pois as taxas de ingresso e mortalidade são superiores. Ainda, a taxa média anual de mortalidade é muito superior à taxa média de ingresso (19,81%) mostrando que a floresta encontra-se num período em que a mortalidade é forte e o ingresso de novos indivíduos no dossel é muito pobre; portanto, fica claro que a floresta sem pinheiro teve uma intervenção antrópica maior e ainda não recuperou a sua estrutura.

4.3.4 Modelagem de incremento em área basal

A modelagem do incremento, em área basal das árvores amostradas nas parcelas sem presença dominante de *Araucaria angustifolia*, foi realizada somente para as árvores vivas medidas em 1995 e remeidas em 2003 e que não apresentaram erros de medição característicos, como incrementos periódicos em CAP com valores negativos e maiores a 5 mm.

Analisando-se a correlação para esta floresta (Tabela 24), verificou-se que a melhor inter-relação com a variável resposta foi a variável G95 (área basal por hectare no ano 1995) seguida das variáveis DAP95 (diâmetro à altura do peito no ano 1995) e altura total (HT), indicando haver uma tendência no sentido de que quanto mais grossa e alta é a árvore, maior o incremento em área basal.

Tabela 24 – Correlação das variáveis mensuradas e calculadas para a floresta sem *Araucaria angustifolia*.

Variável	DAP95	ESTR	G95	IPAG	HT
DAP95	1	-0,259	0,955	0,693	0,679
ESTR	-0,259	1	-0,215	-0,206	-0,473
G95	0,955	-0,215	1	0,664	0,605
IPAG	0,693	-0,206	0,664	1	0,602
HT	0,679	-0,473	0,605	0,602	1

DAP95 = diâmetro altura do peito ano 1995; ESTR = estrato; G95 = área basal por hectare no ano 1995; HT = relação altura total/DAP; HT = altura total.

Aqui também se ressalta a pouca correlação existente entre o IPAG e o estrato (ESTR), conforme já observado para toda a floresta e na floresta com Pinheiro onde se encontra cada árvore, indicando que, na Floresta sem *Araucaria angustifolia* da área em estudo, o padrão de crescimento das árvores, em termos de área basal, independe do estrato em que se encontra cada indivíduo.

A seleção do melhor modelo foi feita pelo valor do coeficiente de determinação ajustado (R^2_{aj}), pelo erro padrão da estimativa (S_{xy}) e pela análise gráfica dos resíduos.

Tabela 25 – Estatísticas da modelagem do IPAG da floresta sem Araucária pelo procedimento *forward*.

Mod.	Variável Independente	Estatística dos Parâmetros					R^2_{aj}	$S_{xy}\%$
		B_j	Valor B_j	$S_{xy} \cdot B_j$	$t \cdot B_j$	Sig.		
1	$1/\sqrt{DAP}$	B_0	0,762	0,025	30,677	0,000	0,929	13,57
		B_1	-13,208	0,104	-127,529	0,000		
2	$1/\sqrt{DAP}$ $1/\sqrt{HT}$	B_0	1,032	0,038	27,468	0,000	0,933	13,12
		B_1	-12,385	0,133	-92,890	0,000		
		B_2	-1,631	0,174	-9,351	0,000		
3	$1/\sqrt{DAP}$ $1/\sqrt{HT}$ DAP	B_0	1,369	0,089	15,424	0,000	0,934	13,04
		B_1	-13,366	0,269	-49,675	0,000		
		B_2	-1,639	0,173	-9,456	0,000		
		B_3	-0,00499	0,001	-4,187	0,000		
4	$1/\sqrt{DAP}$ $1/\sqrt{HT}$ DAP $1/HT$	B_0	1,950	0,263	7,412	0,000	0,934	13,01
		B_1	-13,467	0,272	-49,502	0,000		
		B_2	-5,239	1,545	-3,391	0,001		
		B_3	-0,00598	0,001	-4,738	0,000		
		B_4	5,926	2,527	2,345	0,019		

Sendo: B_j = coeficientes; DAP95 = diâmetro à altura do peito ano 1995; G95 = área basal por hectare no ano; HT = altura total; S_{xy} = erro padrão da estimativa do parâmetro; t = t de Student; Sig. = significância a 95% de confiabilidade; R^2_{aj} = coeficiente de determinação do modelo; $S_{xy}\%$ = erro padrão em percentagem do modelo

O melhor modelo de regressão para descrever o IPAG da floresta sem *Araucaria angustifolia* apresentou um $R^2_{aj} = 0,934$ e um $S_{xy} = 13,04\%$ (Tabela 25).

$$\ln IPAG = \sqrt{DAP} \cdot \left(1,369 - \frac{13,366}{\sqrt{DAP}} - \frac{1,639}{\sqrt{HT}} - 0,00499 \cdot DAP \right)$$

Nessa análise, foram extraídos os dados provenientes da parcela permanente número cinco (Parcela 5), porque como se observou no tratamento feito para toda a floresta, esses dados apresentaram um comportamento totalmente diferente daquele apresentado na floresta em conjunto, além de terem sido tratados separadamente no item 4.1.4 (Tabela 15, Figuras 5 e 6).

As distribuições dos resíduos do modelo selecionado encontram-se apresentados na Figura 16, onde se pode observar uma distribuição regular dos resíduos da variável dependente.

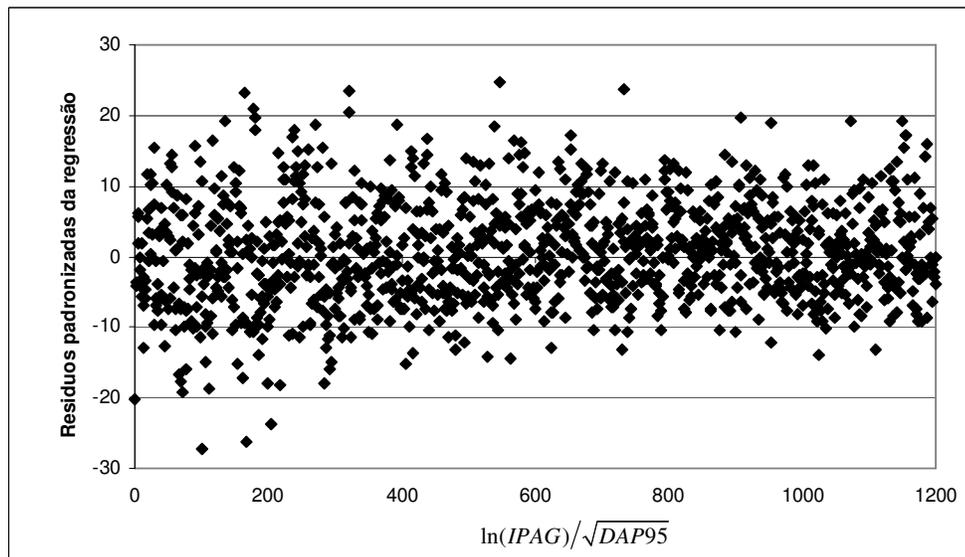


Figura 16 – Distribuição dos resíduos, em percentagem, na modelagem do IPAG para a floresta sem *Araucaria angustifolia*, na Fazenda Tupi.

4.3.5 Ordenação das variáveis ambientais e vegetação

A análise de correspondência canônica (CCA) mostrou que o autovalor, no inventário do ano de 1995, para o eixo 1 da ordenação canônica foi médio (0,338), os outros eixos

tiveram valores baixos, 0,178 (eixo 2) e 0,079 (eixo 3), indicando, a exemplo do ocorrido para toda a floresta e para a floresta com *Araucaria angustifolia*, que a maioria das espécies se distribuem por todo o gradiente. Os três eixos explicaram 28,5% da variância global dos dados; 16,0% (eixo 1), 7,0% (eixo 2) e 5,5 (eixo 3), indicando que há ainda muita variância remanescente não-explicada.

As variáveis com maiores coeficientes de correlação no primeiro eixo de ordenação foram a dificuldade para se deslocar (Difi) e o tipo de solo (Solo), como se pode observar na Tabela 25.

Tabela 26 – Coeficientes de correlação entre as variáveis e os três primeiros eixos de ordenação da análise de correspondência canônica, para os inventários de 1995 e 2003, na Fazenda Tupi – Nova Prata, RS, para a floresta sem Araucária.

Variáveis	Correlações					
	Eixo 1		Eixo 2		Eixo 3	
	1995	2003	1995	2003	1995	2003
G-ha	0,203	0,203	0,084	0,084	0,382	0,382
IPA-ha	0,109	0,109	0,036	0,036	0,253	0,253
N-ha	-0,381	-0,381	0,513	0,513	-0,037	-0,037
Sp-ha	0,256	0,256	0,303	0,303	-0,085	-0,085
DAPm-95/03	0,304	0,304	-0,376	-0,376	0,321	0,321
HT-10	0,125	0,125	-0,136	-0,136	0,637	0,637
HTm	-0,175	-0,175	-0,380	-0,380	0,523	0,523
Difi	0,774	0,774	0,312	0,312	-0,167	-0,167
Solo	0,660	0,660	0,321	0,321	0,046	0,046
Incli	-0,008	-0,008	0,364	0,364	-0,118	-0,118

Para o segundo eixo de ordenação, a variável, que apresentou maior correspondência foi o número de árvores por hectare (N-ha), o diâmetro altura do peito no ano de 1995 (DAP-95), a inclinação do solo (Incli) e o número de espécies amostradas (Sp-ha).

Para o terceiro eixo, a variável de maior correlação foi a altura total das dez árvores mais altas (HT-10), a altura total (HT), a área basal por hectare (G-ha) e o incremento periódico anual (IPA-ha).

A ordenação das unidades amostrais no primeiro eixo mostram duas distribuições. Uma delas mostra uma nítida relação entre o tipo de solo (Solo) e outra com a dificuldade

para se deslocar dentro da floresta (Difi). Outra tendência é a relação mostrada para o número de árvores por hectare (Figura 17).

Além disso, o teste de Monte Carlo, para os três eixos de ordenação, mostrou que as correlações entre a abundância das espécies e as variáveis em estudo foram significativas ao nível de 5% de probabilidade.

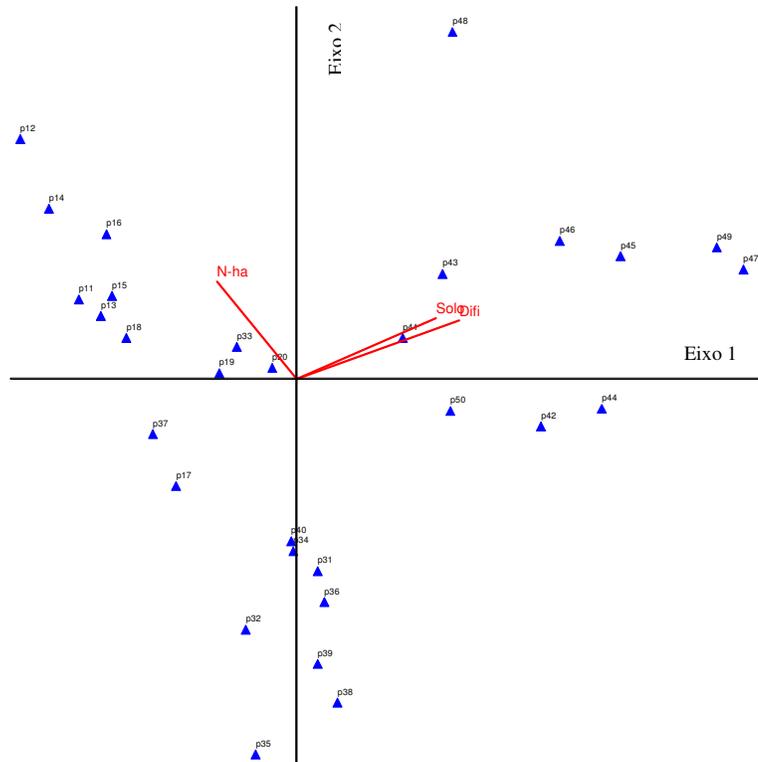


Figura 17 – Diagrama de ordenação das trinta unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da floresta sem araucária (Grupo 2), na Fazenda Tupi de Nova Prata, RS, para o inventário do ano de 1995.

A distribuição das unidades amostrais no primeiro eixo, do ano de 2003, mostra o mesmo comportamento que o apresentado no ano de 1995 (Figura 18).

No ano de 2003, os autovalores de ordenação canônica foram muito similares aos apresentados no ano de 1995; 0,327 (eixo 1), 0,109 (eixo 2) e 0,092 (eixo 3), indicando que as espécies, depois de 8 anos de monitoramento continuam apresentando uma distribuição homogênea por todo o gradiente. Nesse ano, os três eixos explicaram 30,8% da variância total dos dados, 19,0% (eixo 1), 6,4 (eixo 2) e 5,4 (eixo 3). Embora tal valor global seja ligeiramente superior ao encontrado em 1995, o valor obtido para o eixo 1 foi acrescido em 1%, comparado a 1995, mostrando que esse eixo está ganhando importância na distribuição

das espécies. No entanto, a significação das relações espécies-variáveis mostrou uma correlação alta nos três eixos: 0,899 (eixo 1), 0,797 (eixo 2) e 0,693 (eixo 3). Esses valores são superiores aos encontrados por Narvaes (2003) trabalhando na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, numa Floresta Ombrófila Mista, indicando que algumas espécies estão muito influenciadas pelas variáveis em estudo que se encontram nas unidades amostrais.

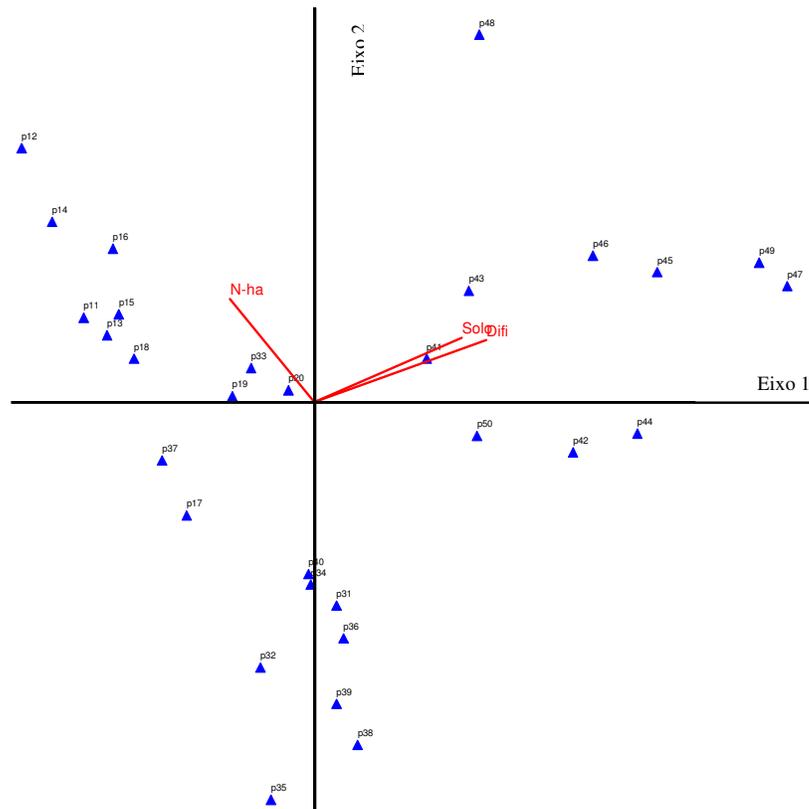


Figura 18 – Diagrama de ordenação das trinta unidades amostrais, fornecido pela análise de correspondência canônica, da floresta sem pinheiro (Grupo 2), na Fazenda Tupi de Nova Prata, RS, para o inventário do ano 2003.

As variáveis, que apresentaram maior coeficiente de correlação no eixo 1, foram (Tabela 23) as mesmas e na mesma ordem que as encontradas no levantamento realizado no ano de 1995. O mesmo fato ocorreu para os eixos 2 e 3, o que indicaria uma maior estabilidade no agrupamento das espécies.

As correlações apresentadas entre a abundância de espécies e as variáveis estudadas, foram significativas ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de permutação de Monte Carlo, para os três eixos de ordenação.

4.3.6 Classificação de grupos ecológicos

A análise de cluster, realizada para o inventário do ano de 1995 na floresta caracterizada pela ausência de *Araucaria angustifolia*, mostrou a formação de três grupos de crescimento (Figura 19).

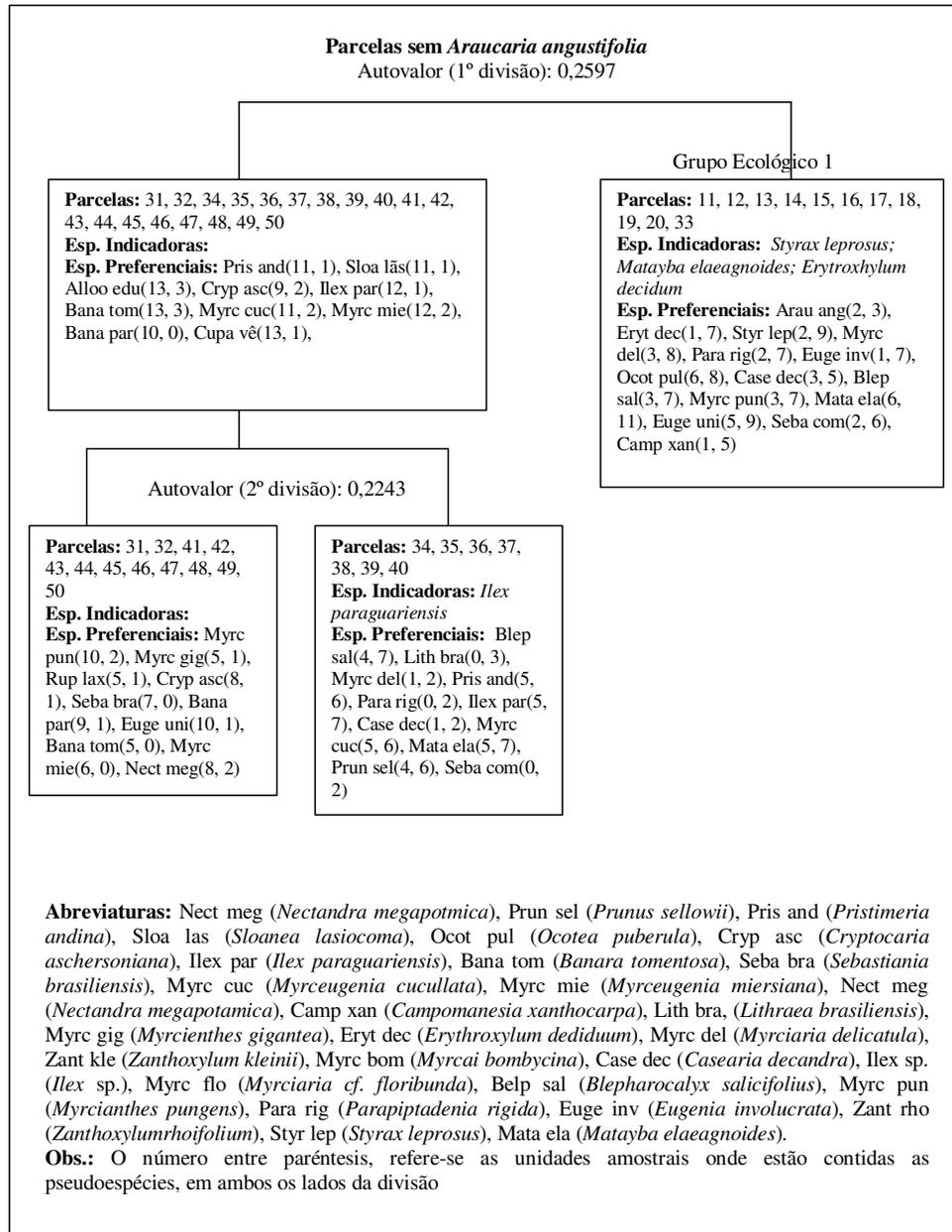


Figura 19 – Classificação das parcelas em três grupos de acordo as características de estrutura da floresta sem *Araucaria angustifolia*, na Fazenda Tupi em Nova Prata, RS, no ano de 1995.

A classificação das unidades amostrais em grupos deu-se da seguinte forma: a primeira divisão, com autovalor de 0,2597, mostrou que houve diferenciação entre elas segundo o número de indivíduos por hectare e o diâmetro médio. A formação do Grupo Ecológico 1 (G-1) mostrou valores superiores em relação ao número de indivíduos por unidade de superfície e um valor ligeiramente inferior no diâmetro médio por hectare.

Ou seja, que o G-1 possui maior número de árvores por hectare e apresenta menor diâmetro médio.

Styrax leprosus, *Matayba elaeagnoides* (espécies do grupo sucessional secundário tardio) e *Erytroxylum deciduum* (espécie do grupo sucessional pioneiro) foram as espécies indicadoras do G-1 (Floresta sem Pinheiro).

A segunda divisão, com autovalor de 0,2243, dividiu os grupos encontrando diferenças em características da paisagem como: inclinação, tipo de solo e dificuldade para se deslocar dentro da floresta. O Grupo Ecológico 2 (G-2), que tem como espécie indicadora a *Ilex paraguariensis* (espécie pertencente ao grupo sucessional secundário tardio), mostrou que essa formação vegetal oferece menor dificuldade para o deslocamento dentro da floresta, apresentando um sub-bosque mais “aberto”; além disso, mostrou que as unidades amostrais encontraram-se em solos profundos e com inclinações suaves menores que as apresentadas no Grupo Ecológico 3 (G-3).

O terceiro grupo G-3 não conseguiu definir uma espécie indicadora. No entanto, esse grupo tem duas espécies que pertencem ao grupo sucessional *clímax*, como *Myrceugenia miersiana* e *Cryptocaria aschersoniana*, as quais são acompanhadas por outras espécies que fazem parte de grupo sucessional secundário tardio (Figura 15). Essa conformação indicaria que essas unidades amostrais mostram um estágio sucessional mais avançado que dos outros grupos. Além disso, os indivíduos se encontram localizados numa área que apresenta maior inclinação, com afloramentos de rochas e uma maior dificuldade para se deslocar dentro da floresta.

4.4 O manejo da Floresta

De acordo com os resultados obtidos, poder-se-iam estabelecer alguns critérios sobre a forma de conduzir a floresta nativa da Fazenda Tupi.

Por ter a Fazenda Tupi fortes objetivos de conservação e preservação da estrutura e riqueza da comunidade vegetal e animal, faz-se necessário estruturar o manejo sob dois pontos de vista, da conservação e da obtenção de resultados econômicos.

Em primeiro lugar poder-se-ia propor um manejo da massa florestal que visasse atingir a recuperação da estrutura original da floresta, buscando estabelecer uma área de reserva e conservação da Floresta Ombrófila Mista.

Para alcançar esse objetivo deveriam ser feitos trabalhos de restauração nas áreas mais alteradas, iniciando pelo abate das espécies que hoje são muito abundantes mas na estrutura original não tem tanta participação, além de eliminar os cipós e tacuaras e outros vegetais que possam estar interferindo no desenvolvimento e avanço das espécies de interesse para a estrutura.

Além disso, devido à pouca regeneração observada de *Araucaria angustifolia* dever-se-ia realizar trabalhos de reposição mediante o enriquecimento com a espécie, assim como de outras espécies que sejam de interesse na recuperação da estrutura, como: *Cupania vernalis*, *Sebastiania commersoniana*, *Ocotea puberula*, *O. pulchella*, entre outras.

Uma vez estabelecidas as mudas, dever-se-ia programar tarefas para permitir o desenvolvimento das espécies de acordo com os requerimentos de luz de cada uma delas.

Uma outra proposta de manejo seria procurar obter uma renda em madeira, além de produtos não-madeiráveis, baseado na sustentabilidade do recurso.

Pelo observado nesse trabalho, a floresta está conformada por mosaicos de vegetação, portanto, ter-se-ia que distribuir, sistematicamente por toda a floresta, unidades amostrais transitórias e de acordo aos dados obtidos dessas parcelas, fazer o zoneamento da Fazenda Tupi de tal forma de delimitar áreas homogêneas em função das espécies e dos locais onde elas se encontram.

Uma vez realizado o zoneamento, as áreas com presença abundante de Araucária nativa deveriam ficar com o objetivo da conservação desta espécie devido, sobretudo, à proibição, por Lei, do abate destes exemplares. Nestas áreas somente serão realizados trabalhos que favoreçam o desenvolvimento e conservação desta espécie.

Nas áreas onde não existem exemplares de Araucária, dever-se-ia selecionar três ou quatro espécies, como, por exemplo: *Matayba elaeagnoides* (espécie muito abundante em todos os estratos da floresta, o que indica uma boa adaptação a diferentes condições de iluminação e requerimentos do solo), *Campomanesia xanthocarpa* (segunda espécie com maior Valor de Importância na floresta sem araucária e com boas qualidades na sua madeira, que poderia ser empregada nos locais mais úmidos da floresta), *Ilex paraguariensis* (o objetivo de esta espécie é a produção de folha para a indústria da erva-mate que já tem lugar na Fazenda Tupi), *Cordia trichotoma* (espécie ideal, pelo seu caráter pioneiro, para o uso nos locais onde existem espaços abertos produzidos pela derrubada de árvores), entre outras.

As espécies selecionadas serão manejadas em detrimento de outras que tenham menor representatividade ou menor valor econômico. Além disso, se deveram realizar trabalhos que favoreçam o desenvolvimento e regeneração, ainda pensando na possibilidade de reposição através de mudas nas áreas onde não existam, ou aonde seja deficiente o número de mudas existentes.

As áreas onde ocorrerem acidentes naturais (ciclones, incêndios, etc.) deverão ser isoladas e tratadas diferentemente, sendo necessário a elaboração de um novo plano de manejo específico, pois como foi demonstrado, um desastre natural (como é o caso de unidade amostral Parcela 5) produz alterações nos padrões de crescimento das espécies.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Conclui-se que não houve uma mudança importante na composição florística, na estrutura fitossociológica e nos tipos florestais da floresta amostrada durante o período de observação (1995-2003). As espécies que se apresentaram como dominante na estrutura florestal foram *Matayba elaeagnoides*, *Campomanesia xanthocarpa* e *Nectandra megapotamica*, durante todo o período de observação; mostrando que a estrutura da floresta não é a definida “como um trecho em estágio de sucessão secundária dentro do Domínio da Floresta Ombrófila Mista ocasionada pela retirada de indivíduos de grande porte de *Araucaria angustifolia*”.

A espécie *Araucaria angustifolia* não mudou sua posição na estrutura da floresta durante o período de observação, aumentando um pouco seu valor de Índice de Importância com o decorrer do tempo.

As mudanças na estrutura vertical da floresta, de acordo com o Diagrama *h-M*, mostraram a existência de quatro estratos no ano de 1995 e de três no ano de 2003, indicando que a vegetação é conduzida para estágios mais estáveis do processo de sucessão. A *Ruprechtia laxiflora* foi a espécie que teve maior representatividade no Estrato I nos anos 1995 e 2003. No período de tempo analisado, registraram-se o ingresso de 7 novas espécies nesse estrato (*Parapiptadenia rigida*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Nectandra megapotamica*, *Phytollaca dioica*, *Ocotea pulchella*, *Prunus sellowii* e *Myrsine coriacea*) e desapareceram três espécies (*Ocotea diospyrifolia*, *Ocotea lancifolia* e *Pristimeria andina*).

Araucaria angustifolia dominava o Estrato II no ano de 1995, e foi deslocado para o quinto lugar no ano de 2003 (de acordo com o VI), sendo que *Matayba elaeagnoides* passou a dominar o estrato. No ano de 1995, *Matayba elaeagnoides* foi a espécie dominante do terceiro estrato, sendo que *Araucaria angustifolia* se localizava no sexto lugar.

Para o inventário do ano 2003, o Estrato III representava o estrato inferior e o último, sendo *Dicksonia sellowiana* a espécie característica do estrato. Nesse estrato e no ano de 2003, não foram registrados indivíduos de *Araucaria angustifolia* mostrando que a regeneração dessa espécie não é boa na floresta.

O quarto estrato, somente presente no inventário do ano de 1995, também mostrou a *Dicksonia sellowiana* como a espécie dominante.

No período estudado, registrou-se, em termos líquidos, uma diminuição da comunidade arbórea na ordem de 4,35%, comparando as taxas de ingresso e mortalidade entre inventários. Esse fato mostra que a floresta não se encontra em equilíbrio, pois as taxas de mortalidade estão superando às de ingresso. Portanto, a dinâmica da floresta está marcada por períodos de mortalidade, no qual as árvores que morrem vão abrindo clareiras dentro do dossel as que possibilitarão, espera-se no futuro, o surgimento de novos indivíduos.

O agrupamento da floresta em concordância com características que fazem parte do crescimento da floresta, mostrou-se que aquelas unidades que tinham a *Araucaria angustifolia* como uma das espécies dominantes da estrutura, apresentava maior número de indivíduos por hectare, maior área basal e maior incremento periódico anual. Esse fato permitiu agrupar as unidades nas quais foi registrada a presença dominante de *Araucaria angustifolia* daquelas que não possuem a *Araucaria angustifolia* como espécie predominante. Isto mostra que a floresta é um mosaico de agrupamentos que tem características diferenciais e, portanto, torna-se difícil fazer predições sobre as mudanças na dinâmica da floresta como um todo.

A ordenação canônica das variáveis apresentou três distribuições. Uma mostra a relação entre o DAP e a altura total; outra uma forte relação entre o tipo de solo e o número de árvores por hectare e a terceira mostra a relação entre a dificuldade de se deslocar na floresta com as unidades que tiveram maior intervenção antrópica.

Feita a análise de regressão para floresta amostrada constatou-se que, de acordo com a análise de resíduos, tinha uma unidade permanente que diferia notavelmente do resto das unidades, por tanto foi necessário fazer um novo ajuste excluindo esses dados. O melhor modelo de regressão para a floresta amostrada foi:

$$\ln(IPAG) = \sqrt{DAP} \cdot \left(0,780 - \frac{36,560}{DAP} + \frac{0,00671}{G} + 0,01735 \cdot HT \right)$$

O comportamento diferenciado dos dados, que provêm da unidade amostral Parcela 5, deve-se ao fato de ter acontecido nesta unidade, em 19888, a passagem de um ciclone que provocou a derrubada de um grande número de árvores. Esse episódio indica que a floresta muda o seu comportamento quando é atingida por algum acidente. É de esperar que esta alteração continue até que a composição se recomponha para uma estrutura mais estável. Esse evento também mostra a dificuldade de tentar manejar a floresta de forma homogênea, pois,

além de apresentar uma estrutura em forma de mosaicos de vegetação também há diversas “particularidades” devido a outros acontecimentos (fogos, ciclones, enchentes, etc.).

No entanto, para poder determinar o incremento periódico anual em área basal mediante a análise de regressão dos dados da Parcela 5, o melhor modelo foi:

$$\ln(IPAG) = \sqrt{DAP} \cdot \left(-3,525 - \frac{19,936}{DAP} + 0,600 \cdot \ln(DAP) + 0,004969 \cdot HT \right)$$

Como a ordenação de correspondência canônica mostrou a presença de duas formações vegetais; uma com predomínio de *Araucaria angustifolia* e a outra sem a presença dominante dessa espécie, fez-se a análise de cada uma dessas estruturas por separado.

Na floresta com preponderância de *Araucaria angustifolia*, não se observaram mudanças destacadas na fitossociologia durante o período em estudo. A araucária mostrou-se como uma das espécies dominantes da estrutura junto com *Matayba elaeagnoides*, o que indica uma composição florística característica de uma Floresta Ombrófila Mista da região. A família *Myrtaceae* foi a mais representativa na estrutura vegetal e *Araucariaceae* ficou em terceiro lugar de acordo com a percentagem de importância.

O Diagrama *h-M* identificou quatro estratos na estrutura vertical em ambos os inventários (1995 e 2003) na floresta com araucária. Nesse caso, também foi observado um deslocamento da curva à direita, devido a mortalidade foi superior aos ingressos.

Na floresta com Araucária, observou-se uma maior estabilidade entre os ingressos e a mortalidade natural das árvores. O melhor modelo de regressão para esse tipo florestal foi:

$$\ln(IPAG) = \sqrt{DAP} \cdot \left(0,520 - \frac{13,635}{\sqrt{DAP}} + 0,184 \cdot \ln(HT) - 0,00542 \cdot DAP \right)$$

A floresta com *Araucaria angustifolia* mostrou duas distribuições em relação à ordenação das variáveis ambientais e vegetação. Uma delas mostrou uma nítida relação entre o DAP, a altura total e a dificuldade para se deslocar, e outra foi a relação entre a inclinação do terreno e a altura total das dez árvores mais altas.

Na floresta sem presença dominante de *Araucaria angustifolia*, também não se observaram mudanças significativas na estrutura fitossociológica, sendo, nesse caso, a família *Lauraceae* a que mais aumentou em valor de importância no contexto. As outras famílias também não apresentaram mudanças significativas.

Também, não foram observadas alterações significativas na estrutura vertical. Em ambos os inventários (1995 e 2003), foram registrados quatro estratos, havendo também um deslocamento da curva, do Diagrama h - M , à direita em razão do registro de uma maior taxa de mortalidade no que diz respeito às taxas de ingressos. Além disso, esse tipo florestal apresentou um maior desequilíbrio entre mortalidade e ingresso, por ter sofrido maiores intervenções antrópicas.

O melhor modelo de regressão para a floresta sem *Araucaria angustifolia* foi o seguinte:

$$\ln IPAG = \sqrt{DAP} \cdot \left(1,369 - \frac{13,366}{\sqrt{DAP}} - \frac{1,639}{\sqrt{HT}} - 0,00499 \cdot DAP \right)$$

Na floresta sem Araucária houve duas distribuições, em relação à ordenação das variáveis ambientais e vegetação. Uma delas entre o tipo de solo e a dificuldade para o deslocamento, e outra é a relação mostrada para o número de árvores por hectare.

Devido ao ocorrido na unidade amostral permanente “Parcela 5”, pode-se dizer que ante qualquer acidente dentro da floresta (ciclone, fogo, enchente, etc.) a área afetada comporta-se de forma muito diferente do restante; por tanto, essas áreas devem ser tratadas de maneira diferente que o resto da floresta.

Embora se tenha obtido bons ajustes para os diferentes modelos, é preciso considerar que a dinâmica da floresta não se apresenta de forma homogênea. Portanto, é necessário fazer ajustes periódicos das equações, fazer agrupamentos de acordo com as características das espécies e fazer observações periódicas que permitam corrigir os erros.

Pelo observado, tem-se que rejeitar a hipótese deste trabalho, pois não existe equilíbrio na dinâmica da floresta nos diferentes estágios sucessionais caracterizados pelos ingressos e a mortalidade dos indivíduos da floresta, mostrando que a dinâmica se dá por períodos e não em forma contínua.

Além disso, faz-se necessário aprofundar os estudos sobre a regeneração das espécies e dos incrementos médios e correntes anuais, de tal forma que permitam estabelecer os turnos tecnológicos e naturais para formular bons planos de manejo.

Com o monitoramento das unidades de medição permanentes já existentes deverão ser definidas as condições que caracterizam os períodos de mortalidade e ingresso, de tal maneira a poder reproduzir essas situações em favor dos objetivos propostos.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALDER, D. **Growth modelling for mixed tropical forests**. Department of Plant Science, University of Oxford, Tropical Forestry Paper 30, 1995. 231 p.

ALDER, D.; SILVA, J. N. M. An empirical cohort model for management of Terra Firme forest in the Brazilian Amazon. **For. Ecol. Manage.**, v. 130, p. 141-157, 2000.

AHRENS, S. **Modelos de crescimento e de produção**. Curitiba: UFPR, 1990. Trabalho desenvolvido na disciplina de Tópico Especial do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná. (Não-publicado).

AHRENS, S. O manejo de recursos florestais no Brasil: conceitos, realidades e perspectivas. In: CURSO DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL, 1., 1997, Curitiba. **Tópicos em manejo florestal sustentável**. Colombo: EMBRAPA-CNPQ, 1997, p. 5-16. (EMBRAPA-CNPQ. Documentos, 34).

ARAÚJO, M. M. **Vegetação e mecanismos de regeneração em fragmento de Floresta Estacional Decidual Ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil**. Santa Maria: UFSM, 2002. 153p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, 2002.

AZAMBUJA, D. Fichas dendrológicas comerciais e industriais de madeiras brasileiras - Pinheiro Brasileiro. **An. Bras. Econ. Flor.**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 1, p. 365-367, 1948.

AZEVEDO, C. P. **Predição da distribuição diamétrica de povoamentos florestais inequidimensionais pelo emprego da matriz de transição**. Viçosa, UFV: 1993. 118p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1993.

AZEVEDO, C. P.; SOUZA, A. L.; JESUS, R. M. Predição do ingresso total de um povoamento. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 19, n. 1, p. 50-64, 1995.

BAKER, F. S. **Principles of Silviculture**. New York: McGraw Hill, 1950. 414p.

BARROS, P. L. C. **Estudo das distribuições diamétricas da floresta do Planalto Tapajós – Pará**. Curitiba: UFPR, 1980. 123 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, 1980.

BLANC, L.; MAURY-LECHON, G.; PASCAL, J. P. Structure, floristic composition and natural regeneration in the forests of Cat Tien National Park, Vietnam: an analysis of the successional trends. **Journal of Biogeography**, v. 27, p. 141-157, 2000.

BOTKIN, D. B.; JANAK, J. F.; WALLIS, J. R. Some ecological consequences of a computer model forest growth. **J. Ecol.**, n. 60, p. 849-872, 1972.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento de reconhecimento de solos do Estado de Rio Grande do Sul**. Recife: 1973. 430p. (Boletim Técnico, n.30).

BRASIL. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. **Inventário Florestal Nacional: Florestas Nativas do Rio Grande do Sul**. Brasília: Edit. Gráfica Brasileira Ltda., FATEC. 1983. 345p.

BRASIL. Ministério do Interior. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Plano de manejo para a Floresta Nacional de São Francisco de Paula - RS**. Santa Maria: IBAMA/FATEC, 1989. 217p.

BRENA, D. A.; PEDRO BOM. R. **Modelos de crescimento e produção florestal**. Curitiba: UFPR, 1991. Trabalho desenvolvido na disciplina de Tópico Especial do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná. (Não publicado).

BURGMAN, M. A.; THOMPSON, E. J. Cluster analysis, ordination and dominance-structural classification applied to diverse tropical vegetation at Jabiluka, Northern Territory. **Australian Journal of Ecology**, v. 7, p. 375-387, 1982.

CAIN, S. A.; CASTRO, G. M. O.; PIRES, J. N.; SILVA, N. T. Applications of some phytosociological techniques to Brazilian rain forest. **Amer. J. Bot.**, New York, v. 43, n. 3, p. 911-941, 1956

CALEGARIO, N.; SCOLFORO, J. R. S.; SOUZA, A. L. Estratificação em alturas para floresta natural heterogênea: uma proposta metodológica. **Revista Cerne**, n. 1, n. 1, p. 58-63, 1994.

CARAIOLA, M. **Caracterização estrutural de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada no Município de Cássia – MG.** Curitiba: UFPR, 1997. 196p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 1997.

CARVALHO, J. O. P. de. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. In: CURSO DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL, 1., 1997, Curitiba. **Tópicos em manejo florestal sustentável.** Colombo: EMBRAPA-CNPQ, 1997. p. 43-55. (EMBRAPA-CNPQ. Documentos, 34).

CLUTTER, J. L.; FORTSON, J. C.; PIENAAR, J. V.; BRISTER, G. H.; BAILEY, R. L. **Timber management: a quantitative approach.** New York: John Wiley, 1983. 333p.

DANIEL, P. W.; HELMS, U. E.; BAKER, F. S. **Princípios de silvicultura.** Ed. McGraw-Hill, 1982. 492p.

DAUBENMIRE, R. **Plant communities** - a textbook of plant synecology. New York: Harper & Row, 1968. 300p.

DAVIS, L.; JOHNSON, K. N. **Forest management.** 3. ed. New York: McGraw Hill, 1987. 790p.

DELLA-FLORA J. B. **Modelos de crescimento para árvores singulares – *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez. e *Ocotea puberula* Nees.** Santa Maria: UFSM, 2001. 60p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Florestais, Universidade Federal de Santa Maria, 2001.

EK, A. R. Nonlinear models for stand table projection in northern hardwood. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 4, p. 23-27, 1974.

EK, A. R.; MONSERUD, R. A. Trials with program FOREST: growth and reproduction simulation for mixed species even-or uneven-aged forest stand. In: FRIES J. (ed.) **Growth Models for Tree and Stand Simulation.** Stockholm: IUFRO Working Party. Dep. For. Yield Res., n. 30, 1974. p. 56-69.

FINGER, C. A. G. **Fundamentos de biometria florestal.** Santa Maria: CEPEF/FATEC, 1992. 269p.

FINOL, U. H. La silvicultura en la Orinoquia Venezolana. **Rev. For. Venez.**, Mérida, v. 14, n. 25, p. 37-114, 1975.

FINOL, H. Metodos de regeneración natural en algunos tipos de bosques venezolanos. **Rev. For. Venez.**, Mérida, v. 19, n. 16, p. 17-44, 1976.

FREITAS, J. V. de; HIGUCHI, N. Projeções da distribuição diamétrica de uma floresta úmida de terra firme pela cadeia de Markov. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7., e Congresso Florestal Pan-Americano, 1993, CURITIBA. **Anais ...** Curitiba: Silvicultura em São Paulo, 1993. v. 2, p. 545-548.

FÖRSTER, M. Strukturanalyse aines tropschen Regenwlds in Kolumbiem. **Allg. Forst.-u. J.-Stg**, Wien, v. 144, n. 1, p. 1-8, 1973.

GAUTO, O. A. **Análise da dinâmica e impactos da exploração sobre o estoque remanescente (por espécie e grupos de espécies similares) de uma Floresta Estacional Semidecidual em Misiones, Argentina.** Curitiba: UFPR, 1997. 133p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 1997.

GLENN-LEWIS, D. C.; PEET, R. K.; VEBLEN, T. T. **Plant succession – theory and prediction.** Melbourne: Chapman & Hall, 1992. 352p. (Population and Community, Biology Series 11).

GOMIDE, G. L. A. **Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primária e secundária no Estado do Amapá.** Curitiba: UFPR, 1997. 179p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 1997.

GUAPYASSÚ, M. S. **Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa Submontana, Morretes – Paraná.** Curitiba: UFPR, 1994. 150p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 1994.

HAIR, J. F.; TATHAM, R. L.; ANDERSON, R. E.; BLACK, W. **Multivariate Data Analysis.** Rio de Janeiro: Editora Prentice-Hall do Brasil, 1998. 730p.

HERRMANN, M. L. de P.; ROSA, R. de O. Relevo. In: IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geografia do Brasil: Região Sul.** Rio de Janeiro: 1990. p. 55-84.

HIGUCHI, N. **Short-term growth of an undisturbed tropical moist forest in the Brazilian Amazon**. Michigan: Michigan State University, 1987. 129p. Tese (Doutorado).

HILL, M. O. **TWINSpan**: a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Ithaca, NY: Cornell University, 1979. 60p.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul**. São Paulo: Polígloto, 1972. 466p.

HUSCH, B.; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. **Forest Mensuration**. 3 ed. New York: Wiley, 1982. 402p.

IBDF/FATEC. **Inventário florestal nacional**: Florestas Nativas do Rio Grande do Sul. Brasília: Edit. Gráfica Brasileira Ltda., 1983. 345 p.

IBGE. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: 1992. 92p. (Manuais Técnicos de Geociências, n.1).

JARENKOW, J. A.; BATISTA, L. R. M. Composição florística e estrutura da Mata com Araucária na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda (RS). **Napaena**, n. 3, p. 9-18, 1987.

JEFFERS, J. N. R. **Modelling**. London: Chapman & Hall, 1982. 80p.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro-brasileiro. **Sellowia**, Itajaí, v. 12, n. 12, p. 17-48, 1960.

KLEIN, R. M. Ecologia da floresta e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí, v. 31, p. 9-164, 1979

KLEIN, R. M. Importância sociológica das mirtáceas nas florestas riograndenses. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 34., 1984, Manaus. **Anais...** Manaus: Sociedade Botânica do Brasil, 1984. p. 367-275.

KOYAMA, T. Simulation of the structural development of warm-temperature rain forest stands. **Annals of Botany**, n. 63, p. 625-634, 1989.

KOZLOWSKI, T. T.; KRAMER, P. J.; PALLARDY, S. G. **The physiological ecology of wood plants**. San Diego: Academic Press, 1991. 657p.

- KUNIYOSHI, Y. S. Reconhecimento das fases sucessionais da vegetação arbórea. **In: SIMPÓSIO SOBRE AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS. Anais...** Curitiba: Fundação de Pesquisas Florestais, 1989. p. 97-107.
- LAMPRECHT, H. Ensayo sobre la estructura florística de la parte sur-oriental del Bosque Universitario “El Caimital” - Estado Barinas. **Rev. For. Venez.**, Mérida, v. 7, n. 10-11, p. 77-119, 1964.
- LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. Vegetação. In: IBGE. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geografia do Brasil: Região Sul.** Rio de Janeiro: 1990. p. 113-150.
- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **J. Trop. Ecol.**, v. 3, p. 347-358, 1987.
- LINDMAN, C. A.; FERRI, M. G. **A vegetação do Rio Grande do Sul.** Belo Horizonte: Itatiaia, 1974. 377p.
- LONGHI, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze., no Sul do Brasil.** Curitiba: UFPR. 1980. 198 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 1980.
- LONGHI, S. J. **Agrupamento e análise fitossociológica de comunidades florestais na sub-bacia hidrográfica do rio Passo Fundo – RS.** Curitiba: UFPR, 1997. 193p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 1997.
- LONGHI, S. J.; BRENA, D. A.; MOSCOVICH, F. A.; CALEGARI, J.; CALDATO, S. L. Caracterização fitossociológica de uma Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. In: CONGRESO FORESTAL ARGENTINO Y LATINOAMERICANO, 2., 1997, Posadas (Misiones). **Anales...** Posadas (Misiones), 1997. s/p.
- MAGURRAN, A. E. **Diversidad ecológica y su medición.** Barcelona: Vedral, 1989. 200p.
- MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mosófila.** Campinas: UNICAMP, 1991. 246p.
- Mc CUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data Version 2.0.** Oregon, USA: 1995. 126p.

- Mc CUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data Version 3.0.** Oregon, USA: 1997. 40p.
- MEYER, H. A.; RECKNAGEL, A.; STEVENSON, D. *et al.* **Forest Management.** 2 ed. New York: The Ronald Press Company, 1961. 281p.
- MITCHELL, K. J. Dynamics and simulated yield functions for uneven-aged forest stand. **For. Sci. Monog.**, n. 17, p. 1–39, 1975.
- MORENO, J. A. **Clima do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: Secretaria da Agricultura – RS, 1961. 41p.
- MOSCOVICH, F. A. **Comparação de diferentes métodos de amostragem, de área fixa e variável, em uma Floresta Ombrófila Mista.** Santa Maria (RS): UFSM, 1998. 99p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Centro de Ciências Florestais, Universidade Federal de Santa Maria, 1998.
- MOSER, Jr., J. W. **Growth and yield models for uneven-aged stands.** Lafayette: Purdue University, 1967. 149p. Tese (Ph.D.) – Purdue University., 1967.
- MOSER, J. M. Solos. In: IBGE. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geografia do Brasil: Região Sul.** Rio de Janeiro, p. 85-111, 1990.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology.** New York: John Wiley & Sons, 1974. 547p.
- MUNRO, D. D. Forest growth models: a prognosis. In: FRIES, J. (ed.) **Growth Models for Tree and Stand Simulation.** Stockholm: Royal College of Forestry, Res. Note 30, Dept. Forest Yield, 1974. p. 7-21.
- NARVAES, I. da S. **Caracterização florística, fitossociológica e biométrica da regeneração natural da Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula-RS.** Santa Maria: UFSM, 2003, 143p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Florestais, Universidade Federal de Santa Maria, 2003.
- NASCIMENTO, A. R. T. **Análise estrutural e padrões de distribuição espacial de uma amostra de Floresta Ombrófila Mista.** Santa Maria: UFSM, 2000, 90p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Florestais, Universidade Federal de Santa Maria, 2000.

NEWNHAM, R. M. **The development of a stand model for Douglas fir**. Vancouver: University of B.C., 1964. 201p. Tese (Ph.D.) – University of B. C.

ODUM, E. P. **Ecologia**. São Paulo: Ed. Pioneira, 1977. 201p.

OLIVEIRA, B.: As Regiões de Ocorrência Normal de Araucária. **An. Bras. Econ. Flor**, v. 1, n. 1, p. 185-199, 1948.

OPIE, J. E. STANDSIM – A general model for simulation the growth of even-aged stands, 1972. In: IUFRO ADVISOR GROUP OF FOREST STATISTICIANS, 3º, 1972, **Anais...** Institut Nationalde la Recherche Agronomique Publ, p .217-240. 1972.

PEDRO BOM, R. **Proposição de um sistema de manejo para floresta nativa objetivando a sustentabilidade da produção**. Curitiba: UFPR, 1996. 199p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, 1996.

PÉLLICO NETTO, S.; SANQUETTA, C. R. Determinação do número de estratos em estratificação volumétrica de florestas naturais e plantadas. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 1, n. 24, p. 49-58, 1996.

PIELOU, E. C. **An introduction to mathematical ecology**. New York: John Willey, 1969. 286p.

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

PIELOU, E. C. The usefulness of ecological models: A stock-taking. **Quart. Rev. Biol.**, n. 56, p. 17-31, 1981.

PIZATTO, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR: 1995 a 1998**. Curitiba: UFPR, 1999. 171p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, 1999.

QUADROS, F. L. F.; PILLAR, V. P. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 24, n. 1, p. 109-118, 2002.

RAMBO, B. O elemento andino do pinhal riograndense. **Na. Bot. Herb. Barbosa Rodrigues**, Itajaí, v. 3, n. 3, p. 3-39, 1951.

- RAMBO, Pe R. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Livraria Selbach, 1956. 456p.
- REED, K. L. An ecological approach to modelling the growth of forest tree. **For. Sci.**, n. 26, p. 33-50, 1980.
- REINEKE, L. H. Perfecting a stand density index for even-aged stands. **Jor. Agric. Res**, n. 46, p. 627-638, 1933.
- REITZ, R.; KLEIN, R. M. **Flora Ilustrada Catarinense: Araucariáceas**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966. 62p
- SANQUETTA, C. R. **A model of natural regeneration process of a Fir-Hemlock forest, southwestern - Japan**. Ehime: 1994. 136p. Tese (Doutorado). United Graduate School of Agricultural Sciences for Doctoral Course of Ehime University, 1994.
- SANQUETTA, C. R. Análise da estrutura vertical de florestas através do diagrama *h-M*. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 1, n. 5, p. 55-68, 1995.
- SANQUETTA, C. R. **Fundamentos biométricos dos modelos de simulação florestal**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná/FUPEF, 1996. 59p. (Série Didática, 8).
- SCHNEIDER, P. R. **Introdução ao manejo florestal**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, CEPEF/FATEC, 1993. 348p.
- SHUGART, H. H.; WEST, D. C. Development of an Appalachian deciduous forest succession model and its application to assessment of impact of the chestnut blight. **Jor. Environ. Manage**, n. 5, p. 161-180, 1977.
- SHUGART, H. H.; HOPKINS, M. S.; BURGESS, I. P.; MORTLOCK, A. T. The development of a succession model for tropical rainforest and its applications to assess the effects of timber harvest at Wiangaree State Forest, New South Wales. **Jor. Environ. Manage**, n. 11, p. 243-265, 1980.
- SCOLFORO, J. R. S.; PULZ, F. A.; MELLO, J. M. de; *et al.* Modelo de produção para floresta nativa como base para manejo sustentado. **Cerne**, v. 2, n. 1, p. 112-137, 1996.

SEMA/UFSM Secretaria Estadual do Meio ambiente. Universidade Federal de Santa Maria. **Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul**. Santa Maria: SEMA/UFSM, 2001. 706p. 2v. (Relatório Final).

SENNA, R. M.; WAECHTER, J. L. Pteridófitas de uma floresta com Araucária. Formas biológicas e padrões de distribuição geográfica. **Iheringia**. Porto Alegre, n. 48, p. 41-58, 1997.

SHEIL, D. Long-term growth and rainfall in a Ugandan moist forest: seasonal rhythms and flexing stems. **Comm. For. Rev.**, v. 76, n. 2, p. 121-127, 1997.

SHIFFLEY, S. R.; EK, A. R.; BURK, T. E. A generalized methodology for estimating forest ingrowths at multiple threshold diameters. **For. Sci.**, n. 39, p. 776-798, 1993.

SILVA, J. N. M. **The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging**. Oxford: University of Oxford, 1989. 302p. Tese (Doutorado) – University of Oxford, 1989.

SILVA, J. N. M.; LOPES, J. do C. A.; BARROS, P. C. de; Aspectos técnicos relacionados aos projetos de manejo florestal na região de Paragominas. In: DIAGNÓSTICO DOS PROJETOS DE MANEJO DE REPOSIÇÃO FLORESTAL NO ESTADO DO PARÁ – FASE PARAGOMINAS. Paragominas: 1996. **Relatório**. Belém: Centro de Pesquisa Agroflorestal da Amazônia Oriental (EMBRAPA-CPATU), 1996. p. 1-15.

SPURR, S. H. **Forest Inventory**. New York: Ronald, 1952. 476p.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DINIZ DALMOLIN, R. S.; *et al.* **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER – RS/UFSM, 2002. 107p.

SWAINE, M. D.; HALL, J. B.; ALEXANDER, I. J. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1968 – 1982). **Jour. Tropical Ecology**, n. 3, p. 331-345, 1987.

USHER, M. B. Modelling ecological succession, with particular reference to Markovian models. **Vegetatio**, n. 40, p. 11-18, 1981.

VACCARO, S. **Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual, no município de Santa Tereza – RS**. Santa Maria: UFSM, 1997. 92p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Florestais, Universidade Federal de Santa Maria, 1997.

VACCARO, S. **Crescimento de uma Floresta Estacional Decidual, em três estágios sucessionais, no Município de Santa Tereza, RS, Brasil.** Santa Maria: UFSM, 2002. 137p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Florestais, Universidade Federal de Santa Maria, 2002.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield.** Copenhagen: CAB Intern., 1994. 312p.

VELOSO, H. P.; GOES FILHO, L. Fitogeografia Brasileira: Classificação fisionômica-ecológica da vegetação neotropical. **In: PROJETO RADAMBRASIL.** Salvador: 1982. 85p. (Bol. Técnico. Série Vegetação, 1).

VOLKART, C. M. Determinación de la relación diámetro copa / diámetro tronco en *Araucaria angustifolia* y *Pinus elliottii* en la Provincia de Misiones. In: CONGRESO FORESTAL ARGENTINO, 1., 1969, Buenos Aires. **Actas...** Buenos Aires: Servicio Nacional Forestal, 1971. p. 231-237.

WHITMORE, T. C. Tropical rain forest of the Far East. (2. ed.). Oxford: Clarendon, 1984. 296p.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forest.** Oxford: Clarendon Press, 1989. 226p.

WILSON, F. G. Control of stocking inven-aged stands of conifers. **Jor. For.**, n. 49, p. 692-695, 1951.

A N E X O 1

Anexo 1 – Lista de espécies encontradas, ordenadas por família botânica.

Família Botânica e Nome Científico	Nome Comum	Estado Sucessional
ANACARDIACEAE		
<i>Lithraea brasiliensis</i> L. March.	Aroeira-bugre	Pioneira
<i>Schinus terebinthifolius</i> L. March	Aroeira-vermelha	Pioneira
ANNONACEAE		
<i>Rollinia sylvatica</i> . (A. St - Hill) Mart.	Ariticum-do-mato	Sec. Tardia
<i>Rollinia cf. salicifolia</i> Schlecht.	Ariticum-salso	Sec. Inicial
AQUIFOLIACEAE		
<i>Ilex brevicuspisk</i> Reissek	Caúna-da-serra	Sec. Inicial
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Congonha	Sec. Inicial
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	Caúna	Sec. Inicial
<i>Ilex paraguariensis</i> St. Hil.	Erva-mate	Sec. Inicial
<i>Ilex theezans</i> Mart.	Caúna-graúda	Sec. Inicial
<i>Ilex</i> sp.	Caúna	Sec. Tardia
ARAUCARIACEAE		
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bert.) O. Ktze.	Pinheiro	Pioneira
ARECACEAE		
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	Sec. Inicial
ASTERACEAE		
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	Açucara	Pioneira
<i>Baccharis punctata</i> DC.	Vassoura	Pioneira
BIGNONACEAE		
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba	Sec. Inicial
<i>Tabebuia alba</i> (Cham.) Sandwith	Ipê-ouro	Sec. Inicial
<i>Tabebuia pulcherrima</i> Sandwith	Ipê-amarelo	Sec. Tardia
<i>Tecoma stans</i> (L.) Kunth	Caroba-louca	Pioneira
BORAGINACEAE		
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Louro	Sec. Inicial
CAESALPINACEAE		
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	Grápia	Sec. Inicial
CELASTRACEAE		
<i>Maytenus dasyclados</i> Mart.	Coração-de-bugre	Clímax
<i>Schaefferia argentinensis</i> Speg.	Falsa-coronilha	Clímax
CUNONIACEAE		
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Guaperê	Sec. Inicial
CYATHEACEAE		
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	Xaxim	Clímax
EBENACEAE		
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Fruta-de-jacú	Sec. Inicial

Família Botânica e Nome Científico	Nome Comum	Estado Sucessional
ELAEOCARPACEAE <i>Sloanea lasiocoma</i> K. Schumann <i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Sapopema Sapopema-carrapicho	Sec. Tardia Sec. Tardia
ERYTHROXYLACEAE <i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	Cocão	Pioneira
EUPHORBIACEAE <i>Gymnanthes concolor</i> Spreng <i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax. <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. <i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Smith et R.J. Downs <i>Stylingia oppositifolia</i> Baill. ex Müll. Arg.	Laranjeira-do-mato Pau-leiteiro Branquilha-leiteiro Branquilha-comum Leiterinho	Clímax Pioneira Sec. Tardia Sec. Inicial Clímax
FABACEAE <i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth. <i>Lonchocarpus nitidus</i> (Vogel) Benth. <i>Machaerium stipitatum</i> Vogel <i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Pau-canzil Farinha-seca Canela-do-brejo Canela-do-brejo	Pioneira Pioneira Sec. Inicial Sec. Inicial
FLACOURTIACEAE <i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth. <i>Banara tomentosa</i> Clos <i>Casearia decandra</i> Jacq. <i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer <i>Xylosma tweedianum</i> (Clos) Eichler	Guaçatunga-preta Guaçatunga-branca Guaçatunga Espinho-judeu Sucará	Sec. Tardia Sec. Tardia Pioneira Sec. Inicial Sec. Inicial
HIPPOCRATEACEAE <i>Pristimera andina</i> Miers	Cipó-pau	Clímax
ICACINACEAE <i>Citronella gongonha</i> (Mart.) Howard	Gongonha-espinosa	Sec. Tardia
LAURACEAE <i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez <i>Nectandra lanceolata</i> Nees et Mart. ex Nees <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez <i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez <i>Ocotea puberula</i> (A. Rich.) Nees <i>Ocotea pulchella</i> Mart. <i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez <i>Ocotea</i> sp.	Canela-vicki Canela-amarela Canela-preta Canela-louro Canela-guaicá Canela-lageana Canela-pilosa Canela	Clímax Sec. Inicial Sec. Inicial Sec. Tardia Sec. Inicial Sec. Inicial Sec. Tardia Sec. Tardia
MELIACEAE <i>Cedrela fissilis</i> Vell. <i>Trichilia claussenii</i> C.-DC. <i>Trichilia elegans</i> A.-Juss.	Cedro Catiguá-vermelho Catiguá-de-ervilha	Sec. Inicial Clímax Clímax

Família Botânica e Nome Científico	Nome Comum	Estado Sucessional
MIMOSACEAE		
<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	Sec. Inicial
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Marica	Pioneira
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico-vermelho	Sec. Inicial
MONIMIACEAE		
<i>Hennecartia omphalandra</i> J. Poiss.	Canema	Clímax
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	Pimentinha	Clímax
MORTAS		
Morta	Morta	
MORACEAE		
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Figueira-do-mato	Sec. Tardia
MYRSINACEAE		
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br.	Capororoquina	Sec. Inicial
<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav.	Capororoca	Sec. Inicial
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororocão	Sec. Inicial
MYRTACEAE		
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg.	Murta	Sec. Inicial
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	Guabiroba	Sec. Inicial
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cerejeira-do-mato	Clímax
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Uvalha	Sec. Inicial
<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	Batinga-branca	Clímax
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitangueira	Sec. Inicial
<i>Gomidesia sellowiana</i> O. Berg.	Guamirim-preto	Pioneira
<i>Myrceugenia cucullata</i> D. Legrand	Guamirim-quebradiço	Clímax
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Glaudner) D. Legrand	Guamirim-piloso	Clímax
<i>Myrceugenia oxisejala</i> (Burret) D. Legrand	Mirtácea	Clímax
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand	Conseva-branca	Clímax
<i>Myrcia bombycina</i> (O. Berg.) Nied.	Guamirim-do-campo	Pioneira
<i>Myrcia glabra</i> (O. Berg.) D. Legrand	Guamirim-araçá	Sec. Inicial
<i>Myrcia hatschlachii</i> D. Legrand	Guamirinzão	Clímax
<i>Myrcia obtecta</i> (O. Berg.) Kiaersk.	Guamirim-branco	Pioneira
<i>Myrcia oligantha</i> O. Berg.	Mirtácea	Clímax
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	Araçá-do-mato	Sec. Tardia
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg.) D. Legrand	Guabiju	Sec. Tardia
<i>Myrciaria deliculata</i> (DC.) O. Berg.	Camboim	Clímax
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg.	Camboizinho	Clímax
<i>Myrciaria cf. floribunda</i> (West ex Willd.) O. Berg.	Martácea	Clímax
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	Murtilho	Sec. Tardia
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Araçá-amarelo	Pioneira
NÃO IDENTIFICADA		
Não identificada	Não Identificada	
PHYTOLACCACEAE		
<i>Phytolacca dioica</i> L.	Umbu	Sec. Inicial
<i>Seguiera aculeata</i> L.	Cupó-umbu	Sec. Tardia

Família Botânica e Nome Científico	Nome Comum	Estado Sucessional
POLYGONACEAE <i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Marmeleiro-do-mato	Sec. Tardia
PROTEACEAE <i>Roupala asplenioides</i> Sleumer <i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Carvalho Carvalho-brasileiro	Clímax Clímax
RHAMNACEAE <i>Hovenia dulcis</i> Thumb.	Uva-do-japão	Exótica
ROSACEAE <i>Prunus sellowii</i> Koehne <i>Quillaja brasiliensis</i> (A. St.-Hil. et Tul.) Mart.	Pessegueiro-do-mato Pau-sabão	Sec. Inicial Pioneira
RUBIACEAE <i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Limoeiro-do-mato	Clímax
RUTACEAE <i>Zanthoxylum kleinii</i> (Kowan) P.G. Waterman <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> L.	Juevê Mamica-de-cadela	Sec. Inicial Sec. Inicial
SAPINDACEAE <i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. et al.) Radlk <i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil. et al.) Radlk <i>Cupania vernalis</i> Cambess. <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Chal-chal Vacum Camboatá-vermelho Camboatá-branco	Sec. Inicial Sec. Tardia Sec. Tardia Sec. Tardia
SAPOTACEAE <i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. et Arn.) Radlk.	Aguaí-leitero	Sec. Tardia
SIMAROUBACEAE <i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl. <i>Picramnia cf. parvifolia</i> Engl.	Pau-amargo Pau-amargo	Sec. Tardia Sec. Tardia
SOLANACEAE <i>Solanum erianthum</i> D. don <i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil. <i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	Fumo-bravo Peloteira Joá-manso	Pioneira Pioneira Pioneira
STYRACACEAE <i>Styrax leprosus</i> Hook. et Arn.	Carne-de-vaca	Sec. Tardia
SYMPLOCACEAE <i>Symplocus uniflora</i> (Pohl) Benth.	Sete-sangrias	Sec. Inicial
TILIACEAE <i>Luehea divaricata</i> Mart. et Zucc.	Açoita-cavalo	Sec. Inicial
VERBENACEAE <i>Citharexylum solanaceum</i> Cham. <i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Tarumã Tarumã	Sec. Tardia Sec. Tardia