

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**TESE DE DOUTORADO**

**DETECÇÃO DE PADRÕES DE COEXISTÊNCIA ARBÓREA E  
PROCESSOS ECOLÓGICOS EM ZONA DE CONTATO DE  
FLORESTAS OMBRÓFILAS MONTANAS NO SUL DO  
BRASIL**

**RICARDO SILVA PEREIRA MELLO**

**ORIENTADOR: PROF. DR. PAULO LUIZ DE OLIVEIRA  
CO-ORIENTADOR: PROF. DR. VALÉRIO DE PATTA PILLAR**

**PORTO ALEGRE, ABRIL DE 2006**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

DETECÇÃO DE PADRÕES DE COEXISTÊNCIA ARBÓREA E  
PROCESSOS ECOLÓGICOS EM ZONA DE CONTATO DE  
FLORESTAS OMBRÓFILAS MONTANAS NO SUL DO  
BRASIL

RICARDO SILVA PEREIRA MELLO

TESE APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ECOLOGIA, DO INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DA UNIVERSIDADE  
FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, COMO PARTE DOS  
REQUISITOS PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM  
ECOLOGIA.

ORIENTADOR: PROF. DR. PAULO LUIZ DE OLIVEIRA  
CO-ORIENTADOR: PROF. DR. VALÉRIO DE PATTA PILLAR

COMISSÃO EXAMINADORA

PROF. DR. ANDREAS KINDEL  
PROF. DR. FERNANDO ROBERTO MARTINS  
PROF. DR. PAULO BRACK

PORTO ALEGRE, ABRIL DE 2006

## AGRADECIMENTOS

---

---

A elaboração e execução desta tese não seriam possíveis sem o apoio de diversos colaboradores. Dentre estes, agradeço: ao orientador Prof. Dr. Paulo Luiz de Oliveira pelo apoio irrestrito e pelo fundamental suporte intelectual e fraternal, e ao co-orientador Prof. Dr. Valério de Patta Pillar pelas sugestões e esclarecimentos valiosos, e pela noção do universo de possibilidades de análises estatísticas.

Aos colegas biólogos e amigos que, ao longo de todo o percurso de elaboração da tese, participaram intensamente na linha de frente e decisivamente contribuíram para a sua realização: Glauco Schüssler, Juliano Morales de Oliveira, Rafael Engelman Machado, Robert Lawson Foster e Simone Schrömm.

À Giovana Massotti da Rosa, Graziela Wedy, Vanessa Graeff e Renata Trois de Araújo pela contribuição nos trabalhos de campo.

Aos que no meio do percurso vieram a somar fundamentalmente: Rodrigo Bergamin, Alexandre Fadigas de Souza, Adriana Schüler da Silva e Julia Maria Hermann.

À Cristiane H. Lovato pelo desenho do perfil de vegetação.

Aos meus amigos e colegas Marcos Sobral e Cláudio Mondin pelo auxílio na determinação taxonômica.

À Marta Peixoto pela colaboração na revisão da língua portuguesa deste manuscrito.

À Gabriela Coelho de Souza pelo decisivo apoio intelectual e espiritual para a finalização da tese.

À minha família, que devo muito além da contínua base de existência.

À FAPERGS - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul pelo financiamento do projeto “Subsídios para o diagnóstico ambiental do Planalto das Araucárias”.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul pelo excelente convívio, envolvendo os profissionais, alunos e logística, que propiciou o ambiente favorável para a formulação desta tese.

Ao Instituto do Meio-Ambiente, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, pela irrestrita confiança. Sem a compreensão e suporte dos meus colegas de trabalho não poderia ter desenvolvido esta tese concomitantemente às minhas obrigações profissionais.

E, finalmente à PUCRS (Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul) pela visionária e pioneira iniciativa em interligar conservação da natureza e academia, através da criação do Pró-Mata (Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza), o que permitiu excelentes condições logísticas para a execução deste trabalho.

## SUMÁRIO

Agradecimentos .....	I
Lista de figuras .....	IV
Lista de tabelas .....	V
Lista de anexos .....	V
Resumo .....	VI
Abstract .....	VII
1. Introdução geral .....	1
1.1 Apresentação e motivações .....	1
1.2 Objetivos .....	3
1.3 Referencial teórico .....	4
1.3.1 Ecologia e o contexto de coexistência .....	4
1.3.2 A coexistência das espécies em comunidades .....	5
1.3.3 Ecologia de comunidades vegetais .....	6
1.3.4 Zonas de contato entre tipos de comunidades vegetais .....	8
1.3.5 Meta-comunidade .....	10
1.3.6 Produtividade primária líquida em florestas .....	11
2. Área de estudo .....	15
2.1 Localização .....	15
3.1.1 Geomorfologia – Geologia .....	16
3.1.2 Clima .....	18
2.2 Vegetação .....	19
2.2.1 Descrição dos tipos florestais .....	20
2.4 Local de estudo e desenho amostral .....	22
3. Tree species diversity among communities in a contact zone of the montane Atlantic rainforests, .....	26
Abstract .....	Erro! Indicador não definido.
Resumo .....	Erro! Indicador não definido.
3.1 Introduction .....	28
3.2 Methods .....	33
3.2.1 Study area .....	30
3.2.2 Vegetation survey .....	30
3.2.3 Data analysis .....	31
3.3 Results .....	33
3.3.1 Basic trees structure of sites .....	33
3.3.2 Taxonomic composition .....	34
3.3.3 Phytosociology .....	35
3.3.4 Distribution of species richness on the physiographic gradient .....	42
3.3.5 $\alpha$ -diversity .....	42
3.3.6 $\beta$ -diversity .....	44
3.4 Discussion .....	46
3.5 Conclusions .....	50
4. Tipos de comunidades arbóreas em florestas montanas .....	53
Resumo .....	53
Abstract .....	54
4.1 Introdução .....	55
4.2 Métodos .....	58
4.2.1 Área de estudo .....	58
4.2.2 Levantamento da vegetação .....	58
4.2.3 Análise dos dados .....	59
4.2.3.1 Análise multivariada .....	59
4.2.3.2 Análise de espécies indicadoras de tipos de comunidades .....	60
4.2.3.3 Diversidade específica .....	61
4.2.3.4 Solo .....	61
4.2.3.5 Produção de serrapilheira .....	62
4.2.3.6 Testes de aleatorização .....	63
4.3 Resultados .....	64
4.3.1 Tipos de Comunidades .....	64
4.3.2 Diversidade específica e os tipos de comunidades .....	68
4.3.3 Fertilidade de solo e tipos de comunidades .....	69
4.3.4 Produção de serrapilheira e tipos de comunidades .....	71

<b>4.4 Discussão</b> .....	73
<b>4.5 Conclusões</b> .....	80
<b>5. Considerações finais</b> .....	83
<b>6. Bibliografia</b> .....	87
<b>7. Anexos</b> .....	101

## LISTA DE FIGURAS

---

<b>Figura 1.1:</b> Representação esquemática dos componentes da PPL.....	13
<b>Figure 2.2:</b> Dimensional terrain model of CPCN Pró-Mata .....	17
<b>Figure 2.3:</b> Diagramas climáticos de Walter .....	18
<b>Figura 2.4:</b> Aspectos geomorfológicos e vegetacionais da zona de contato planalto/borda.....	20
<b>Figura 2.5:</b> Localização esquemática dos sítios.....	24
<b>Figura 2.6:</b> Desenho esquemático de uma parcela permanente de um hectare.....	24
<b>Figure 2.7:</b> Diagram of main investigation steps of the floristic and ecological patterns .....	25
<b>Figure 3.1:</b> Curves described by number of the species per sampling unit.....	35
<b>Figure 3.2:</b> Vegetation profile diagrams of five sites based on phytosociological survey.....	38
<b>Figure 3.3:</b> Bibliographic compilation of five trees species with local higher importance value of local sites ....	40
<b>Figure 3.3:</b> Five trees species with local higher importance value of the local sites form Cloud Forests, Mixed and Dense .....	40
<b>Figure 3.4:</b> Schematic species richness by categorical tree species distribution .....	42
<b>Figure 3.5:</b> Species density and Shannon's diversity index.....	43
<b>Figure 3.6:</b> Pattern of species dominance distribution.....	44
<b>Figure 3.7:</b> Schematic diagram representing percentage values of Sørensen and Morisita-Horn similarity indexes .....	45
<b>Figure 3.8:</b> Schematic differentiation among community's pattern in transition zone obtained by Sørensen and Morisita-Horn similarity indexes.....	45
<b>Figura 4.1:</b> Análise de Coordenadas Principais de 20 UAs (500 m <sup>2</sup> ) descritas por 66 espécies.....	64
<b>Figura 4.2:</b> Análise de agrupamento de 20 unidades amostrais.....	66
<b>Figura 4.3:</b> Principais espécies indicadoras dos grupos de vegetação definidos por análise de agrupamento .....	67
<b>Figura 4.4:</b> Abundância de espécies com maiores valores indicadores para cada grupo principal ao longo de um gradiente fisiográfico.....	68
<b>Figura 4.5:</b> Teste de aleatorização comparando grupos de vegetação .....	69
<b>Figura 4.6:</b> Comparação das variáveis de fertilidade do horizonte superficial do solo relativas aos grupos de vegetação .....	70
<b>Figura 4.7:</b> Produção de serrapilheira anual média das comunidades .....	71
<b>Figura 4.8:</b> Produção média diária de serrapilheira por períodos de coleta dos dois principais grupos de vegetação .....	72
<b>Figura 4.9:</b> Produção média diária de serrapilheira por períodos de coleta dos grupos de vegetação .....	72

## LISTA DE TABELAS

---



---

<b>Tabela 2.1:</b> Características gerais dos sítios de estudo .....	23
<b>Table 3.1:</b> Average structure of the trees .....	34
<b>Table 3.2:</b> Species' importance values of each site.....	37
<b>Tabela 4.1:</b> Valores do coeficiente de correlação das espécies com os eixos de ordenação.....	65

## LISTA DE ANEXOS

---



---

<b>Anexo 1:</b> Lista de espécies no conjunto das comunidades .....	101
<b>Anexo 2:</b> Parâmetros fitossociológicos do componente arbóreo.....	103
<b>Anexo 3:</b> Compilação de dados comparativos de estudos fitossociológicos.....	108
<b>Anexo 4:</b> Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina.....	109
<b>Anexo 5:</b> Resultados da amostragem de solo e produção de serrapilheira.....	111
<b>Anexo 6:</b> Mapa de Vegetação da América do Sul.....	114
<b>Anexo 7:</b> Fotografias da área de estudo .....	115

## RESUMO

A tese versa sobre a detecção e avaliação de padrões de coexistência de espécies arbóreas, buscando esclarecer as relações entre a diversidade fito-estrutural e os fatores condicionantes em escalas local e regional em uma zona de contato entre duas regiões fitoecológicas (Florestas Ombrófilas Mista e Densa). O trabalho está dividido em duas abordagens; a primeira trata de um inventário fitossociológico de comunidades definidas como “sítios”, onde o grau de singularidade local é avaliado através da identidade das espécies com maior valor de importância (VI) estrutural e de suas possíveis conexões fitogeográficas, bem como através de indicadores de diversidade *alfa* e *beta*. Na segunda abordagem, comunidades são definidas estatisticamente (Multivariada, Análise do Valor Indicador das Espécies) com base na composição e abundância de espécies (área basal dos troncos), testando-se a hipótese de que comunidades distintas devem diferir pelo menos na diversidade específica, fertilidade do solo e ou produtividade primária (produção de serrapilheira PS). O estudo foi realizado no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, localizado na borda sudeste do Planalto Meridional Brasileiro (29°30'S; 50°11'W). Cinco sítios de 100m x 100m (dois sítios no planalto, dois na encosta e um na borda planalto-encosta) foram selecionados, onde em cada sítio as árvores (DAP>10 cm) foram medidas e determinadas em vinte e uma unidades amostrais de 100m<sup>2</sup> (regularmente distribuídas). Sessenta e seis espécies foram levantadas, no conjunto *Cabralea canjerana* e *Myrcia retorta* tiveram os maiores valores de importância. A primeira caracteriza a encosta e a segunda o planalto, sendo ambas co-dominantes no sítio da borda do planalto-encosta. Riqueza e diversidade foram maiores nessa borda, menor no planalto e intermediária na encosta. A *beta*-diversidade apresenta-se maior com medidas de abundância do que apenas com a composição de espécie, em função da diferenciação das dominantes, caracterizando comunidades discretas, indicando ao mesmo tempo um contínuo gradiente florístico. As análises de ordenação e agrupamento foram utilizadas com dois tamanhos de unidade amostral (100 m<sup>2</sup> e 500 m<sup>2</sup>), das quais somente a última apresentou padrões interpretáveis, similares aos obtidos fitossociologicamente nos sítios, onde dois principais tipos de vegetação apresentam afinidades fitogeográficas e riqueza de espécies peculiares. Os subgrupos refletiram processos histórico-ecológicos mais recentes, como a perturbação antrópica e condições locais especiais. A determinação de espécies com valores indicadores significativos é útil para a diferenciação ecológica dos tipos de comunidades. Apenas uma comunidade diferiu significativamente das demais na fertilidade do solo, devido à condição especial topográfica e litológica. A produção de serrapilheira destas florestas foi similar aos valores médios das florestas brasileiras tropicais e subtropicais. Conclui-se que, na zona de transição estudada, tende a ter um ecótono da vegetação associado à transição geomorfológica planalto-encosta. Algumas considerações sobre o alcance metodológico de detecção de biodiversidade e das perspectivas de pesquisas integradas sobre os processos ecossistêmicos são apresentadas.

**Palavras-chaves:** Fitossociologia, Árvores, Floresta Subtropical, Comunidade Local, Floresta Secundária, Análise de Espécies Indicadoras, Análise de Ordenação, Análise de Agrupamento, Fertilidade do Solo, Produção de Serrapilheira, Diversidade.



## ABSTRACT

This thesis searches to detect patterns of the arboreal species coexistence on a transition zone of two phyto-ecological regions, Mixed and Dense Rainforests, contributing to the knowledge of ecological processes on the local to regional scale. The work is divided in two approaches; the first is a phytosociological inventories aiming to answer if in this zone exists a set of local communities with similar floristic-structural patterns, or not, and what are their phytogeographical affinities; the second tests the hypothesis that the communities types statistically defined have indicator species and differs in specific diversity attributes, soil fertility and the primary productivity (litterfall). The study was carried out at CPCN Pró-Mata, a research center located on the southeastern border of the Meridional Brazilian Plateau (29°30'S; 50°11'W). Five sites of 100 x 100m (two plateau sites, two slope sites, and one plateau-slope site) were selected; the trees (DBH>10cm) were measured and determined and twenty-one sampling units of 100m<sup>2</sup> (regularly distributed), in each site. Sixty-six species were surveyed. *Cabralea canjerana* and *Myrcia retorta* had the highest importance value indexes. The first species characterizes the slope; the second species characterizes the plateau; and both are co-dominant at the slope-plateau site. Richness and diversity (Shannon index) were higher at slope-plateau transition, lower at the plateau and intermediate at the slopes. The Beta diversity shows that the sharpness between slope and plateau communities is more associated to species abundance than to species composition only. The Ordination and Cluster analyses were used with two sized sampling units (100 m<sup>2</sup> and 500m<sup>2</sup>), which only the latter showed interpretable patterns, similar to those phytosociological results, where emerges the two main vegetation types indicated the broader regional floristic affinities and its influence on species richness. The sub-groups reflected more recent local historical-ecological processes, mainly identified as anthropic disturbance regime and special local conditions. The Indicator Species Analysis was very responsive to the present objective helping to define the best indicative species and ecological context. Soils differ significantly only for one group, differentiated by special topographic condition and lithologic origin. The annual litterfall of these forests were equivalent among sites and they are similar to register for average the tropical and subtropical Brazilian forests. Conclude that in this transition zone trends to have a vegetation ecotone is associated to the geomorphologic transition slope-plateau. Then, communities types statistically defined reflect hierarchically phytoecological regional affinities and particular ecological conditions. Some considerations about methodological biodiversity detection integrated to researches about ecosystem process are shown.

**Key words:** Litterfall, Ecotone Ordination and Cluster Analyses Phytosociology, Mixed and Dense, Local Community, Rainforests, Indicator Species Analysis, Diversity, Soil Fertility, Secondary Forest

# 1. INTRODUÇÃO GERAL

---

---

## 1.1 APRESENTAÇÃO E MOTIVAÇÕES

A extensão da atividade humana é percebida, em maior ou menor grau, em todos os ecossistemas do planeta e sua influência tende a continuar em expansão, geralmente tornando muitas áreas relativamente homogeneizadas ecologicamente, por exemplo, através das monoculturas agrícolas. Uma das conseqüências da intensa antropização das paisagens em escala global é detectada na monopolização do uso direto e indireto de cerca de 40% da produção anual de fitomassa mundial (Vitousek *et al.* 1986). Associado a este processo de alteração ecossistêmica tem sido relatado a redução da diversidade estrutural e funcional de manifestações de sistemas vivos, isto é, da diversidade biológica (biodiversidade). É notório que muitas vezes chega-se a uma situação irreversível de erosão da biodiversidade (Wilson 1992).

A biota é componente, fonte e conseqüência da organização dos ecossistemas, que está relacionada intrinsecamente com a história evolutiva e com a heterogeneidade ambiental, atual e pretérita, cumprindo papel bio-diversificador. O conhecimento sobre os padrões de diversidade da composição, abundância e distribuição espacial dos táxons é fundamental para a compreensão e diferenciação dos ecossistemas. A biota é, nos seus vários níveis de organização, considerada protagonista e indicadora ecológica, além de ser potencialmente integradora de diferentes abordagens em ecologia (Jones & Lawton 1995).

As idéias acima explanadas balizam os esforços empreendidos no presente trabalho, que trata da detecção e avaliação dos padrões de coexistência de espécies arbóreas através da aplicação de diferentes abordagens, índices e indicadores, tanto complementares como concorrentes. A aplicação de diferentes e, por vezes, redundantes abordagens foram pensadas no sentido de possibilitar a identificação e interpretação dos processos ecológicos atuais e

históricos que geram, mantêm e subtraem a diversidade biótica nos ecossistemas. Outro aspecto relacionado é a necessidade de ampliar as bases de conhecimento ecológico para a elaboração de zoneamento dos ecossistemas, considerando os processos, além da cartografia das estruturas predominantes. Evidentemente, a caracterização e monitoramento dos componentes e estruturas bióticas são fundamentais para análise da dinâmica dos ecossistemas, possibilitando a identificação e avaliação dos vetores das mudanças e das suas conseqüências.

Deste modo, o fator motivador primordial deste trabalho é a necessidade de aplicação e avaliações metodológicas para o diagnóstico de ecossistemas com base na bióta, subsidiando as análises das implicações ecológicas, sociais e econômicas relacionadas às múltiplas possibilidades de manejo que poderão ser adaptadas e criadas com o consistente desenvolvimento do conhecimento. Do exposto, depreende-se que a avaliação do significado ecológico dos padrões de coexistência é, sem dúvida, um dos requisitos necessários para a conservação e uso sustentável da natureza. No entanto, a complexidade dos ecossistemas e o grau de desenvolvimento teórico-metodológico impõem desafios à compreensão ecológica.

Nesse sentido, sabe-se que o conhecimento sobre os ecossistemas na borda oriental do planalto com as encostas, na região sul do Brasil, é ainda muito limitado. As pesquisas de cunho ecológico geralmente têm sido realizadas com abordagem e abrangência espacial restritas, gerando informações de difícil generalização e conexão com outras pesquisas, saberes e anseios. Assim, pretende-se com este trabalho contribuir para o desenvolvimento de linhas de pesquisa ecológica integrada em abordagem e em escala, preferencialmente em extensa área geográfica e com a perspectiva de ser de longa duração.

## 1.2 OBJETIVOS

Este trabalho é uma investigação comparativa dos padrões de coexistência de espécies arbóreas e dos processos ecológicos subjacentes. Especificamente, busca-se detectar tipos de comunidades em diferentes resoluções espaciais (1 ha, 0,25 ha e 0,01ha) em zona de transição fisiográfica, borda do planalto-encosta, no contato entre duas Regiões Fitoecológicas, as Florestas Ombrófilas Densa e Mista, no sul do Brasil. O estudo está organizado em cinco capítulos: o Capítulo 1 constitui a introdução, que inclui os objetivos gerais e o referencial teórico; o Capítulo 2 trata da descrição da área e objetos de estudo; o Capítulo 3 busca esclarecer o quanto a composição e abundância das espécies distinguem-se entre as comunidades locais, circunscritas como um sítio (1ha), e o quanto estas relacionam-se com padrões fito-ecológicos regionais. No Capítulo 4, pretende-se responder se, nesta zona de contato, existem tipos hierárquicos de comunidades definidas estatisticamente pela coocorrência de espécies arbóreas e se os tipos de comunidades refletem afinidades fito-ecológicas regionais e condições ecológicas particulares. Especificamente são testadas as hipóteses de que se existem tipos de comunidades, estes devem diferir em algum grau quanto à diversidade específica (riqueza, índice de equabilidade e de Shannon), fertilidade do solo (como indicador da disponibilidade de nutrientes) e produtividade primária (indicada pela produção de serrapilheira). O último Capítulo (5) é uma reflexão sintética sobre o alcance dos resultados e conclusões, das perspectivas para o aprofundamento e ampliação das abordagens sobre a detecção da biodiversidade e dos processos ecológicos.

## 1.3 REFERENCIAL TEÓRICO

### 1.3.1 Ecologia e o contexto de coexistência

Likens (1995) afirma que a Ecologia tem grande potencial para gerar entendimentos amplos e fundamentais sobre os fenômenos naturais complexos, contudo, considera que o grande desafio não é só fazer pesquisas fundamentais, mas também integrar a informação ecológica disponível de todos os níveis possíveis em um entendimento útil para a humanidade. No sentido de prover uma nova definição de ecologia com estas características integrativas, Likens (1992) propõe:

*“Ecologia é o estudo científico dos processos que influenciam a distribuição e abundância dos organismos, as interações dos organismos e as transformações e fluxo de energia e matéria.”*

Esta definição descreve um amplo e dinâmico campo de pesquisas, porém ainda com numerosas dificuldades para a obtenção de sínteses integrativas. Por exemplo, a ecologia, no nível de populações, comunidades e de ecossistemas desenvolveu-se e, em grande parte, ainda está artificialmente separada (Jones & Lawton 1995).

Um dos elos integradores das diferentes abordagens em ecologia é o estudo da distribuição e abundância da biota. Depreende-se de Krebs (1997) que um dos focos centrais na ecologia consiste em detectar quais são os fatores mais importantes e em que magnitude cada um influencia a distribuição e abundância de organismos em determinados contextos. Busca-se, assim, explicar como os fatores são gerados e mantidos e quais são os processos e cenários possíveis detectados como padrões recorrentes e interpretáveis através de indicadores de condições ecológicas.

Além da biota, um outro elo integrador de diferentes abordagens em ecologia é a dimensão espacial e temporal dos fenômenos ecológicos, isto é, a detecção dos processos, suas proporções e taxas no contexto de coexistência. A importância da localização geográfica da biota nas análises ecológicas pode ser percebida nos pensamentos de Berry (1989), eminente ecólogo biogeógrafo, quando afirma que o problema fundamental em Ecologia é responder: “Por que, o quê e onde?”, indicando que as respostas devem estar onde se encontram os genes e a geografia. Com isso, os padrões atuais de coexistência das espécies refletem também processos histórico-evolutivos. Portanto, a distribuição geográfica das espécies e de suas abundâncias é, logicamente, um tema central da ecologia.

### **1.3.2 A coexistência das espécies em comunidades**

Whittaker (1975) define *comunidade* como um conjunto de populações de plantas, animais, bactérias e fungos que vivem em um ambiente e interagem uns com outros, formando juntos um sistema vivo distinto, com sua própria composição, estrutura, relações ambientais e função. Morin (1999) apresenta uma explanação ampla e concisa sobre ecologia de comunidades, afirmando que o termo *comunidade* tem significados diferentes para muitos ecólogos, mas a maioria das definições enfatiza a identificação de coleções de espécies encontradas em determinadas localidades. Complementando que, na prática, os estudos tratam mesmo é de subconjuntos de uma comunidade (guilda, taxocenose, nível trófico, forma de vida, entre outros) e que diferentes abordagens são empregadas para delinear as comunidades:

- fisicamente, por limites de uma área determinada ou de habitats discretos;
- taxonomicamente, pela identidade de uma espécie dominante;
- interativamente, pela existência de fortes interações das espécies;

- estatisticamente, pelos padrões de associação das espécies cujas abundâncias estão significativamente correlacionadas, positivamente ou negativamente, no espaço ou tempo.

Morin (1999) frisa que um dos principais objetivos da ecologia de comunidades é entender a origem, manutenção e conseqüências da diversidade biológica nas comunidades locais. Diversidade refere-se, conforme Whittaker (1975), tanto ao número (riqueza) de diferentes categorias biológicas quanto à abundância relativa (equabilidade) dessas categorias; incluindo a variabilidade da comunidade no nível local (alfa diversidade), a diferenciação entre comunidades ou hábitats (beta diversidade) e a variabilidade entre paisagens ou regiões (gama diversidade). A descoberta de padrões particulares de diversidade das comunidades e de suas causas cumpre importante papel no desenvolvimento das teorias sobre a organização das comunidades.

### **1.3.3 Ecologia de comunidades vegetais**

A ecologia de comunidades tem no desenvolvimento dos estudos da vegetação uma das suas principais contribuições. O estudo das comunidades de plantas (fitocenose) é designado como fitossociologia (Braun-Blanquet 1979). A vegetação, formada por um conjunto de plantas em uma determinada área e período de tempo, pode ser considerada uma comunidade ou ser formada por muitas comunidades, onde a cobertura vegetal apresenta diferenciação espacial de certos atributos, distinguem-se manchas de comunidades. Estas podem ser avaliadas por diferenças na composição de espécies, nos hábitos predominantes ou nas respostas fisiológicas sazonais (Müller-Dombois & Ellenberg 1974).

As manchas de vegetação têm sido entendidas como grupos de espécies definidas basicamente através da freqüência estatística de suas coocorrências em certos ambientes (Shrader-Frchette & McCoy 1993). A coocorrência de espécies foi referida por tipos de

associação vegetal pela primeira vez em 1807 por A. Humboldt, adquirindo o status oficial de unidade básica de vegetação no Congresso de Botânica de Bruxelas em 1910 (Braun-Blanquet 1979). Associação foi definida como uma comunidade vegetal de composição florística determinada, própria de condições ecológicas uniformes e de fisionomia homogênea. Entretanto, um exato cumprimento dos três requerimentos, flora definida, hábitat uniforme e fisionomia, nem sempre é possível (Müller-Dombois & Ellenberg 1974). Assim, é possível somente enfatizar certos grupos de espécies diagnósticas das associações que comumente ocorrem em diferentes locais de uma região. A dificuldade de aplicação do conceito de espécie diagnóstica de uma associação aumenta com a maior amplitude geográfica, devido à crescente heterogeneidade macroambiental.

Müller-Dombois & Ellenberg (1974) afirmam que as comunidades vegetais podem estar distribuídas em manchas discretas (manchas) ou em um continuum de diferenças graduais, ou padrões mais complexos podem ocorrer na forma de mosaicos com múltiplos gradientes na mesma região. As comunidades são estudadas com base em unidades amostrais discretas, as quais são classificadas e/ou avaliadas por ordenação. Uma classificação agrupa unidades amostrais similares em tipos de vegetação; uma ordenação interpreta as unidades umas em relação às outras de acordo com o grau de similaridade e dissimilaridade.

As mudanças espaço-temporais da vegetação são percebidas geralmente nos seus limites, refletindo a heterogeneidade e as flutuações das condições ambientais, bem como a dinâmica de dispersão e extinção de populações (Brown *et al.* 1996). Não há dúvida de que a estrutura e dinâmica das populações, comunidades e ecossistemas têm íntima relação com a heterogeneidade das paisagens (Forman 1995, Turner & Gardner 1991). Normalmente, em escala regional, destacam-se a altitude, topografia e substrato edáfico na diferenciação das manchas. Localmente, os fatores determinantes da tipologia da vegetação incluem as interações bióticas e eventos particulares, onde está inserida a ação antrópica. Apesar das maiores ou menores habilidades competitivas das espécies, a dispersão entre localidades



condiciona um grau de coexistência influenciado por uma compensação regional (Chase & Ryberg 2004, Leibold *et al.* 2004, Mouquet & Loureal 2002), modificando a abundância e interações das espécies.

A estrutura da vegetação pode ser considerada como o arranjo espacial dos seus componentes, muitas vezes expressada na distribuição de frequências, médias e variância dos atributos de seus elementos, por exemplo, altura das árvores, área basal dos troncos, entre outros, além da abundância relativa dos elementos florísticos. A estrutura é um resultado sintético que reflete a disponibilidade florística regional e os fatores ecológicos relacionados. O conhecimento de padrões da organização florístico-estrutural pode fornecer indicações sobre quais são os principais fatores que influenciam e ou influenciaram a vegetação (Archibold 1995). Distinguir a importância relativa dos fatores ecológicos imediatos e a influência histórica na distribuição da vegetação nem sempre é tão fácil, porque quase todos covariam. A famosa proposição de Rambo (1961) sobre as rotas de migração da floresta tropical para as regiões subtropicais no sul do Brasil é um exemplo interessante da inter-relação dos fatores históricos e atuais dando forma à distribuição geográfica e aos limites entre os tipos vegetacionais.

### **1.3.4 Zonas de contato entre tipos de comunidades vegetais**

A caracterização, classificação e mapeamento da vegetação constituem uma questão de definições de limites físicos e conceituais, que necessariamente envolvem uma redução da complexa fenomenologia para uma simplificada abstração. Fundamentalmente, reconhecer tipos de vegetação depende dos objetivos, critérios e atributos que foram selecionados e medidos e da escala adotada (Levin 1992).

Ab'Saber (1977) afirma que a amplitude de distribuição da vegetação em escala continental e subcontinental corresponde à localização dos grandes domínios morfoclimáticos

no Brasil. A vegetação pulsa conforme as flutuações climáticas e a conclusão óbvia é que a ampliação ou retração dá-se nas zonas de contato entre tipos distintos de vegetação. No hemisfério norte, são relativamente bem estudadas as oscilações ocorridas nos limites entre florestas de coníferas boreais e florestas decíduas temperadas em função dos ciclos glaciais, relacionadas à variação da posição das isotermas mínimas do inverno (Delcourt & Delcourt 1991).

Os termos zona de transição, ecótono e borda, podem ser considerados sinônimos, descrevendo as interfaces entre manchas ambientais, que ocorrem onde propriedades estruturais ou funcionais do sistema modificam-se no espaço e no tempo (Stowe *et al* 2003, Risser 1995). Em escala regional, uma linha de contato entre formações vegetais adjacentes pode ser descrita como uma zona de transição (Fortin *et al.* 2000). Conforme o refinamento da escala de análise, ecótonos podem ser percebidos como uma transição gradual e ou em mosaico. Interfaces têm recursos, regulam fluxos de energia e material, sendo sítios potencialmente sensíveis para interações entre populações biológicas e suas variáveis controladoras; têm relativamente alta biodiversidade, mantêm habitats críticos para espécies raras ou ameaçadas e são refúgios e áreas fontes de populações (Naiman & Décamps 1997). Em termos de comunidades vegetais, zonas de transição ecológicas são definidas de três formas básicas: floristicamente, pela presença ou ausência de espécies; pelas mudanças na estrutura ou fisionomia da vegetação; ou por variações na importância dos táxons (Delcourt & Delcourt 1991).

Por que é importante estudar zonas de transição de vegetação e ecossistemas? Existem interesses científicos e aplicados em relação à heterogeneidade e aos limites dos ecossistemas (Pickett *et al.* 1997). Por exemplo, a dinâmica da vegetação nas zonas de transição pode ser um indicador sensível às mudanças climáticas globais (Shrader-Frchette & McCoy 1993).

Há também urgência em se definir áreas prioritárias para ampliar os esforços de conservação com base no maior espectro de diferenciação biológica e de processos

ecológicos, justamente onde áreas heterogêneas são apontadas (Smith *et al.* 2001). A oportunidade de se estudar sistemas heterogêneos, metodologicamente desafiadores, é ao mesmo tempo uma facilitação para gerar conhecimentos sobre a categorização da especificidade das espécies em relação às comunidades ou aos habitats e, concomitantemente, avaliação da própria especificidade das comunidades e ou habitats e seus indicadores ecológicos (Wagner & Edwards 2001, Dufrene & Legendre 1997).

A Floresta Atlântica Brasileira é altamente heterogênea, ocorrendo um continuum de substituição florística (Oliveira-Filho & Fontes 2001), com reconhecidas situações de transição entre tipos de comunidades, tanto no seu âmbito de distribuição como entre outras formações vegetais adjacentes, tais como o cerrado, a caatinga e os campos sulinos.

### **1.3.5 Meta-comunidade**

A estrutura e dinâmica das populações, comunidades e ecossistemas têm íntima relação com a heterogeneidade espacial nas paisagens e regiões (Forman 1995, Turner & Gardner 1991). Por exemplo, a teoria de meta-população considera uma população como o conjunto de unidades populacionais (demes) que estão separadas espacialmente e ligadas por dispersão (Levins 1970). Esta teoria procura entender as implicações genéticas e ecológicas do grau de conexão (dispersão) dos demes em relação à heterogeneidade das manchas na paisagem (Weins 1997). O mesmo raciocínio pode ser aplicado às comunidades que estão estruturadas por processos que operam tanto na escala local como regional. Em larga escala, processos evolutivos e biogeográficos cumprem papel importante na estruturação das comunidades, mesmo que indiretamente através da diferenciação filogenética, do qual depende o conjunto de adaptações da biota. Assim, apesar das maiores ou menores habilidades competitivas das espécies em uma dada condição local, a dispersão entre localidades permite certo grau de coexistência através de um processo de compensação regional (Chase and Ryberg 2004, Mouquet & Loureal 2002), que influencia a abundância e

interações das espécies, conseqüentemente afetando a estrutura e dinâmica da comunidade. Deriva destas constatações o conceito de meta-comunidade, que é definido por Leibold *et al.* (2004), como um conjunto de comunidades locais que estão ligadas pela dispersão de múltiplas espécies. Do ponto de vista operacional, (Hubbell 2001) considera meta-comunidade como sendo constituída de indivíduos e espécies troficamente similares em uma coleção regional de comunidades locais.

Este conceito amplia o clássico foco das investigações que buscam descrever e explicar os padrões de coexistência das espécies apenas com base em uma restrita área (sítio) de amostragem. Nesta perspectiva, a diferenciação entre comunidades locais (composição e abundância de espécies, diversidade, produtividade, condições edáficas entre outros) contribui para a geração de hipóteses sobre a natureza destas diferenças. Salienta-se que a interpretação dos resultados dos estudos de meta-comunidade é altamente sensível às restrições na distribuição, tamanho e representatividade das amostras.

### **1.3.6 Produtividade primária líquida em florestas**

A produção primária é um tema comum a muitas abordagens na ecologia, consistindo concomitantemente na síntese de moléculas orgânicas (C, H, O) e na fixação de energia pelos organismos autótrofos, a partir de substâncias inorgânicas (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O), como por exemplo, os fotossintetizantes (Larcher 1986). A Produtividade Primária (PP) é uma expressão quantitativa da magnitude de energia ou carbono captado através da produção primária, sendo referida em forma de taxa, por exemplo: carbono em ug /cm<sup>2</sup> /h; g /m<sup>2</sup> /dia ou t /ha /ano (Odum 1985).

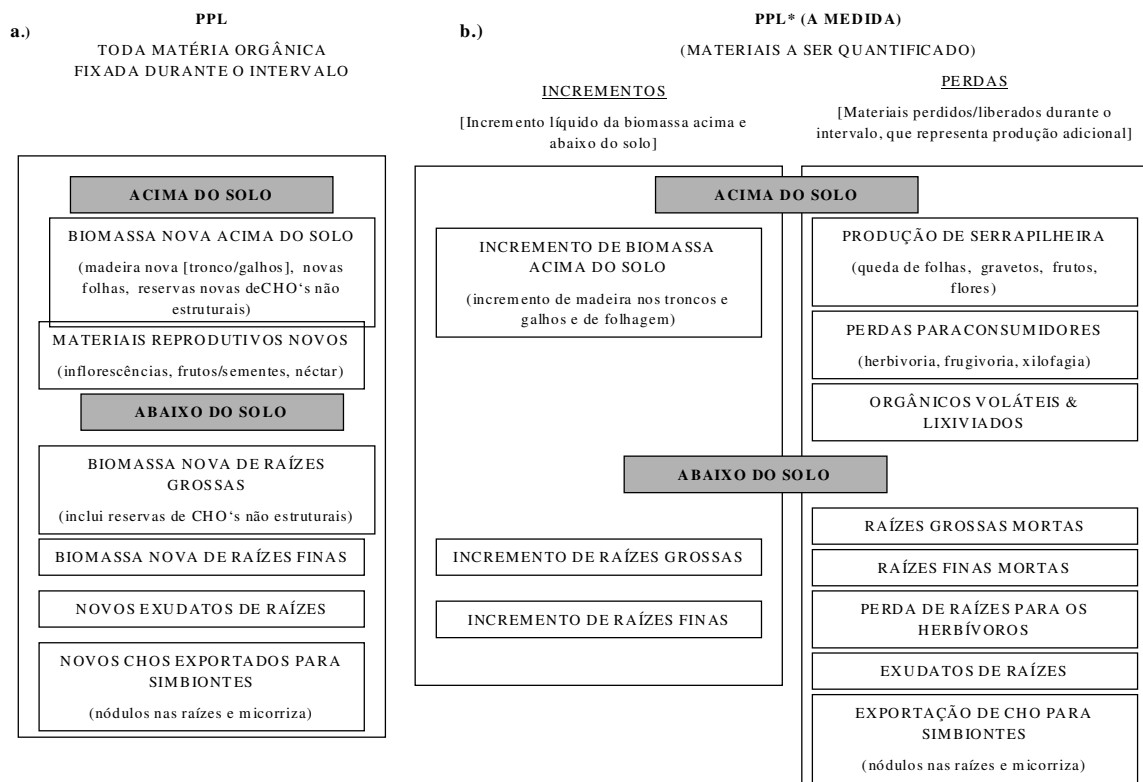
Existem muitas razões para investigar a PP nas florestas, uma delas relaciona-se com a sustentabilidade da cadeia trófica, destacando-as entre os demais ecossistemas devido à elevada biomassa produzida e acumulada nas florestas em geral (Brown & Lugo 1982,

O'Neill & De Angelis 1981, Lieth & Whittaker 1975, Bray & Gorham 1964). Além disso, os ecossistemas florestais estendem-se por grande superfície do planeta, com uma biodiversidade notável e cumprem importantes papéis econômicos e ecológicos (Kimmins 1997, Archibold 1995).

A produtividade primária líquida (PPL) é a diferença entre a fotossíntese total (PPB) e a respiração total das plantas em um ecossistema. Entretanto, não é possível medir a PPL em florestas em termos desta diferença (Waring & Schlesinger 1985). A PPB não pode ser medida diretamente e a estimativa da respiração total das plantas em nível ecossistêmico é difícil e envolve incertezas. Alternativamente, PPL é definida como a quantidade de matéria orgânica total produzida durante um determinado período de tempo (Larcher 1986).

Lieth (1975) realizou um levantamento sobre a história das pesquisas sobre a PPL na escala de comunidades e ecossistemas, identificando tendências de desenvolvimento em três fases. Na primeira, foram desenvolvidas equações de produção, a relação com a fotossíntese e os fatores que controlam a PPL. A equação de produção foi estabelecida no século XIX, mas os fatores que afetam a produtividade ainda hoje estão sendo investigados quantitativamente. Na segunda, houve um crescente refinamento metodológico e convergência nas estimativas de produção. Na terceira, como consequência do conhecimento gerado até então, surgem modelos da PPL em escala global, com a identificação tanto do grau de abrangência das informações como da necessidade de ampliar as pesquisas sobre a PPL. Lieth & Whittaker (1975) contribuíram com uma extensa síntese do conhecimento sobre produtividade primária em escala mundial, abrangendo ecossistemas aquáticos e terrestres. Embora os componentes da PPL possam ser conceituados (Clark *et al.* 2001, Fig. 1.1), eles não podem ser medidos diretamente no ecossistema porque ocorre transformação (consumo, decomposição, mortalidade, exportação) destes componentes durante o intervalo de medida. Na realidade, PPL é estimada conforme os objetivos específicos e com base em vários tipos de medidas. Clark *et al.* (2001) define a PPL, operacionalmente, como a soma das classes de material

orgânico que podem ser medidos ou estimados em estudos de campo para uma estimativa da real PPL (Fig. 1b). A soma de todos os materiais que juntos são equivalentes à quantidade de: 1) matéria orgânica retida pelas plantas durante o intervalo de tempo considerado; 2) matéria orgânica que foi perdida pelas plantas no mesmo intervalo. Na prática, poucos componentes da PPL são mensurados nas florestas, sendo estes normalmente subdivididos nos que estão no solo e acima deste. Mais frequentemente as medidas restringem-se aos dois principais componentes acima do solo, um deles denominado produção de serrapilheira, consistindo na queda de folhas, gravetos e partes reprodutivas, entre outros materiais das plantas, e outro é o A) mento de biomassa acima do solo; B) geralmente no tronco das árvores.



**Figura 1.1:** Representação esquemática dos componentes A) PPL florestal e B) PPL \*. A soma de todos os materiais que juntos representam: a quantidade de novos materiais orgânicos produzidos pelas plantas vivas no final do intervalo, e a quantidade de matéria orgânica que foi perdida pelas plantas durante o mesmo intervalo. CHO – carboidratos, PPL - produtividade primária líquida e PPL \* - produtividade primária líquida mensurada. Fonte: Clark *et al* (2001).

Clark *et al.* (2001) detalharam os métodos disponíveis para mensurar a PPL e como utilizá-los nos estudos com fluxo de carbono em florestas, traçando recomendações para

futuros estudos. Clark *et al.* (2001) sintetizaram a base de conhecimento existente sobre PPL em florestas tropicais e verificaram que os dados disponíveis eram muito limitados. No entanto, os autores referidos, utilizando uma base de dados de 39 trabalhos bem documentados, elaboraram estimativas da PPL de um amplo espectro de tipos florestais tropicais, e encontrando uma inter-relação entre produção anual de serrapilheira e o incremento anual de biomassa acima do solo.

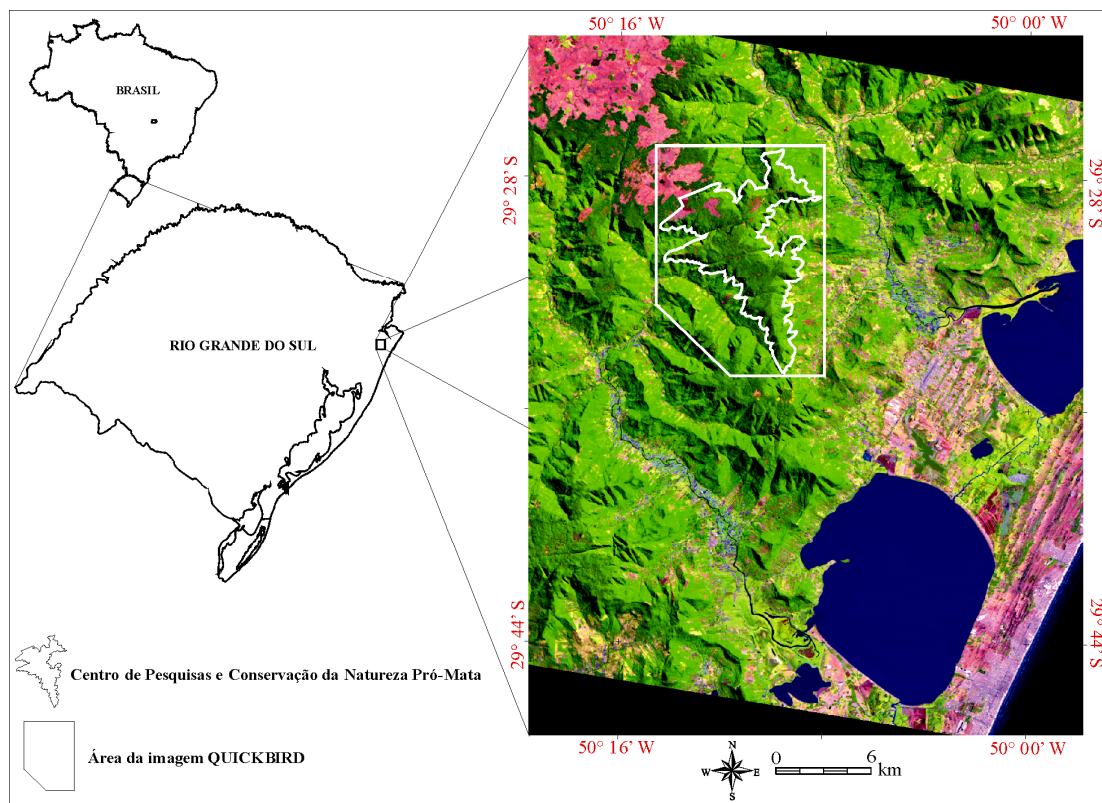
Nas últimas décadas, surgem na literatura referente à PPL temas que incluem mais do que a quantificação da produção de biomassa, refletindo um crescente interesse nos processos ecossistêmicos relacionados à biodiversidade (Orians *et al.* 1996). Com efeito, a abordagem eminentemente ecológica da PPL passa por uma substancial ampliação dos objetivos e de aprimoramento metodológico (Gower *et al.* 2001), entre outros, no sentido de investigar a relação desta com a produtividade líquida total do ecossistema (Catovsky *et al.* 2002), as relações da qualidade da PPL na ciclagem de nutrientes (Kimmins 1997) ou na produção secundária (Lugo & Frangi 1993, Orians *et al.* 1986).

## 2. ÁREA DE ESTUDO

### 2.1 LOCALIZAÇÃO

O Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza PRÓ-MATA foi criado em 1994 a partir da cooperação entre a Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul e a Universidade alemã de Tübingen. Um dos principais objetivos do PRÓ-MATA é o desenvolvimento de projetos e ações que visam à proteção e à recuperação dos ecossistemas, para interligar os maciços florestais remanescentes, criar corredores naturais de vegetação, importantes para a manutenção da diversidade biológica da Mata Atlântica (Bertoletti 1995).

O PRÓ-MATA possui uma área de 4.500ha. Está localizado no Planalto das Araucárias entre as coordenadas  $29^{\circ} 26' 17''$  a  $29^{\circ} 34' 42''$  Lat. Sul e  $50^{\circ} 08' 14''$  a  $50^{\circ} 14' 18''$  Long. Oeste de Greenwich (Figura 2.1).



**Figura 2.1** - Localização da área de estudo (Pinheiro 2003).



Considerando a divisão política do Estado do Rio Grande do Sul, a área de estudo está inserida no município: São Francisco de Paula.

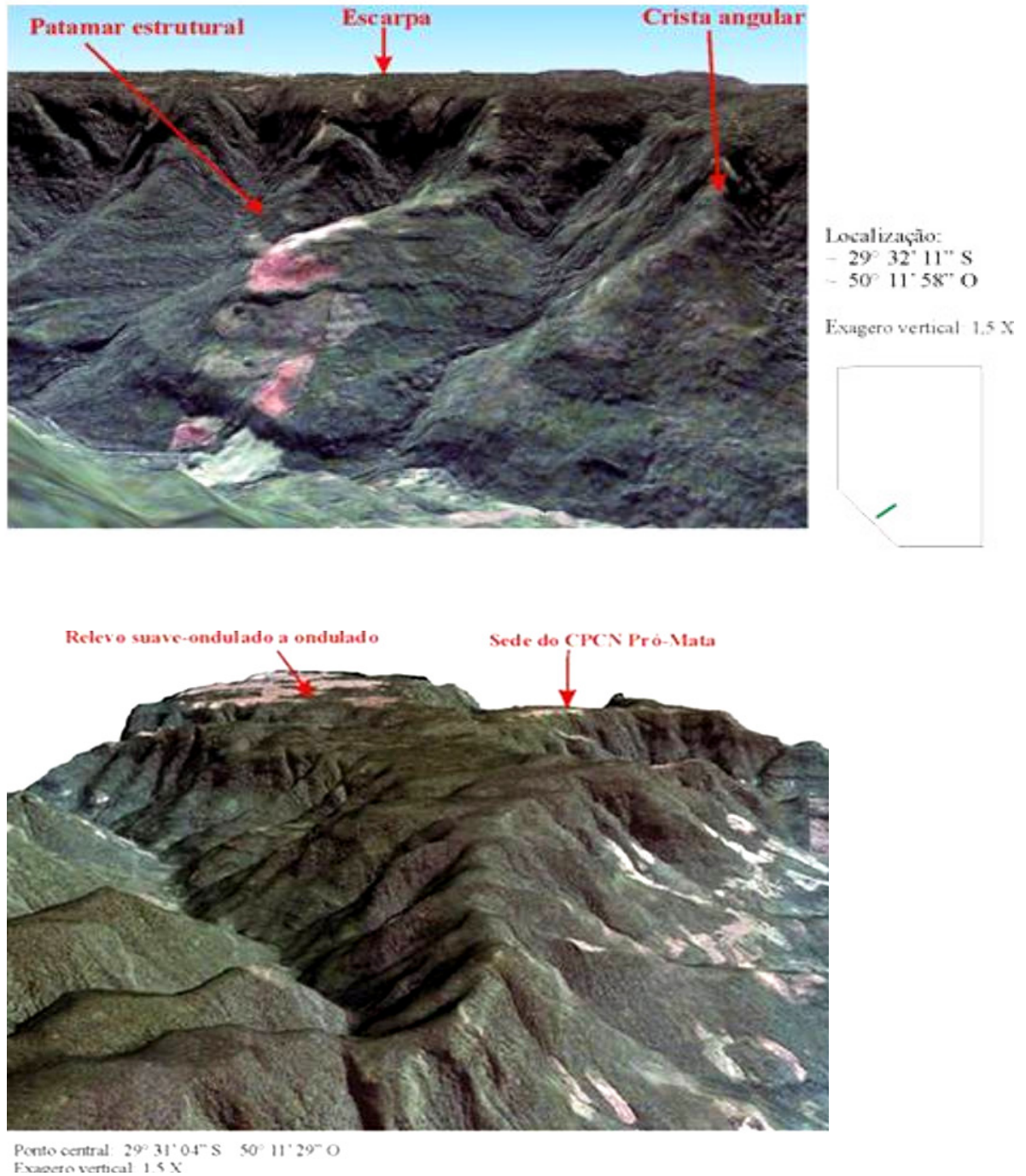
### **3.1.1 - Geomorfologia – Geologia**

O Planalto das Araucárias ocupa o Centro-norte do RS, com as maiores altitudes a Nordeste. A Leste é limitado por uma escarpa abrupta voltada para o Oceano Atlântico, identificada por Suertegaray (1996) como a escarpa de linha de falha Osório-Torres. Ao Sul, limita-se por outra escarpa de erosão, em contato com a Depressão Central.

A litologia compõe-se predominantemente de rochas eruptivas ácidas da Formação Serra Geral, que ocorrem normalmente capeando as rochas efusivas básicas. Tais rochas são datadas do final do Jurássico e começo do Cretáceo ou Cretáceo Inferior. Acrescentam-se nesta composição, as rochas sedimentares na base, os arenitos da Formação Botucatu. Os derrames de lavas basálticas até riolíticas, ocorreram sobre o arenito Botucatu, cobrindo cerca de 98% da Bacia do Paraná. Segundo Villwock (1998) ocorreram dezenas de derrames no período entre 138 e 128 milhões de anos, gerando um pacote de lavas com espessuras por volta de 1000m. A descrição do processo de evolução da Bacia do Paraná pode ser encontrada em Holz e De Ros (2000).

A paisagem do Planalto é a consequência da história evolutiva, da sucessão de derrames de lavas, soerguimentos, fraturamentos, mudanças climáticas e encostas esculpidas por rios (Villwock 1998). Estes elementos de relevo fazem parte da paisagem da área de estudo. O relevo possui dissecação média e declividade moderadamente forte, a dissecação muito forte (Bertoletti 1995). As encostas mais íngremes apresentam um elevado grau de instabilidade morfodinâmica, explicando movimentos de massa rápidos e esporádicos. Este fato ocorre devido às formações superficiais e aos processos morfogenéticos associados à acumulação de água das chuvas, havendo saturação e com isso o escorregamento. Nas cotas acima de 900m o relevo é suave ondulado a ondulado, com dissecação fraca (Bertoletti 1995). Nas áreas mais altas, de relevo conservado, ocorrem Cambissolos, associados a Litossolos e

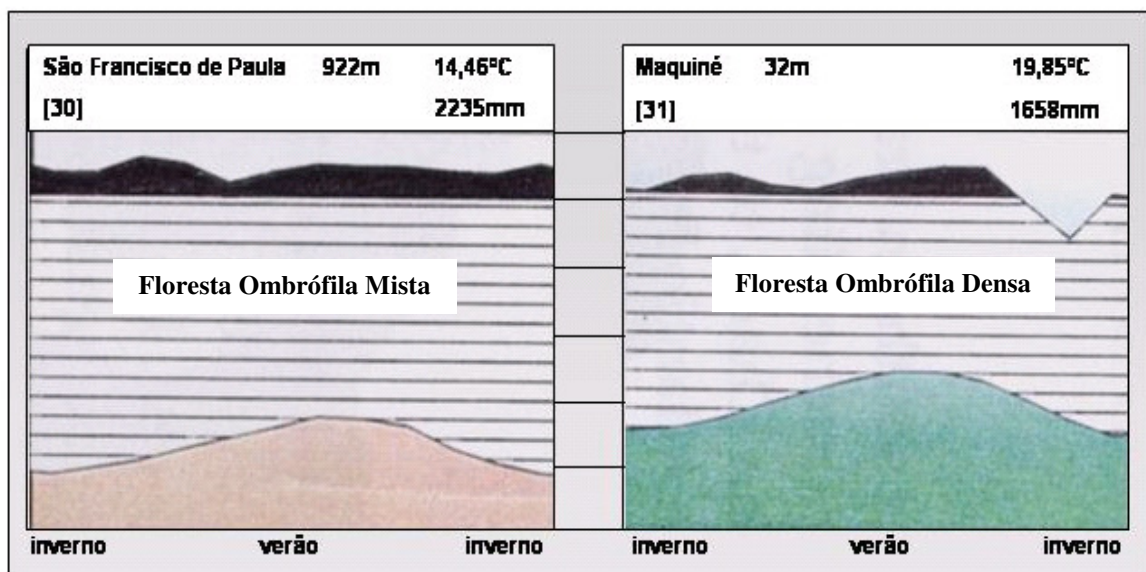
Afloramentos de Rochas. Nas áreas de encosta, de relevo acidentado, ocorrem Terra Bruna Estruturada e Solo Litólico Eutrófico. Estas unidades encontram-se descritas e cartografadas no Mapa de Solos do CPCN Pró-Mata (Jungblut & Pinto 1997).



**Figura 2.2:** Modelo dimensional do terreno do CPCN Pró-Mata. A) Detalhe das encostas, representando suas distintas feições geomorfológicas B) Visão geral dos aspectos fisionômicos da área, onde predominam o planalto, as encostas e vales. Nas cotas acima de 900m o relevo é suave ondulado a ondulado. Fonte: Pinheiro (2003).

### 3.1.2 Clima

Na região onde está localizada a área de estudo, segundo a classificação de *Köppen*, o clima é do tipo *Cfb*, ou seja, mesotérmico com pelo menos 30mm de precipitação em cada mês e média termal do mês mais quente inferior a 22°C (Moreno 1961). Nas encostas e vales adjacentes a área de estudo, o clima é considerado *Cfa* até a cota de 600 metros de altitude, onde ocorre a Floresta Ombrófila Densa, como descrito no diagrama climático do município de Maquiné (Figura 2.2), conforme Hasenack & Menegat (2002).



**Figure 2.3: Diagramas climáticos de Walter para os municípios de São Francisco de Paula e Maquiné, ambos no estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil.** Fonte: Hasenack & Menegat (2002).

No Planalto das Araucárias e nas suas escarpas os invernos registram temperaturas relativamente baixas (Bernardes 1997). O município de São Francisco de Paula, no mês de julho, apresenta temperaturas médias baixas chegando a 9,8 °C. No entanto, as médias das temperaturas mínimas do mês de julho são inferiores a 7 °C, podendo chegar a 0 °C, durante os meses de inverno. Mesmo na primavera e no outono, a temperatura pode chegar a 0 °C, porém com intervalos maiores de ocorrências (Nimer 1977).

As escarpas do Planalto estão voltadas para o sul e para o leste do RS, favorecendo que esta área seja não só a mais fria do Estado, mas também a mais úmida. As precipitações

registradas nesta área são elevadas e o clima é identificado pelo IBGE (1986) como Superúmido a Úmido. Na região de São Francisco de Paula as precipitações anuais registradas apresentam valores entre 1750 a 2500mm (IBGE 1986). Esta posição geográfica induz a uma pluviosidade com totais elevados, bem distribuídos ao longo dos meses do ano. A baixa evapotranspiração, aliada a alta pluviosidade, proporcionam um balanço hídrico com excedentes em todos os meses do ano, somando a média anual de 1209mm (IBGE 1986).

## 2.2 VEGETAÇÃO

A Floresta Atlântica Brasileira é um dos 25 *hostposts* de biodiversidade no mundo (Myers 2000). A Floresta estende-se quase continuamente ao longo da costa brasileira interiorizando-se, no sul, até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina e cobrindo uma ampla variedade climática em elevações que vão do nível do mar até 2900 m. A Floresta Atlântica Brasileira é constituída de muitos tipos fisionômicos florestais e ecossistemas associados (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2001). Por exemplo, o sistema brasileiro de classificação da vegetação (IBGE 1986) considera os grandes tipos florestais como regiões fito-ecológicas, os quais são empiricamente subdivididos em zonas altitudinais (Veloso *et al.* 1991). De acordo com Oliveira-Filho & Fontes (2000), as muitas definições da Floresta Atlântica podem ser classificadas em duas formas principais, *stricto sensu* (SS) e *lato sensu* (LS). A Floresta Atlântica (SS) compreende somente as florestas pluviais costeiras (Floresta Ombrófila Densa) que interiorizam até 300 km, onde a pluviosidade é localmente influenciada pelos ventos oceânicos e pelas encostas das montanhas, articularmente no sul. O amplo conceito de Floresta Atlântica inclui as florestas estacionais (Decídua e Semi-Decídua), as florestas mistas (Floresta com Araucária) e as florestas pluviais costeiras.

Três grandes formações vegetacionais são encontradas no CPCN: Campos de Altitude, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa. Ao redor do CPCN, a floresta densa

ocupa grande parte das encostas e vales (Teixeira *et al.* 1986). As florestas reconhecidas dentro do CPCN expressam duas regiões fito-ecológicas: Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa. (Fig. 2.3 e 2.4).



**Figura 2.4:** Aspectos geomorfológicos e vegetacionais da zona de contato planalto/borda. Cambará do Sul, Vale da Fortaleza, sul do Brasil. Créditos: Rafael Machado (2005).

### 2.2.1 Descrição dos tipos florestais

O sistema de classificação de vegetação adotada no Brasil considera a Floresta Atlântica Costeira como Floresta Ombrófila Densa (Pluvial) que é sinônimo de floresta tropical pluvial perenifólia, climaticamente caracterizada pelas altas temperaturas e umidade durante todo ano. A principal característica é a rica expressão das diferentes formas vegetais geralmente sem proteção das estruturas vegetativas de crescimento contra as condições secas e de baixa temperatura, sendo muita dessas plantas adaptadas às condições de sombreamento. A família que apresenta maior riqueza de espécies arbóreas é Myrtaceae, em qualquer das variantes dessas florestas, representada por *Eugenia*, *Myrcia*, *Calypttranthes*, entre outras.

Estas apresentam geralmente árvores de tamanho médio e associam-se a Lauraceae, assim como *Nectandra* e *Ocotea* (Leite 2002). A Floresta Pluvial Atlântica do sul ocorre no nordeste do estado do Rio Grande do Sul, em uma estreita faixa costeira, vales e encostas da borda leste da Serra Geral, desde 5 m do nível do mar até 850 e 900 m de altitude, e como formação florestal originalmente contínua em sua distribuição até 30°S.

A Floresta Pluvial Mista (Floresta com Araucária) é considerada uma região fitoecológica na qual coexistem elementos das floras tropical (afro-brasileira) e temperada (austral-brasileira), com importância fisionômica de elementos Coniferales e Laurales (Velooso *et al.* 1991). A área de distribuição natural da floresta Mista é caracterizada pela conspícua e às vezes dominante *Araucaria angustifolia*, ocorrente por toda a área de distribuição da floresta, em sua maior parte no Planalto Meridional Brasileiro (Hüeck 1972). O clima dessa região é considerado um dos mais frios do Brasil (mais de 6 meses com a média mensal da temperatura igual ou abaixo de 15°) com maior número de eventos de geada noturnos e sem estação seca (Leite 2002).

A caracterização florística, histórica e fitogeográfica da dinâmica vegetacional da Floresta com Araucária no sul do Brasil foi apresentada por Rambo (1951b, 1951a, 1853, 1956a, 1961), Klein (1960, 1975, 1984), Hüeck (1972), Machado & Siqueira (1980), Roth & Lorscheitter (1993), Jarenkow (1994, 1999), Pillar & Quadros (1997), Ledru *et al.* (1998) e Oliveira & Pillar (2004). Em resumo, a ocupação florestal do Planalto ocorreu com a flora de origem austral-antártica e andina (e.g. *Araucaria*, *Podocarpus*, *Drimys*). As mudanças climáticas determinaram uma restrição da flora temperada a altitudes cada vez mais elevadas no Planalto, ao mesmo tempo em que ocorreu a expansão de elementos de origem tropical, através dos vales e encostas sobre a borda do Planalto.

Para a floresta Mista, embora já existam vários estudos fitossociológicos nos estados do Paraná (Silva & Marconi 1990, Galvão *et al.* 1989, Oliveira & Rotta 1982, Longhi & Faehser 1980), Santa Catarina (Silva *et al.* 1998, Silva *et al.* 1997, Negrelle & Silva 1992) e

Rio Grande do Sul (Oliveira 2003, Neto *et al.* 2002, Rosario 2001, Nascimento *et al.* 2000, Vaccaro 1997, Jarenkow 1985), esta ainda permanece pouco estudada, dada as diferenças fitofisionômicas e dos padrões florístico-estruturais entre localidades.

Na borda do Planalto do sul do Brasil, na porção superior das montanhas (acima de 1000 m de altitude), é reconhecido um tipo florestal denominado “Matinha Nebular” (Rambo 1951a), por estar constantemente coberta por densa neblina ou chuva e ser composta por árvores de baixo porte e alta abundância de epífitos avasculares. A classificação dessas florestas discutível, sendo por vezes considerada como Floresta Ombrófila Alto-Montana Densa ou Mista (Teixeira *et al.* 1986), ou como um tipo distinto de vegetação (Falkenberg 2003).

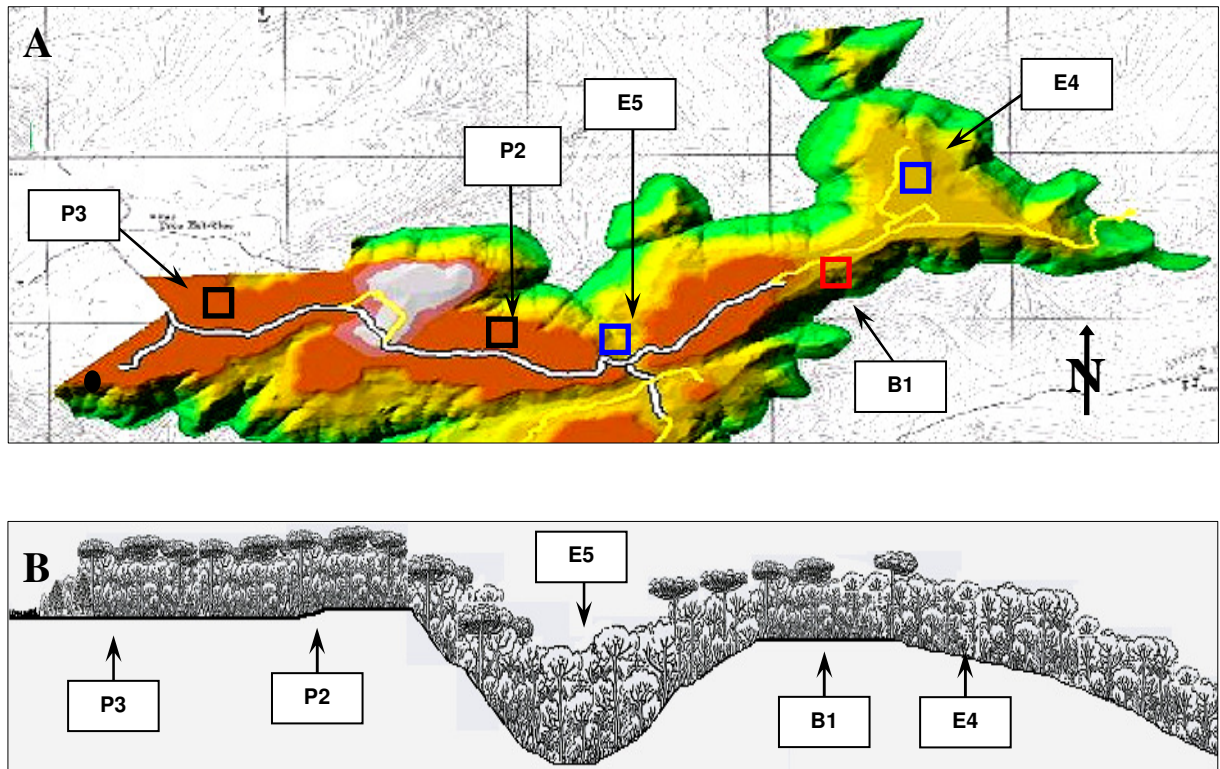
## **2.4 LOCAL DE ESTUDO E DESENHO AMOSTRAL**

Para obter uma amostra representativa das variações fitofisionômicas das florestas presentes na área, foram utilizadas as características topográficas para a seleção de cinco sítios amostrais (ver Austin & Heyligers 1989), dois deles localizados no Planalto (P3 e P2), na borda do planalto com a encosta (B1) e na parte superior das encostas (E4 e E5). Esses sítios foram regularmente distribuídos a uma distância de 1 a 2 km um do outro, ao longo da zona de transição entre as florestas Densa e Mista. A caracterização dos sítios encontra-se na tabela 2.1. Cada sítio foi delimitado em 100m x 100m com estacas a cada 10m, constituindo-se em parcela permanente. Para o estudo da comunidade arbórea (no mínimo 10 cm de diâmetro à altura do peito), em cada sítio foram distribuídas regularmente 21 unidades amostrais (UAs), sendo a unidade de forma circular com 100m<sup>2</sup>. Destas 21 unidades, foram selecionadas 13 UAs para o estudo da fertilidade do solo e da produtividade primária, onde foi instalado um coletor de serrapilheira no centro da unidade (Fig. 2.6). A figura 2.7 mostra o esquema geral de organização do estudo.

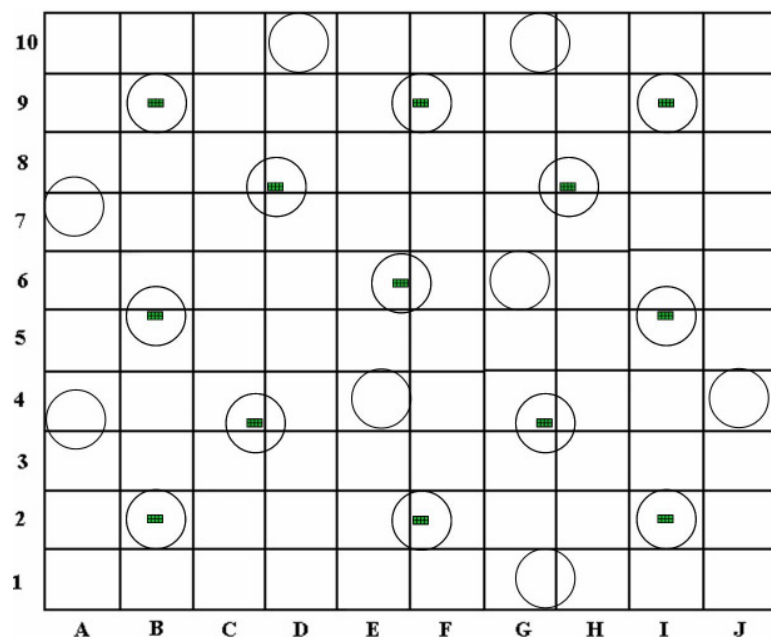
**Tabela 2.1:** Características gerais dos sítios de estudo, distribuídos no Planalto (P3 e P2), Borda (B1) e Encosta (E4 e E5):

	<b>P3</b>	<b>P2</b>	<b>B1</b>	<b>E4</b>	<b>E5</b>
Altitude (m) a.n.m.	Mista 900 – 920	Mista 920	Densa / Mista 880 - 910	Densa 890-850	Densa 840 - 880
Coordenadas Geográficas	29°29'02.25'' 50°13'22.04''	29°29'25.44'' 50°11'41.95''	29°28'41.76'' 50°10'08.15''	29°28'30.34'' 50°09'58.13''	29°29'22.41'' 50°11'16.03''
Relevo	Planalto, suave ondulado	Planalto, suave ondulado	Topo de montanha borda do planalto e encosta	Topo de montanha, com pequeno vale.	Parte superior das encostas no início de um grande vale.
Solo	Cambissolos	Cambissolos	Cambissolos	Terra Bruna Estruturada	Terra Bruna Estruturada
Características Fitofisionômicas	Mista ( <i>Araucaria</i> ). Borda com campo. Dossel descontínuo, relativamente aberto.	Mista ( <i>Araucaria</i> ). Estrutura em mosaico com árvores grandes e dossel relativamente contínuo. Taquaral abundante.	Estrutura em mosaico, dossel relativamente descontínuo. Taquaral abundante	Dossel quase- contínuo. Algumas clareiras pequenas derivadas da queda de árvores.	Dossel quase- contínuo. Manchas com árvores grandes e outras manchas apenas com muitas pequenas.
Interferência Humana	Muitos troncos cortados e a provável forte influência de gado	Antigas cercas de arame e troncos cortados de velhas árvores.	Troncos cortados e queimados de velhas árvores	- sem vestígios	Manchas com e sem vestígios de interferência.

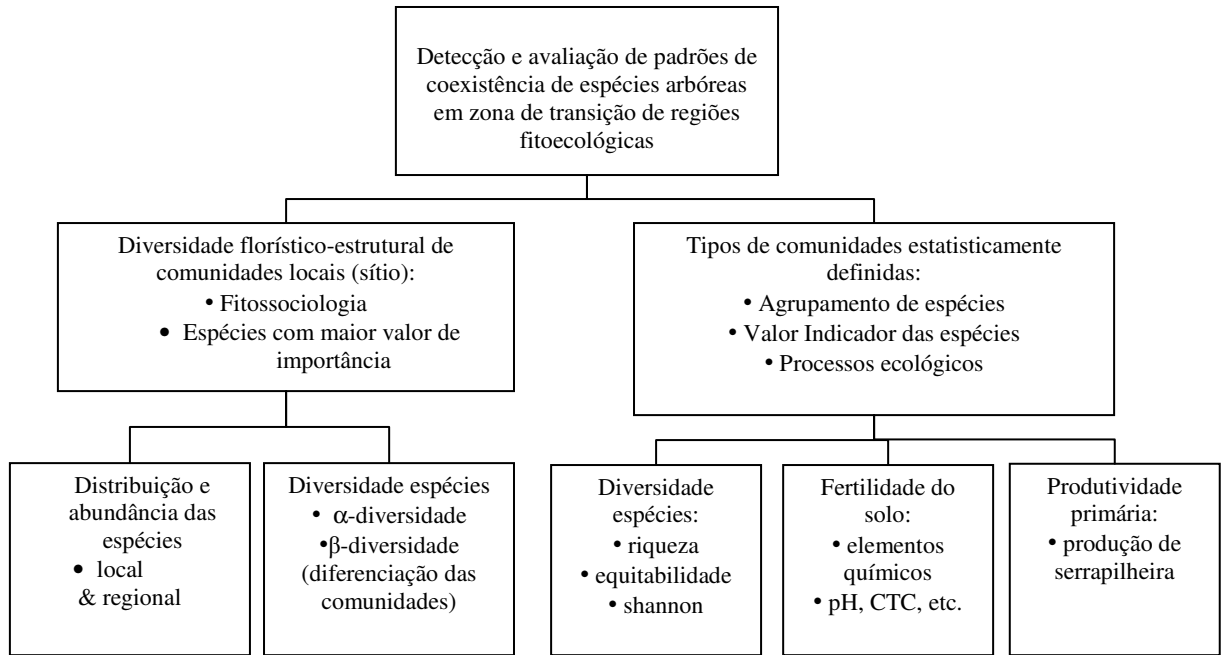




**Figura 2.5:** A) Localização esquemática dos cinco sítios usados para levantamento da vegetação no CPCN Pró-Mata, Brasil. Planalto (P3 e P2), Borda (B1) e Encosta (E4 e E5). B) Esquema do perfil de vegetação dos sítios.



**Figura 2.6:** Desenho esquemático de uma parcela permanente de um hectare (100 x 100m), demarcada com estaca a cada 10m, no CPCN Pró-Mata, considerada no presente estudo como um sítio. Para o estudo da vegetação, em cada sítio foram distribuídas regularmente 21 unidades amostrais (UAs), sendo a unidade de forma circular com raio de 5,64m (100 m<sup>2</sup>). Destas 21 unidades, foram selecionadas 13 UAs para o estudo da fertilidade do solo e da produtividade primária, onde foi instalado um coletor de serrapilheira no centro da unidade amostral (retângulo).



**Figura 2.7:** Diagrama representando a organização dos principais tópicos de investigação dos padrões florísticos e ecológicos das comunidades de espécies arbóreas em zona de contato entre duas regiões fitoecológicas, Florestas Ombrófilas Montanas Mista e Densa, sul do Brasil.

### 3. TREE SPECIES DIVERSITY AMONG COMMUNITIES IN A CONTACT ZONE OF THE MONTANE ATLANTIC RAINFORESTS, SOUTHERN BRAZIL

---

---

#### ABSTRACT

The spatial dimensions of organisms' coexistence define local and regional community types. The regional morphogeoclimatic variations determine the main local communities. Thus, the sharpness of ecosystems on transition zones depends on spatial and temporal scales. At the southern limit of the Atlantic Rainforest Domain there is a contact zone of montane rain forest types. The Dense Ombrophylus Forest (characterized by tropical elements) covers the hill slopes. On higher altitudes (around 800 m) the vegetation changes to the Mixed Ombrophylus Forest (characterized by a temperate relictual flora). This paper evaluates local and regional singularities of arboreal communities at this transition zone. The study was carried out at CPCN Pró-Mata, a research center located on the southeastern border of the Brazilian Plateau (29°30'S; 50°11'W). Five blocks of 100 x 100m (two plateau sites, two slope sites, and one plateau-slope site) were selected according to physiographical types. In each block the trees (DBH>10cm) were measured and determined, in twenty-one sample units of 100m<sup>2</sup> (regularly distributed). Sixty-six species were surveyed. *Cabralea canjera* and *Myrcia retorta* had the highest importance value indexes. The first species characterizes the slope; the second species characterizes the plateau; and both are co-dominant at the slope-plateau site. The relative importance of the temperate flora (*Araucaria*, *Drimys*, *Podocarpus*, *Prunus* and *Weinmannia*) decreased gradually from the plateau to the slope sites. Richness and diversity (Shannon index) were higher at slope-plateau transition, lower at the plateau and intermediate at the slopes. The Beta diversity shows that the sharpness between slope and plateau communities is more associated with species abundance than species composition only. Despite the mosaic of regeneration forest types, the local spatial partitioning of dominant species is congruent to the regional vegetation types. Therefore, the geomorphologic transition slope-plateau is associated with a local vegetation ecotone.

**Keywords:** tropical forest, sub-tropical forest, *Araucaria*, secondary vegetation, richness, diversity, ecotone.

## RESUMO

A diversidade de espécies é espacialmente heterogênea, sendo que os padrões de distribuição da composição e abundância das espécies definem tipos de comunidades em escalas regional e local, onde predominam, respectivamente, os processos biogeográficos e ecológicos. A diferenciação fitossociológica das comunidades em ecótonos ou zonas de transição entre regiões fitoecológicas deve refletir as influências biogeográficas e ecológicas. No sul do Domínio da Floresta Atlântica Brasileira há uma zona de contato de florestas montanas, a Floresta Ombrófila Densa (caracterizada por elementos tropicais) que cobre os vales e encostas em altitudes elevadas (aproximadamente 800m) e muda para a Floresta Ombrófila Mista (caracterizada por uma flora temperada relictual). Este artigo avalia singularidades locais e regionais da comunidade arbórea nesta zona de transição. O estudo foi efetuado no CPCN Pró-Mata, um centro de pesquisas localizado na borda sudeste do Planalto Brasileiro (29°30'S; 50°11'W). Cinco blocos de 100 x 100 m (dois no planalto, dois na encosta e um no contato encosta-planalto) foram selecionados segundo tipos fisiográficos. Em cada bloco foram distribuídas vinte e uma unidades amostrais de 100 m<sup>2</sup> (distribuídas regularmente), dentro das quais as árvores (DAP>10 cm) foram medidas e determinadas. Sessenta e seis espécies foram levantadas. *Cabralea canjerana* e *Myrcia retorta* tiveram os maiores índices de valor de importância. A primeira espécie caracterizou a encosta; a segunda espécie caracterizou o planalto e ambas foram co-dominantes no contato planalto e encosta. A importância relativa da flora temperada (*Araucaria*, *Drimys*, *Podocarpus*, *Prunus* e *Weinmannia*) diminuiu gradualmente do planalto para a encosta. A riqueza e diversidade de espécies (índice de Shannon) foram maiores no contato encosta-planalto, menores no planalto e intermediários na encosta. A diversidade Beta mostra que a distinção entre comunidades de encosta e planalto está mais associada à abundância das espécies do que meramente à composição. Apesar do mosaico de regeneração florestal, a partição espacial das espécies dominantes é congruente com a tipologia vegetacional regional. Além disso, a transição geomorfológica encosta-planalto está correlacionada com um ecótono de vegetação em escala local.

**Palavras chave:** floresta tropical, floresta subtropical, *Araucaria*, vegetação secundária, riqueza, diversidade, ecótono.

### 3.1 INTRODUCTION

The environmental heterogeneity is one of the main features of the montane ecosystem which is related to broader ecological patterns at different altitudes. For example, the tropical forests patterns have shown that the highland forest trees are shorter in stature, poorer in species and families, and floristically more distinct than those from lowland forests (Grubb 1977, 1971; Grubb & Whitmore 1966). There is no doubt that temperature plays a leading role in the energy balance and physiology, and therefore the structure and competitive relationships that differentiate altitudinal forest zones in wet tropical mountains (Givnish 1999). The direct and indirect influence of topography and substrate on the vegetation distribution of montane forest formations could be more important than the proper altitudinal zonation (Ashton 2003). However, detailed information on changes in the physical forest structure, and whether the species composition and abundance occur within short distances, is lacking (Ashton 2003; Lieberman *et al.* 1996). This is because ecologists have typically studied homogeneous regions to characterize and understand ecosystem processes. They have avoided the heterogeneous areas between ecosystems such as transition zones, often ignoring them or reducing them to lines on a map.

The floristic abundance of a determined forest tree assemblage (local community) has often been studied through phytosociological methods, where the average abundance for each species at the multiple plots is generalized for the whole community (Martins 1993, Müller-Dombois & Ellenberg 1974). Density, frequency, stem basal area, and importance value estimate are used as the principal descriptors to characterize the horizontal structure of arboreal components of a particular forest type. This classical approach is fundamental because the method to describe the forest's structural-floristic features produces comparative and synthetic results. However, it is presumed that the forest is homogeneous, involving intensive sampling in a small single area, generally constituted of only one or a few hectares (Martins 1993). The homogeneity and representative examples of vegetation in transition

zones are usually much more difficult to determine; therefore relatively few quantitative vegetation studies are available (Risser 1995). Altitudinal forest montane zones are suitable for comparing the adjacent or continuous communities on environmental gradient (Lieberman *et al.* 1996).

The search for diversity coexistence patterns has spurred scientists to research their causal mechanisms, from historical biogeographical perspective to current local and regional relationship (Leibold *et al.* 2004, Hubbell 2001). Some works have given attention to the positive correlations between regional and local diversity (Qian *et al.* 2005, Ricklefs 1987). At the regional scale, the effects of broad environmental (climatic and geomorphologic) and historical biogeographic factors are generally auto-correlated (Terborgh *et al.* 1998). Local environmental differentiation is also recognized as an important factor of species distribution and abundance (e.g. disturbance, topographic, wet and dry conditions) going from high to low diversity patches at same landscape (Bailey 1996).

The characterization of species diversity for a set of local communities is the first step of ecological evaluation of forests ecosystems in landscape or regional contexts. Traditionally, multiscale community ecological concepts include alpha, beta and gamma diversity (Whittaker 1977, 1972; Veech *et al.* 2002). Alpha-diversity refers to local species richness or abundance, frequently measured by index values (e.g. Shannon). Beta-diversity is related to measures of communities' dissimilarity (Condit *et al.* 2002, Loreau. 2000, Lande 1996, Whittaker 1975, MacArthur 1965), describing the difference in species diversity observed between samples or defined communities. The total regional diversity is known as gamma-diversity.

The present investigation treats the local tree communities in a contact zone between two phyto-ecological regions, Mixed Rainforest and Dense Rainforest, in the montane Atlantic Forest (*sensu lato*) of southern Brazil (Leite 2002, Teixeira *et al.* 1986). The Mixed Rainforest predominates on the plateau and the Dense Rainforest in the slopes and lowlands,

on the eastern margin of the Meridional Plateau of Rio Grande do Sul State. We specifically approached the question: ‘Do patterns of vegetation homogeneity exist in the contact zones for specific tree composition, distribution and abundance?’ As local communities are constrained by broader regional community, we intend to demonstrate the distinctiveness of species abundance among local communities and how it is associated with phyto-ecological patterns in a regional context. The importance of the present approach is emphasized because contact zones remain understudied (Falkenberg 2003), and also because of the increasing requirement of a scientific basis for ecosystem management & conservation.

## **3.2 METHODS**

Localization and characterization of the study area are described in Chapter 2.

### **3.2.1 Study area**

The study was carried out in the Plateau’s eastern border in the southern region of the Brazilian Atlantic Forest Domain, 29°26’17” to 29°34’42” S and 50°08’14” to 50°14’18” W 830, at ca. 900 m a.s.l. The Mixed Rainforest with *Araucaria* trees, mostly located on the plateau, and Dense Rainforest, on the slopes, composes a large contact zone of these two phyto-ecological regions.

### **3.2.2 Vegetation survey**

Five sites were selected for the sampling, one strictly on the plateau’s border (site B1), two sites on the plateau (P2 and P3), and two on the upper slopes (sites E4 and E5) (Fig. 3.1). Within each site of 100 x 100 m, 21 circular plots (sampling units – s.u.) with 100 m<sup>2</sup> were systematically installed with a distance of 16 to 33 m between them. The total sampled area comprises 1.05 ha.

All trees with at least 10 cm diameter at breast-height (DBH) were sampled and botanical experts identified the species. To describe the physical dimensions of the trees

(biometry), the following characteristics were recorded: total height, stem height and diameter (DBH), crown height and diameters (longest and shortest).

### 3.2.3 Data analysis

Statistical differences of tree structure among sites were computed by Variance Analysis with a randomization test ( $P < 0.05$ ) (Pillar & Orloci 1996). Using the biometrical structure database, a diagram profile was elaborated for each study site. Five s.u. of each study site (10x50m, except site B1 with 6 s.u., 10x60m) were selected to illustrate the phyto-physiognomic pattern. When mentioning the relative size of tree species as small, medium, or big, it refers only to the average tree height of the respective site, emphasizing the upper height limit of most trees for each species.

To characterize phytosociological patterns, each species' density, frequency, and basal area were calculated for each site and for the data set. Based on these parameters, the relative values and the Importance Value Index (IV) were estimated for each species (Müller-Dombois & Ellenberg 1974). To compare the relative participation of temperate tree flora per site, the IV was calculated for the temperate genera: *Araucaria*; *Drimys*; *Weinmannia*; *Podocarpus*, and *Prunus* (Waechter 2002).

The species-area curve was created to evaluate the adequacy of sample size to representative species composition in the community data set, determining by the randomization of PC-ORD software (Mc Cune and Mefford 1999). For each of the five sample sites, or vegetation stands, a species-area curve with the 21 sample units was drawn. The equations calculated by regression analysis estimated how much of the increment of the sample size corresponded to an increase of the species number.

### *$\alpha$ -diversity*

In this work we employed the most widely utilized specific diversity indexes, the species richness (here also considered as species density, i.e., the number of species present in



a given sampled area), and those computed from relative abundances such as Shannon's Index, and Pielou's Evenness Index (Magurran 1988). Stem basal area of each species was considered on the species diversity calculation and all indexes were reported for 100 m<sup>2</sup> at each study site. To determine if species diversity differs between sites, a randomization test was used for  $P < 0.05$  (Pillar & Orlóci 1996).

The species diversity was also characterized by the calculation of the Shannon-Wiener Index and the Evenness with the data of density.

#### *Species rank-dominance*

To evaluate the pattern of species dominance distribution, a ranking curve of the species abundance was created considering the basal area. Species in each community (study site) were ranked by the relative abundance (%) from most common to most rare. The relative abundance (%) was ln-transformed on the y-axis.

#### *$\beta$ -diversity*

The differentiation between communities is frequently evaluated by similarity indexes, which indirectly can be used to access floristic-structural dissimilarity among the local communities like b-diversity values (Magurran 1988, Legendre & Legendre 1983). The Sørensen's Similarity Index ( $S_{\emptyset}$ ) among the local communities was calculated between pairs of sites with presence and absence data. The Morisita-Horn's Similarity Index ( $S_{MH}$ ) was used to calculate the floristic-abundance similarity using basal area data. The  $S_{MH}$  is one of the most useful and reliable indexes of quantitative similarities. It is not influenced by the sample size and the species richness, but highly sensitive to the abundant species (Magurran 1988). Results of these Indexes vary between 0 and 100 %. In this case the  $S_{MH}$  was used only to calculate the floristic-structural similarity of species by the basal areas (site A / site B).

$\beta$ -diversity also was calculated by the difference among average study sites similarity index values, which is:  $\beta\text{-diversity} = 1 - \hat{S}$

For the synthesis of similarity indexes ( $\hat{S}$ ), the results considered 50% as a critical value to highlight the floristic or floristic-abundance differentiation, which is high  $\beta$ -diversity.

$\beta$ -diversity was also calculated with a new proposition, based on additive conceptions of diversity (Veech *et al.* 2002, Lande 1996), to compare the results of floristic differentiation between sites calculated by  $S_{\phi}$ . The total diversity in a region may be partitioned into two components: a local, within-community component, called  $\alpha$ -diversity, and among-community components, called  $\beta$ -diversity, following Whittaker's (1977, 1972) terminology. The total regional diversity is then  $\gamma$ -diversity. These diversity levels related by additive partition were calculated with species richness data as follows (Loreau 2000, Lande 1996):

$$\gamma\text{-diversity} = \text{average } \alpha\text{-diversity} + \beta\text{-diversity}$$

Average  $\alpha$ -diversity corresponds in the present study to the average species richness of the five sites.

### 3.3 RESULTS

#### 3.3.1 Basic trees structure of sites

Considering the total sample area, 906 tree individuals were recorded, resulting in a density (tree/ha) for site as following: B1 (982), E5 (910), P2 (772), P3 (758), and E4 (736). The most conspicuous structural difference (one-way ANOVA,  $P < 0.05$ ) among sites distinguished two extremes: one composed by sites E4 and E5, which showed higher values for total tree height, stem height, and basal area; and the other composed by sites B1 and P3, with an average of smaller trees (Tab. 3.1). The site P2 showed an intermediate situation, as did site E5. The withered tree populations among the five sites were highest in site B1. The absolute and relative numbers of dead trees per site are following: B1=37 (17%), E5=13 (6.6%), E4=10 (6.2%), P2=5 (3.0%) and P3=4 (2.0%).

B1. The absolute and relative numbers of dead trees per site are following: B1=37 (17%), E5=13 (6.6%), E4=10 (6.2%), P2=5 (3.0%) and P3=4 (2.0%).

**Table 3.1:** Average structure of the trees in five study sites in Southern Brazil. Standard deviation is in brackets.

<b>Tree structure (n= number of trees)</b>	<b>P3 (n= 165)</b>	<b>P2 (n= 168)</b>	<b>B1 (n= 217)</b>	<b>E4 (n= 161)</b>	<b>E5 (n=198)</b>	<b>Average (n= 906)</b>
Maximum height (m)	15	15	16	17	23	-
Total height (m)	9.0 (2.4)a	10.2 (2.2)b	8.7 (2.3)a	11.4 (2.6)c	11.1 (3.5)b, c	9.9 (2.9)
Stem height (m)	4.3 (2.2)a	4.2 (2.3)a	4.4 (1.8)a	5.6 (2.2)b	5.0 (2.5)a, b	4.5 (2.2)
Basal area (m <sup>2</sup> )	0.04 (0.04)a	0.04 (0.04)a	0.04 (0.06)a	0.07 (0.11)b	0.05 (0.07)a,b	0.04 (0.04)
Crown radius (m)	2.0 (0.7)a, b	2.2 (0.9)a	1.9 (0.6)b	2.2 (1.0)a	2.2 (1.2)a	2.1 (0.9)

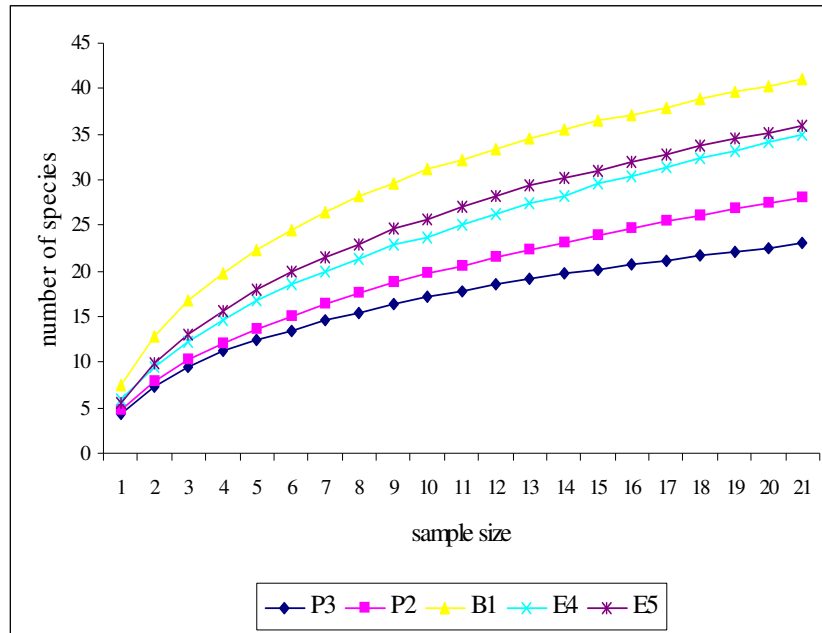
Statistical significance between the sites indicated by the same letters (row) did not differ (ANOVA,  $P < 0.05$ ).

### 3.3.2 Taxonomic composition

The survey registered 66 species, included in 44 genera from 25 families (Anexo 1). From the total of species, 9.1% were identified as morphospecies, 3% at genus level, 4.5% at family level. Only one individual could not be identified. Considering all sites together, Myrtaceae was the family with the highest species richness (17) at each site. The relative participation of Myrtaceae's species richness in single sites was similar, but absolute richness was lower in the Plateau's sites, P3= 7 (30%) and P2= 6 (21%), compared to those of the border, B1= 10 (24%) and slopes, E4= 11 (31%), E5= 12 (26%), reflecting the total richness of each site.

A notable difference was the lower specific richness of Plateau's sites (P2= 28 species, P3= 23) than those of the slope (E4= 36, E5= 37) and of the border (B1= 41). Each site's richness value represented between 35% and 62% of the species registered in the set of the sites. The cumulative number of the species per samples size (units) showed that the Plateau's sites accumulated a lower number of species than the slopes' sites, and these were lower than B1, all showing a tendency toward stabilization (Fig. 3.1). The regression results suggest that

the increment of 50% in the total sample size does not aggregate more than 10% of the cumulative species number.



**Figure 3.1:** The curves described by number of the species per sampling unit increment were drawn for the five sampled sites, each one with 21 sample units, by randomization (PC-ORD software, McCune and Mefford, 1999). Plateau's border (site B1), two sites on the plateau (P2 and P3), and two on the upper slopes (sites E4 and E5). Each sampling unit = 100 m<sup>2</sup>.

### 3.3.3 Phytosociology

The detailed phytosociological parameters are showed in Anexo 2 and the diagrammatic profiles by site are presented in Figure 3.2. The most important IV characteristic of each site is considered below (see also Table 3.2):

**P3:** the higher IV was verified in *Myrceugenia euosma* (16.2%), *Ilex microdonta* (13.3%), *Myrceugenia myrcioides* (12.9%), *A. angustifolia* (12.3%), and *Myrcia retorta* (9.4%), constituting together ca. 64% of the community's IV. High presence of *M. euosma*, with large basal area and relative low stature, was registered closer to the grassland and almost the same was observed for *I. microdonta*, with big size trees. This pattern differs from the pattern observed in *M. myrcioides* and *A. angustifolia*, which were characterized by a great number of small and medium-size individuals registered in more than 50% of plots.

**P2:** frequent relatively large stem width of *M. retorta* determined the higher IV (28.8%) followed by *Sapium glandulatum* (12.1%) and *Drimys brasiliensis* (11.3%), both with many small trees. *A. angustifolia* (7%) was characterized by some of the tallest trees of the site, and *M. myrcioides* (6.8%) by many small trees. These five species together composed ca. 66.1% of the community's IV.

**B1:** *Cabrlea canjerana*, represented by many individuals of medium stem width, reached the highest specific IV (13.6%) and 22.5% of the total basal area. Next in sequence were *Tibouchina sellowiana* (8.3%), *Lamanonia ternata* (7.2%) and *Ilex paraguariensis* (5.9%), represented with many small trees, and *M. retorta* (6.5%). These five species make up 47.2% of the total community's IV.

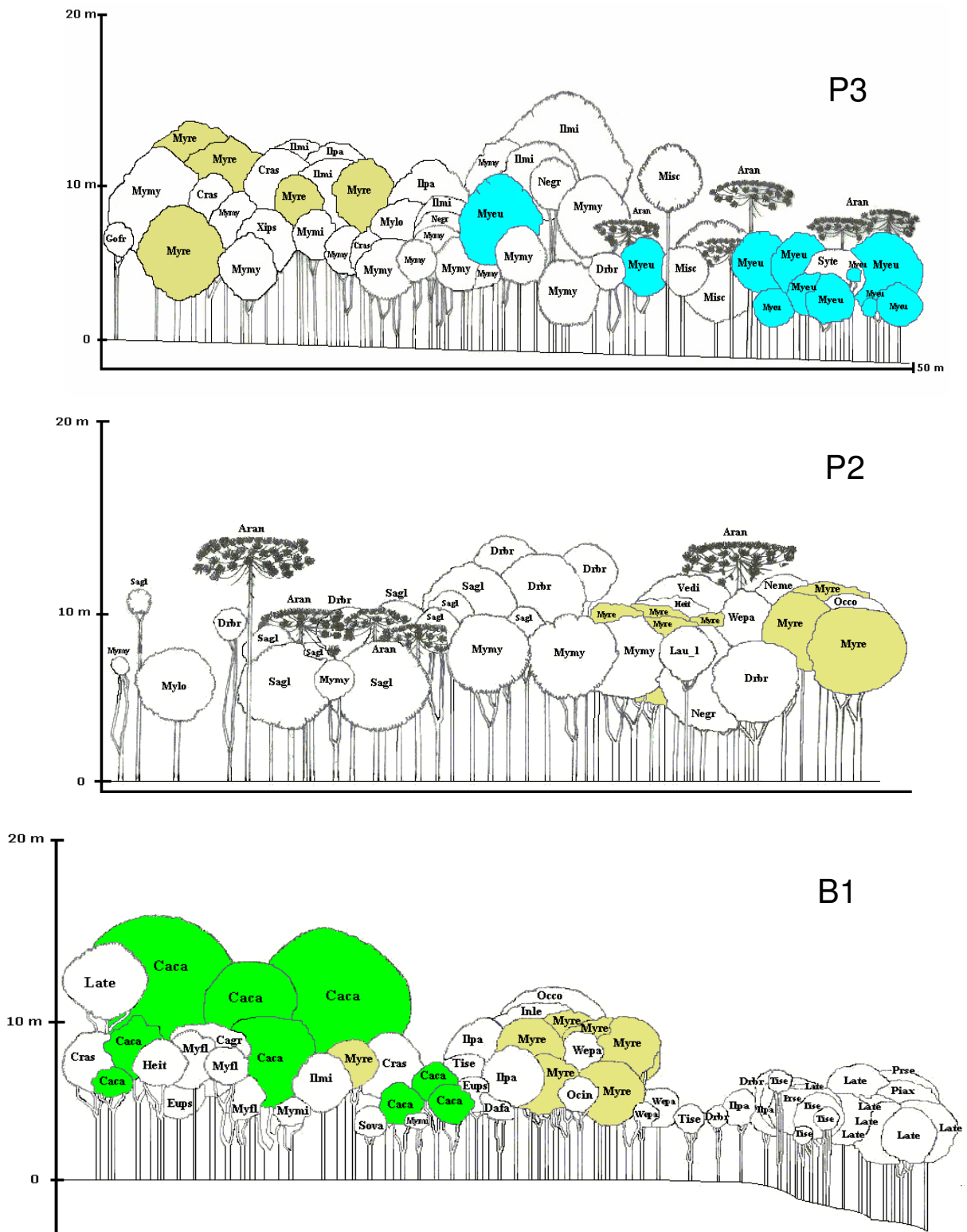
**E4:** *C. canjerana* showed the highest IV (25%) with large stem width and an extremely high absolute frequency (95.2%). *Eugenia psidiiflora* (10.4%) had many medium-size trees and *Ocotea indecora* (8.1%) was represented by large stem width. *Calypttranthes grandifolia* (6.8%) was also important with small and medium-size individuals, as well as *Hexachlamys itatiaiensis* (6.2%), with medium-size and some with large stem width. These five species constitute together 54.2% of the community IV.

**E5:** *C. canjerana* had the highest IV (14.7%), followed by *M. myrcioides* (13.5%), *Daphnopsis fasciculata* (8.8%), *Dasyphyllum spinescens* (6.7%), which were small and medium-sized trees, and *Cinnamomum glaziovii* (5.3%), represented by some large stem width. These five species composed 48.9% of the site's community IV.

Considering genera presented by Waechter (2002) as related to temperate flora (*Araucaria*; *Drimys*; *Weinmannia*; *Podocarpus* and *Prunus*), the IV sum of these was highest at sites P2 and P3, both located on the plateau.

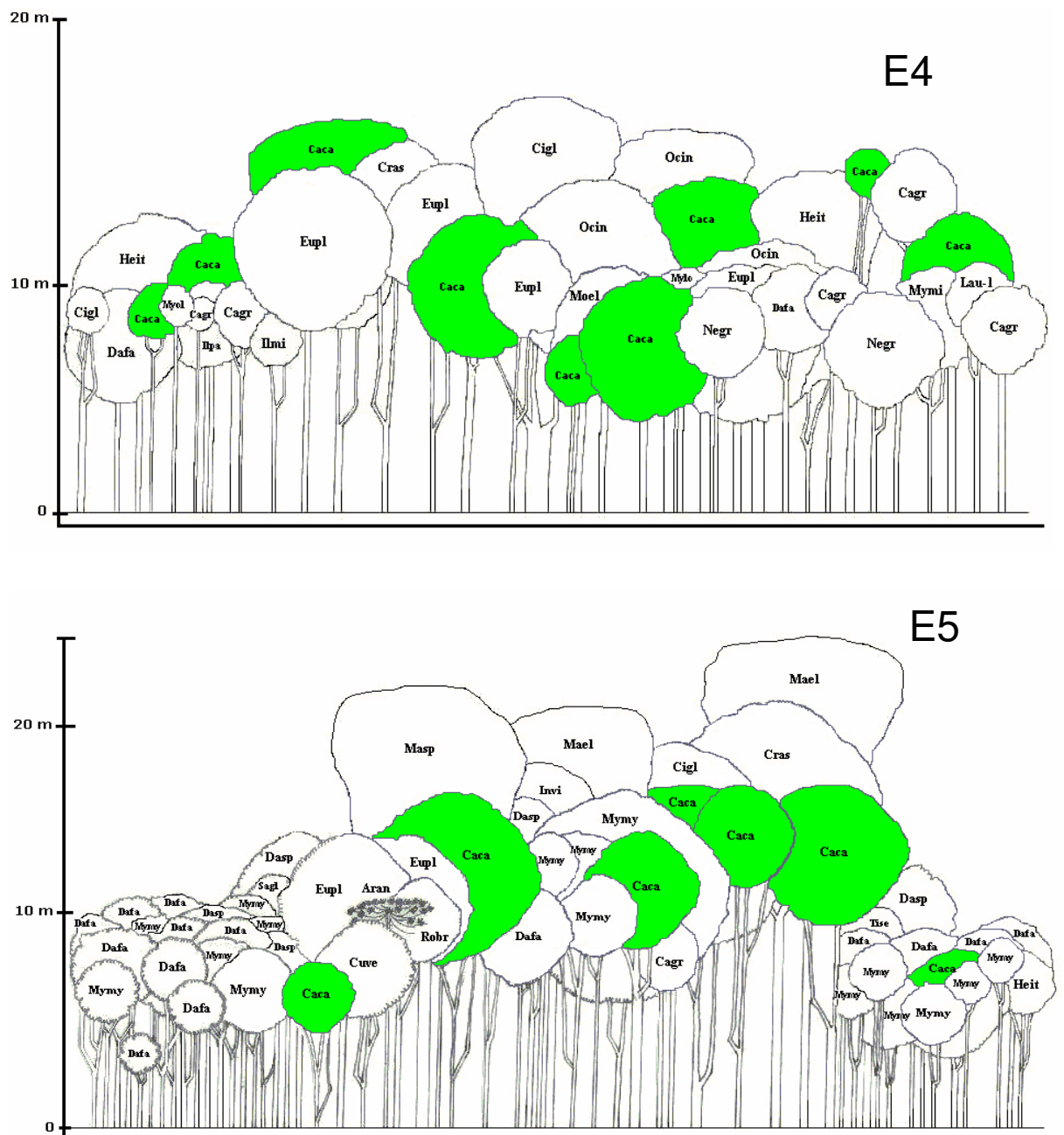
**Table 3.2:** Species' importance values (%) of each site and the mean (meta-community); the rank of species is organized from plateau to slope sites.

Label	Species	Family	P3	P2	B1	E4	E5	Mean
Ilbr	<i>Ilex brevicuspis</i> Reiss.	Aquifoliaceae	0.7					0.1
Misc	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Fabaceae	1.3					0.2
Myeu	<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D. Legrand	Myrtaceae	16.2					2.6
Sire	<i>Siphoneugenia reitzii</i> D. Legrand	Myrtaceae	0.8	1.2				0.3
Pino	<i>Piptocarpha notata</i> (Less.) Baker	Asteraceae		0.6				0.1
Pola	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae		0.6				0.1
Gofr	<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H. Keng	Theaceae	2.9		0.9			0.7
Mygu	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	1.3		0.4			0.3
Ilmi	<i>Ilex microdonta</i> Reiss.	Aquifoliaceae	13.3	0.6	3.2	1.1		3.2
Vedi	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	Asteraceae	4.7	1.0	1.0			1.2
Aran	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae	12.3	7.0			0.5	3.3
Drbr	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Winteraceae	2.1	11.3	0.6			2.5
Sagl	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Euphorbiaceae		12.1	1.3		2.9	3.1
Myre	<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	Myrtaceae	9.3	28.8	6.5	0.9	0.6	8.2
Syte	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	Symplocaceae	0.7		0.4			0.2
Cras	<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	Lauraceae	8.5	0.9	5.1	3.5	1.0	3.6
Mymy	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae	12.9	6.8	0.4		13.5	6.4
Mylo	<i>Myrsine lorentziana</i> Mez. Arechav.	Myrsinaceae	3.6	1.2	0.5	2.7	2.4	2.0
Ilpa	<i>Ilex paraguayensis</i> A. St-Hil.	Aquifoliaceae	1.7	3.6	5.9	1.1	1.2	2.8
Negr	<i>Nectandra grandiflora</i> Ness & C.Mart ex Ness	Lauraceae	2.6	0.6	2.6	3.9		2.0
Myox	<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D. Legrand & Kausel	Myrtaceae	0.6		0.4		1.0	0.4
Xips	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	Flacourtiaceae	0.6		0.4		1.3	0.2
Mymi	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	Myrtaceae	1.7	3.3	2.3	1.1		1.6
Prse	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Rosaceae	0.7		2.1	0.6		0.8
Late	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae	0.7	0.7	7.3	0.5		2.1
Ocin	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Lauraceae	0.8		5.5	8.1	1.0	3.4
Lau1	Lauraceae – Morphosp. 1	Lauraceae		4.6	1.3	0.6		1.2
Zarh	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae		0.6	0.4			0.5
Inle	<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	Fabaceae		1.3	0.9	0.5		0.6
Occo	<i>Ocotea corimbosa</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae		0.6	1.1			0.4
Cefi	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae		1.5	2.5	1.1		1.1
Dafa	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevlng	Thymeliaceae		3.7	1.3	3.1	8.8	3.5
Wepa	<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	Cunoniaceae		1.8	5.6			1.6
Neme	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae		0.7	0.5		3.1	0.9
Heit	<i>Hexachlamys itatiaiensis</i> Mattos	Myrtaceae		2.2	0.9	6.1	4.9	2.9
Cigl	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Lauraceae		0.7	0.7	4.3	5.3	2.5
Tise	<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	Melastomataceae		0.7	8.3		0.7	2.3
Eups	<i>Eugenia psidiiflora</i> O. Berg	Myrtaceae		1.2	3.2	10.3	3.1	3.8
Piax	<i>Piptocarpha axilaris</i> (Less.) Baker	Asteraceae			4.4			1.0
Sova	<i>Solanum variabile</i> Mart.	Solanaceae			0.4			0.1
Cade	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Flacourtiaceae			1.8	4.3		1.3
Myfl	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Myrtaceae			2.7	0.6	1.4	1.0
Myol	<i>Myrcia oligantha</i> O. Berg	Myrtaceae			0.4	0.5	0.5	0.3
Caca	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae			13.6	24.7	14.7	11.9
Cuve	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Meliaceae			0.4	0.5	1.4	0.5
Robr	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Proteaceae			0.6	0.6	2.7	0.8
Cagr	<i>Calyptanthes grandifolia</i> O.Berg	Myrtaceae			1.8	6.7	4.6	2.8
Mael	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae			0.4	4.2	3.6	1.8
Invi	<i>Inga cf. virescens</i> Benth.	Fabaceae				0.8	2.2	0.6
Eupl	<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Myrtaceae				0.5	0.9	0.3
Eush	<i>Eugenia schuechiana</i> O. Berg	Myrtaceae				1.0	1.0	0.4
Mese	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	Sabiaceae				1.8	1.0	0.6
Lau2	Lauraceae – Morphosp. 2	Lauraceae				0.8		0.2
Moel	<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	Monimiaceae				0.6		0.1
Mypu	<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	Myrtaceae				1.0		0.2
Myco	<i>Myrsine cf. coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem. & Schult.	Myrsinaceae				0.8		0.2
Nd	NI	-				0.5		0.1
Dasp	<i>Dasiphylllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	Asteraceae					6.7	1.4
Erfa	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Fabaceae					1.0	0.2
Eura	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	Myrtaceae					0.6	0.1
Heom	<i>Hennecartia omphalandra</i> Poiss.	Monimiaceae					0.5	0.1
Mayt	<i>Maytenus</i> sp.	Celastraceae					0.6	0.1
Myov	<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O. Berg	Myrtaceae					1.0	0.2
Soll	Solanaceae – Morphosp. 1	Solanaceae					0.5	0.1
Vesp	<i>Vernonia</i> sp.	Asteraceae					3.4	0.7
Sosa	<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Solanaceae					0.5	0.1



**Figure 3.2:** Vegetation profile diagrams (10m x 50 m, except site B1= 10m x 60m) of five sites based on phytosociological survey, see text. Labels of species are presented in the Table 3.2. Myeu: *Myrceugenia euosma* (O.Berg) D. Legrand; Myre: *Myrcia retorta* Cambess.; Caca: *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.

Conti. next page.



**Figure 3.2:** cont. Vegetation profile diagrams (10m x 50 m), see text. Labels of species are presented in the Table 3.2. Caca: *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.



The compilation of 13 structural-floristic phytosociological studies from northeastern Rio Grande do Sul and southeastern Santa Catarina is presented in Figure 3.3. Some of the most important species found in the present study were also found in these studies to have higher IV according to forests types (e.g. *A. angustifolia*, *M. euosma*, *I. microdonta* for mixed and cloudy forests and *C. canjerana* for montane and secondary submontane dense forests). Clearly, the submontane Dense Rainforests is different by the high important species, such as *Euterpe edulis*.

**Figure 3.3** In next page

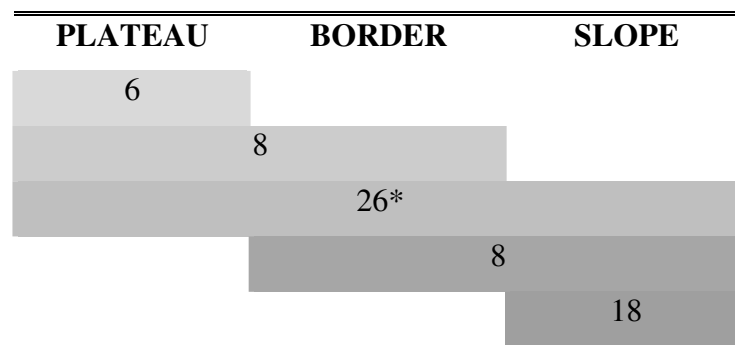
**Figure 3.3:** Bibliographic compilation of five trees species with local higher importance value of local sites from Cloud Forests (N), Mixed (M) and Dense (D) Rainforests, including the present work. The database are phytosociological studies from Rio Grande do Sul and south Santa Catarina States, Brazil. All studies sampling on fixed area and arboreal components of at least 10 cm of diameter at breast height (DBH). \*At least 5cm of the DBH. Legends of sites are indicates by Municipalities: N1: Urubici (Falkenberg 2003); N2: Bom Jardim da Serra (Falkenberg 2003); N3: Cambará do Sul (Vaccaro 1997); M1: Esmeralda (Jarenkow & Baptista 1985); M2: Nova Prata (Nascimento *et al.* 2000); M3: Cambará do Sul (Vaccaro 1997); M4: Cambará do Sul (Vaccaro 1997); M5: Cambará do Sul (Vaccaro 1997); the present studied sites of the São Francisco Paula, respectively, P3, P2, B1, E4, E5 and MC, that is the all sites; D1: Riozinho (Brack 2002); D2: Maquiné (Sevegnani 1995); D3: Maquiné (Brack 2002); D4: Morrinhos do Sul (Jarenkow 1994); D5: Orleans, SC (Cittadini-Zanette 1995).

Localities	N1	N2	N3	M1*	M2	M3	M4	M5	P3	P2	B1	E4	E5	MC	D1	D2*	D3	D4	D5
Altitude a.s.l. (m)	1710	1400	1000	900	-	1000	1000	1000	900-	920	880-	850	830-	830-	830	15-	140-	460	256-
									920		910		850	920		450	170		282
<i>Ilex microdonta</i>		X	X						X										
<i>Weinmannia paullinifolia</i>		X	X																
<i>Crinodendron brasiliense</i>	X																		
<i>Drimys angustifolia</i>	X																		
<i>Eugenia psidiiflora</i>			X									X		X					
<i>Maytenus boaria</i>	X																		
<i>Myrceugenia alpigena</i>		X																	
<i>Myrceugenia regnelliana</i>	X																		
<i>Myrsine acuminata</i>			X																
<i>Weinmannia humilis</i>	X																		
<i>Siphoneugenia reitzii</i>		X	X			X	X	X											
<i>Ocotea pulchella</i>		X				X	X												
<i>Araucaria angustifolia</i>				X	X	X	X	X	X	X									
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>				X			X												
<i>Drimys brasiliensis</i>								X		X									
<i>Myrceugenia euosma</i>								X	X										
<i>Cletra scabra</i>						X													
<i>Ilex sp.</i>					X														
<i>Lithraea brasiliensis</i>					X														
<i>Myrceugenia cucullata</i>							X												
<i>Ocotea sp</i>						X													
<i>Sapium glandulatum</i>										X									
<i>Schinus terebenthifolius</i>					X														
<i>Sebastiania brasiliensis</i>				X															
<i>Sebastiania klotzchiana</i>				X															
<i>Symplocos uniflora</i>								X											
<i>Myrcia retorta</i>									X	X	X			X					
<i>Myrceugenia myrcioides</i>									X	X			X	X					
<i>Sloanea monosperma</i>				X												X			
<i>Ilex brevicuspis</i>					X														X
<i>Ilex paraguariensis</i>											X								
<i>Lamanonia ternata</i>											X								
<i>Tibuochina sellowiana</i>											X								
<i>Cabralea canjerana</i>											X	X	X	X	X		X		X
<i>Euterpe edulis</i>																X	X	X	X
<i>Casearia sylvestris</i>																X			X
<i>Guapira opposita</i>																	X	X	
<i>Alchornea triplinervia</i>																X		X	
<i>Aspidosperma parvifolium</i>																		X	
<i>Calyptanthes grandifolia</i>												X							
<i>Chrysophyllum viride</i>															X				
<i>Cinamomum glaziovii</i>													X						
<i>Daphnopsis fasciculata</i>													X						
<i>Dasiphylllum spinescens</i>													X						
<i>Hexachlamys itatiaensis</i>												X							
<i>Lonchocarpus guilleminianum</i>																			X
<i>Nectandra megapotamica</i>															X				
<i>Ocotea catharinensis</i>																		X	
<i>Ocotea indecora</i>												X							
<i>Sorocea bonplandii</i>															X				
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>																X			
<i>Trichilia claussenii</i>																	X		
<i>Virola bicuhyba</i>																	X		
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>														X	X				

Figure 3.3: Legend above

### 3.3.4 Distribution of species richness on the physiographic gradient

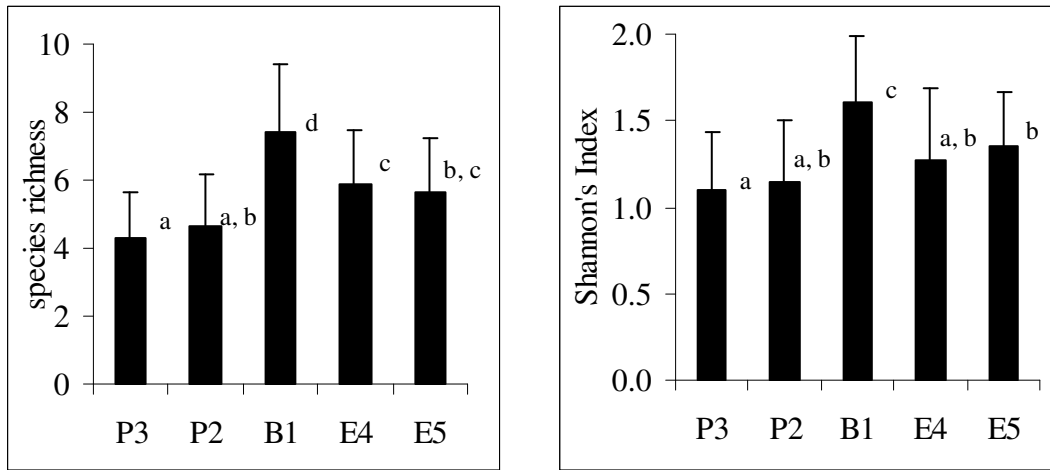
The distribution of species by categorical sites, ranging from plateau to slopes sites, formed the pattern illustrated in Figure 3.4. Only 6 species (9.1%) were exclusive on the plateau and 18 species on the slopes (27.3%). There was a symmetric number of species (8), which were distributed from the Plateau and the Slopes to the Border. The distribution of the species number was 21.2% for the Plateau and 39.4% for the Slopes; 39.4% were indifferent. The latter species were widely distributed among sites and included those exclusive to the Border's site.



**Figure 3.4:** Schematic species richness represented by categorical preferential tree species distribution range from Plateau, Border, and Slope for the total of 66 species. Preferential distribution range referred to at least 65% of the abundance of each species. \*including two species with exclusive occurrence on the border.

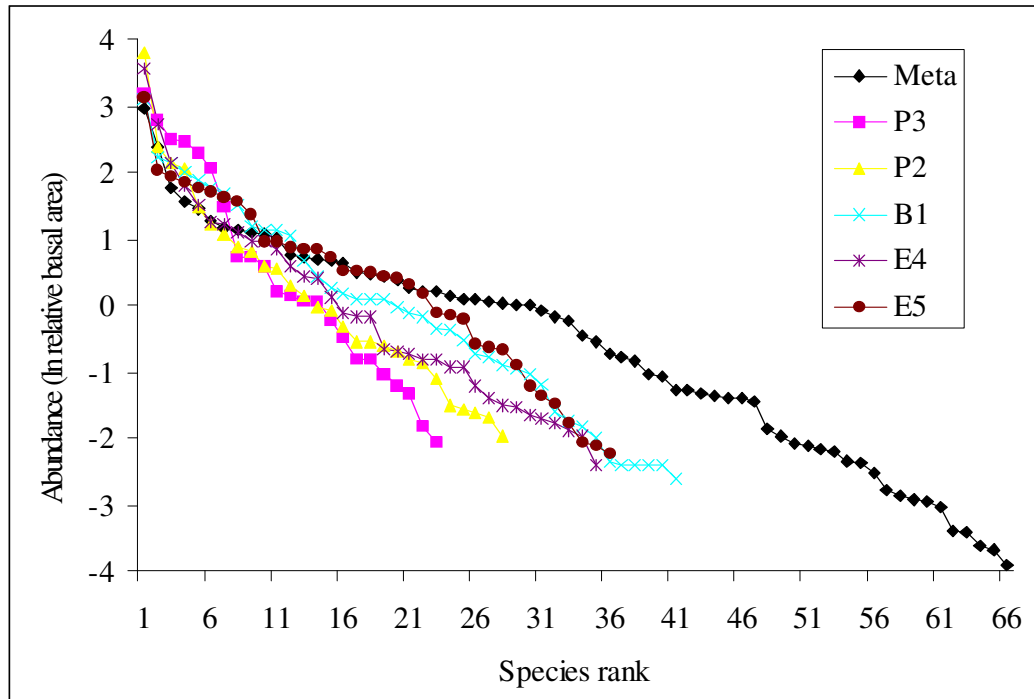
### 3.3.5 $\alpha$ -diversity

At all sites, species density average was 5.6 (number of spp./100 m<sup>2</sup>), range 2 to 11 (Fig. 3.5). Average Shannon's diversity index was 1.3 (nats stem basal area/100 m<sup>2</sup>) reach 0.23 to 2.1. The species density and specific diversity on the Slope's sites were greater than the Plateau's sites. The border site had greater average species density than all other sites (randomization  $p < 0.05$ ). However, the evenness index did not differ among sites; the range was 0.34 to 0.96, with an average of 0.77 (data do not show).



**Figure 3.5:** Left: species density (species richness/100 m<sup>2</sup>) and right: Shannon's diversity index (nats stem basal area/100m<sup>2</sup>) for Plateau's sites P3 and P2, Border's site B1, Slope's sites E4 and E5 (each site n=21). Statistical significance among sites indicated by the same letters did not differ (Randomization,  $P < 0.05$ , Multiv; Pillar, 2001).

The species dominance patterns of the five study sites and the meta-community were described by the curves of relative species abundance (Fig. 3.6). The created curves were basically S-shaped for the meta-community, but illustrated distinct patterns among sites. Curves of the Plateau sites were steeper, while those of the slopes and border were shallower. Between these two patterns, the major difference was the richness component. The meta-community, as expected, showed lower dominance and higher richness as compared with the single sites.



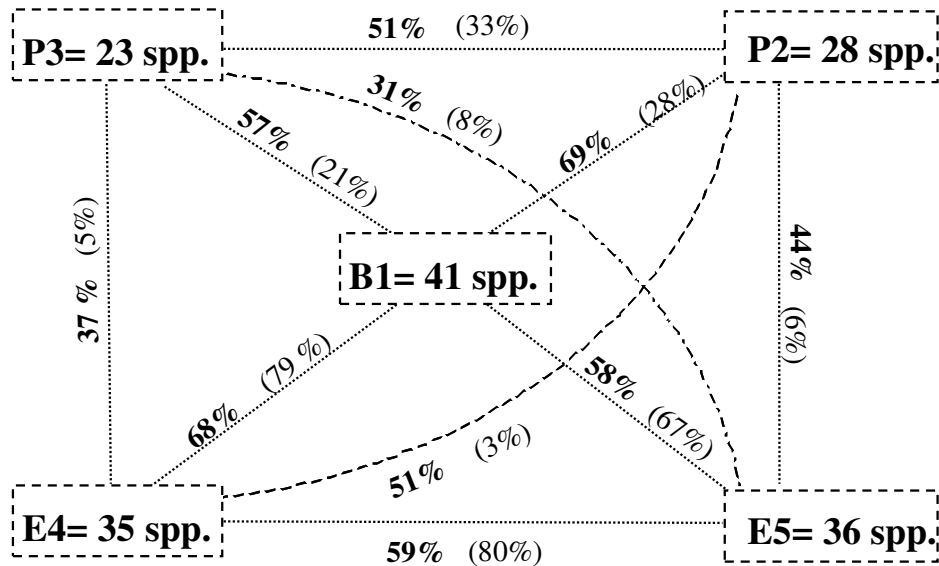
**Figure 3.6:** Pattern of species dominance distribution are ranked by the relative abundance (%) from most common to most rare for each community (study sites) and for the set of communities (meta-community). The species abundance was created considering the basal area. The relative abundance (%) was ln-transformed on the y-axis.

### 3.3.6 $\beta$ -diversity

Figure 3.7 showed relative floristic and floristic-structural similarity among the local communities. The most conspicuous feature was the equivalent highest similarity of site B1 (both Plateau and Slopes sites) when evaluated by Sørensen's Index ( $S_{\emptyset}$ ). The lowest similarity values were found for site P3 compared with the slopes' sites. For the Meta-community, average  $S_{\emptyset}$  calculated value was 52%.

The differentiation between slopes (E4, E5) and border (B1) communities to those of the Plateau (P3, P2) by the Index of Morisita-Horn ( $S_{MH}$ ) was more striking than those calculated by the Sørensen' Similarity Index ( $S_{\emptyset}$ ). The higher floristic-structural dissimilarity when compare with only floristic data reflected the highest variance in the local species dominance of the plateau and slopes. The high overlap species distributions reflected floristic mixture by increased qualitative similarity index values. The two Plateau sites showed

relatively low similarity (33%). Both Plateau sites, compared with those of the slopes, had extremely low similarity values (3% to 8%). The Slopes sites showed the highest similarity between them (80%).



**Figure 3.7:** Schematic diagram showing lines that represent percentage values of Sørensen (% **bold**) and Morisita-Horn (in brackets) similarity indexes between the five tree local communities (number of species: spp.). P3 and P2: plateau sites; B1: border site and E4 and E5: slope sites from CPCN Pró-Mata.

For the synthesis of Similarity Indexes ( $S_{\emptyset}$ ) results, considering 50% as critical value, the floristic differentiation among sites appeared as a typical gradient of the continuum distribution as an ecocline (Fig. 3.8).

Floristic gradient ( $S_{\emptyset}$ )	Floristic-abundance ( $S_{MH}$ )
P3 $\cong$ P2 $\cong$ B1	(P3) $\neq$ (P2) $\neq$ (B1 $\cong$ E4 $\cong$ E5)
P2 $\cong$ B1 $\cong$ E4	
B1 $\cong$ E4 $\cong$ E5	

**Figure 3.8:** Schematic differentiation among community's pattern in transition zone obtained by Sørensen ( $S_{\emptyset}$ ) and Morisita-Horn ( $S_{MH}$ ) similarity indexes among five tree local communities from a transition zone on southern Brazil. P3 and P2: plateau's sites; B1: border's site and E4 and E5: slope's sites.

The gradient formed by species abundance demonstrated differences within Plateau's sites, being much more differentiated than those of the Border and Slope, thus indicating discrete communities.

The average  $D_\beta$  as expressed by average dissimilarity was 48% for floristic and 67% for floristic-abundance criteria with  $S_\emptyset$  and  $S_{MH}$  values, respectively. The floristic  $D_\beta$  as calculated by additive partition with species richness data was 49.4%. This beta-diversity value of additive richness metrics obtained evidenced equivalent results for floristic composition ( $S_\emptyset$ ), indicating moderate overlap species composition between sites, but when abundance ( $S_{MH}$ ) was used, more pronounced difference between Plateau and Slopes emerged.

### 3.4 DISCUSSION

The coexistence of floristic elements of distinct phytoecological regions, mostly those distributed over Meridional Brazilian Plateau and their slopes and oriental valleys, forms a complex ecological transition zone over the physiographic changes, influenced by altitudinal gradients and anthropic influences.

The differences of the collective physical tree structures among sites demonstrated a certain gradualism, but one not clearly related to physiographic features (slope vs. plateau). One important factor to consider is that past human activities have left strong marks on whole region. The secondary vegetation character emerges as a mosaic of patches specially inferred from the species identity, which are typically early secondary (*Tibouchina sellowiana*, *Myrsine lorentziana*, *Vernonia discolor*, *Piptocarpha axillaris*, *Mimosa scabrela*, *Sapium glandulatum*, *Solanum* spp.).

The first indication of influences from broad regional floristic on the local studied context is the relative participation of Myrtaceae's species, which is the family with the

highest specific richness. This corresponds to the patterns already registered for the state of Rio Grande do Sul (Reitz *et al.* 1983). Moreover, Myrtaceae represents the richer family in many phyto-sociological studies in South Brazilian Dense (Leite 2002) and Mixed Rainforests (Silva *et al.* 1998, Silva *et al.* 1997, Vaccaro 1997, Negrelle & Silva 1992, Galvão *et al.* 1989, Jarenkow 1985, Klein 1985, Rambo 1949).

Registers of Brazilian Atlantic Forest call attention to gradual variations in relative importance of some families according to altitude changes (Oliveira-Filho & Fontes 2000). The high abundance of Asteraceae, Melastomaceae, Solanaceae is also one of the typical characteristics of Brazilian Atlantic montane flora, as well as Andean and Central American forests (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Gentry 1995). Several families described as typical tropical elements, such as Moraceae and Palmae, are not represented in the present transition zone, opposite to Meliaceae.

In the transitional zone, the plateau's communities are similar to those from the Mixed Rainforests, considering their regional species composition and abundance. For example, *A. angustifolia*, *D. brasiliensis*, *M. euosma*, *Vernonia discolor*, *Mimosa scabrella*, *Podocarpus lamberti*, *M. retorta*, *Siphoneugenia reitzii*, *Inga lentiscifolia*, as well as *Berberis laurina* and *Piptocarpha angustifolia*, verified outside the sampling. The frequency and abundance of accompanying species of *A. angustifolia* may strongly vary among localities (Leite 2002, Neto 2002, Nascimento *et al.* 2000, Jarenkow & Baptista 1985, Klein 1960).

The forests close to the plateau's border comprise a narrow strip between the canyons and grassland areas, possessing small stature vegetation and low tree species richness. The composition and abundance of these forests are similar to the 'small forest islands' (Machado 2004) and continuous Mixed Forests (Oliveira & Pillar 2004, Vaccaro 1997). Floristically comparable vegetation conditions are commonly denominated "Cloud Forests", abundant in the northeastern region of Rio Grande do Sul, southwestern Santa Catarina (Falkenberg 2003) and Paraná (Roderjan 1994), where *M. euosma*, *I. microdonta*, and *S. reitzii* are characteristic.



However, Mixed Rainforests are distinguished from the typical cloudy forests due to the prominent presence of *A. angustifolia* (Falkenberg 2003). Rambo (1956) suggest that the oriental plateau border of south and southeastern Brazil should be a original focus of new species, pointing out 15 species, including *S. reitzii*. Other restricted species to this special region, *Hexachlamys itatiaiensis* and *Myrcia retorta*, denote this particular vegetation (Sobral 2003). Corroborating this, Schilthuizen (2000) affirms that the ecotones are natural laboratories where evolutionary forces and barriers to gene exchange can be studied, and sometimes can be areas where new species evolve.

The regional richness pattern in southern Brazil reveals that the Dense Forest has two times more species than the Mixed Forest (Leite 2002). The greater tree species richness on the slopes' sites is evidence that distinguishes them from plateau sites, forming the trends of decline with the altitudinal increment (Falkenberg 2003, Brack 2002, Leite 2002, Nascimento *et al.* 2000, Vaccaro 1997, Cittadini-Zanette 1995, Jarenkow 1994, Jarenkow & Baptista 1985). In the studied transitional zone, the local communities of plateau and slope trends to a gradient for  $\alpha$ -diversity descriptors. The border's community possesses notably higher diversity values, thus becoming a special ecological segment in this transition zone.

The mix of Plateau and Slope's elements plays a dual character; it depends on the descriptor considered, floristic or floristic-abundance. The floristic overlapping denotes a continuum transition while the floristic-abundance suggests discrete communities along the physiographic gradient. This results in lower  $\beta$ -diversity with continuous high overlap among species, if the used index was only compositional (presence and absence), corroborating the ideas of the Oliveira-Filho and Fontes (2000) about the floristic gradient character of the Brazilian Atlantic Forest (*lato sensu*).

The  $\beta$ -diversity analyzed produces comparable examples to those given by Brack (2002), considering Dense, Mixed Rainforests and Seasonal Forests contacts; and by Oliveira-Filho & Fontes (2000) discussing patterns among Dense Rainforests and Semi-Deciduous

forests in southeastern Brazil. They concluded that, in the southern distribution, the higher altitude produces sharper transition between vegetations types.

The highest diversity of the border results from the interaction of ecotonal proprieties and the mosaic of regeneration phases, but the relative importance of these factors is not easily distinguishable within the present sampling design. The very concept of ecotone is controversial in many points; if it has higher richness than adjacent communities is not a consensus (Stowe *et al.* 2003, Naiman & Décamps 1997, Risser 1995, Delcourt & Delcourt 1991). Yet it is undisputed that the special condition observed in this study is strongly related to the more pronounced local changes on physiographic features.

An interesting aspect of the ecotonal proprieties is the elemental infiltration from Dense Rainforest wandering inside the Mixed Rainforest (Rambo 1961). This fact was observed in the present study for many species, e.g. *M. myrcioides*, verified by Veloso & Klein (1968) as the small tree sometimes dominating middle strata inside the forest on the slopes of the Dense Rainforest in southern Santa Catarina State.

One strong tropical characteristic of the southeastern Serra Geral slopes is the dominance of *C. canjerana*. This neotropical species has a wide distribution with occurrence in many vegetation types from Costa Rica to Brazil (Klein 1984), but normally with local low abundance. On the other hand, the arboreal taxa from Mixed Rainforest reveals a character with temperate climatic affiliation (Rambo 1956). The strong logging pressure over *Araucaria* forest in the last century and the extinction of many populations have influenced the relative presence of some elements. It is possible that on the plateau the temperate flora had a greater contribution in the past (Hueck 1972).

The principal explanation for the contrast between tropical and temperate floristic distribution may be low temperatures, which those temperate elements have adaptations to cold winter that are an evolutionary outcome (Larcher 1986). The average minimal absolute temperature can be one of the main environmental limitations to distinguish the forest types in

the latitudinal and altitudinal zones (Delcourt & Delcourt 1991). Rambo (1961) mentioned that occasional frosts have been an important 'limiting factor' restraining geographic species' distribution among those of the Dense Forest. Furthermore, other meteorological differentiation also occur with increased altitude in tropical mountains; Jones (1992) affirms 'rising elevation also decreases atmospheric pressure, increases solar radiation, accelerates air mass, promotes higher cloudiness, and boosts rainfall'. But it is also important to consider that special edaphic conditions in the upper wet montane forests play a direct role in plant selectivity, more than has been indicated (Ashton 2003).

The presence of some woody species on upper montane in open or relatively uncrowned space at lower altitudes implies that temperature, directly and indirectly, plays only a limited part in restricting their distribution. On the other hand, tropical lowland species almost never survive at high altitude, at least as a pioneer. This evidence implies that competitive exclusion is important for many cases (Ashton 2003). It is clear that abundant plateau tree species are absent or not frequent in shadow forests on the slopes. While the opposite situation frequently occurs, many young plants of some abundant species of the slopes grow inside the plateau forests in this transition zone. The Dense Rainforests elements are expanding inside the Mixed Rainforest through the contact zone. In fact, because species may be at the limits of their tolerance in these transitional zones, characteristics of ecotones may be especially sensitive to environmental change; hence, they are dynamic and changes in their location can be used as indicators of environmental changes (Fortin *et al.* 2000).

### **3.5 CONCLUSIONS**

Anthropogenic disturbance makes it difficult to perceive the original differences of the trees' physical structure between forests of the plateau and slopes. It is difficult to distinguish

the successional phases because they are frequently not products of the integral vegetation cutting.

An important revealed pattern in this contact zone is the distributional ranges of the species which tend to have a continuous spatial overlap, forming a gradient between the plateau (Mixed Forest) and the upper slope tree communities (Dense Forest).

Coexistence patterns were distinct among sites, which are related to regional influences reflected on the two main physiographic features. The slope forests undoubtedly share many floristic characteristics with Dense Rainforests, which have tropical affinities, detected by tree species distribution. The forests from the plateau have intimate affiliation with Mixed Rainforest, which can be considered as part of the Brazilian Atlantic Forest (sensu lato) due to floristic gradient and to the strong presence of montane tropical floristic elements.

The greatest richness on the slopes' sites distinguishes them from plateau sites, due to the presence of many more species with low abundance on the slopes. The Shannon's diversity index of the slopes' community only reflected a slight trend to be higher than plateau's communities. The dominance component (evenness) was very similar among sites, indicating convergence influences to form a local and, perhaps, a regional diversity pattern.

The differentiation between slopes and border communities compared to those of the plateau,  $\beta$ -diversity, was more striking when considering abundance data (Morisita-Horn) as opposed to compositional data (Index of Sørensen), because of the differential distributions of the dominant species. The two plateau sites showed relatively high  $\beta$ -diversity, due to their successional character as pioneers over the grasslands and to their higher anthropic disturbance when compared with slopes.

The ecotone character emerged over the physical transition located at the border of the escarpment, forming a more restricted zone between plateau and slope and showing a community with the highest species richness and diversity  $H'$ . With a stronger species

composition overlap from both adjacent vegetations types, an ecotone can be characterized inside the defined regional transitional zone, and may be considered as an ecotone on a larger scale. Furthermore, the occurrence of tree species with distribution restricted to this transitional zone makes it a special ecosystem, a regional ecotone with emergent proprieties throughout its particular history. To validate this tendency, suitable studies with a multiscale approach are necessary.

Given the great importance of Myrtaceae in this region, and perhaps in most locations of the Mixed and Dense Brazilian Atlantic Rainforest, the determination of the family's members, and also Lauraceae, must become one of the priorities for future research.

## 4. TIPOS DE COMUNIDADES ARBÓREAS EM FLORESTAS MONTANAS: DIVERSIDADE, ESPÉCIES INDICADORAS, PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA E FERTILIDADE DO SOLO

---

---

### RESUMO

Este trabalho objetiva responder se há grupos detectáveis de espécies arbóreas em diferentes escalas, se há espécies indicadoras destes grupos e o quanto estes diferem nos atributos: diversidade específica, fertilidade do solo e produtividade primária. Foram amostradas comunidades arbóreas (com no mínimo 10 cm DAP) em uma zona de contato entre duas regiões fitoecológicas no sul do Domínio da Floresta Atlântica Brasileira (29°26'17" a 29°34'42" S e 50°08'14" a 50°14'18" O, 840 a 920 m a.n.m.). Cinco sítios (100 x 100 m) foram selecionados, dos quais dois localizados no planalto, dois na porção superior das encostas e um estritamente na borda do planalto com a encosta. Dentro de cada sítio 20 unidades amostrais circulares (100 m<sup>2</sup> cada) foram distribuídas sistematicamente distanciadas entre 15 e 20 m. As análises de ordenação e cluster foram aplicadas para distinguir os tipos de comunidades utilizando-se dois tamanhos de unidades amostrais (100 m<sup>2</sup>) e da reunião destas (500m<sup>2</sup>), resultando, respectivamente, em 100 e 20 unidades amostrais. Com unidades de 500 m<sup>2</sup>, surgiram padrões apontando a existência de dois principais tipos de vegetação (planalto e encosta) relacionados aos padrões fito-ecológicos regionais, sendo as espécies indicadoras das comunidades da encosta: *Cabralea canjerana*, *Calyptanthes grandifolia*, *Eugenia psidiiflora* e do planalto *Myrcia retorta*, *Drimys brasiliensis*, *Araucaria angustifolia* e *Ilex microdonta*. Os dois principais grupos diferem quanto à riqueza específica e área basal, mas não quanto ao índice de diversidade de Shannon e de Equabilidade. Os subgrupos foram relacionados às condições particulares do mosaico sucessional. O subgrupo indicado por *Dasiphylum spinescens* destaca-se quanto à maior fertilidade do solo, reflexo de uma litologia e topografia especial. A produção de serrapilheira anual foi similar em todos os tipos de comunidades e apresenta um valor médio equivalente ao das florestas do Sul e Sudeste do Brasil e Amazônicas. Assim, os tipos de comunidades estatisticamente definidos refletem hierarquicamente afinidades fito-ecológicas regionais e condições ecológicas particulares.

**Palavras-chave:** Floresta montana pluvial, tropical, subtropical, análise de espécies indicadoras, análise de ordenação e agrupamento, fertilidade do solo, produção de serrapilheira, diversidade, ecótono.

## ABSTRACT

This work aimed to answer if, in the contact zone among two phyto-ecological regions of the Southern Brazilian Atlantic Rainforest Domain (29°26'17" a 29°34'42" S e 50°08'14" a 50°14'18" O, 840 a 920 m a.n.m.), exists arboreal species groups, indicator species from these groups, and how strong are the difference for specific diversity attributes, soil fertility (nutrient availability and the primary productivity (as indicated by litterfall)). The study was carried out at CPCN Pró-Mata, a research center located on the southeastern border of the Brazilian Plateau (29°30'S; 50°11'W). Five blocks of 100 x 100m (two plateau sites, two slope sites, and one plateau-slope site) were selected according to physiographical types. In each block the trees (DBH>10cm) were measured and determined. The ordination and cluster analyses were used to distinguish the community types using two sized sample units (100 m<sup>2</sup>) and nested them (500m<sup>2</sup>), resulting, respectively, in 100 and 20 sample units. Using the small sample units resulted in fuzzy patterns, for the other hand, using nested sample shown interpretable patterns. The two main vegetation types, from plateau and slopes, respectively, indicated the broader regional floristic affinities its influence on species richness. The sub-groups reflected more recent local historical-ecological processes, mainly identified as anthropic disturbance regime, from early to old forest.. The Indicator Species Analysis was very responsive to the present objective helping to define the best indicative species and ecological context. From the two main groups significant strong indicator values were to the groups from slope *Cabralea canjerana*, *Calyptrocalyx grandifolia*, *Eugenia psidiiflora* and from plateau *Myrcia retorta*, *Drimys brasiliensis*, *Araucaria angustifolia* and *Ilex microdonta*. The former was subdividing in two sub-groups and the latter in three, which are predominantly explained by disturbance regime. Shannon' diversity and Evenness Indexes do not differ among groups. Species richness and stem basal area differed between groups. Soils differ significantly only for one group, indicated by *Dasiphellum spinescens* differentiated by special topographic condition and lithologic origin. The annual litterfall of these forests were equivalent and they are according to register for average of the South and Southeast Brazilian tropical forests. Then, communities types statistically defined reflect hierarchically phytoecological regional affinities and particular ecological conditions.

**Key words:** Tropical, subtropical, montane rainforest, ordination, cluster analyses, Indicator species analyses, soil fertility, litterfall, primary productivity, forests, diversity, ecotone

## 4.1 INTRODUÇÃO

No status atual do conhecimento da biodiversidade emerge um paradigma no que diz respeito ao seu papel nos processos ecossistêmicos (Heywood & Watson 1995). Até então entendida como mais um dos componentes controlados pelo ecossistema, a noção do papel da biota evolui para um fator controlador do funcionamento do ecossistema. Esta nova abordagem revaloriza os estudos sobre comunidade biótica, que deixa de ser apenas mais uma consequência para ser considerada agente e construtora do ecossistema (Jones & Lawton 1995).

O reconhecimento de tipos de comunidades vegetais é fundamental para o zoneamento (ecológico-econômico) de ecossistemas terrestres. No entanto, a avaliação e classificação de unidades ou segmentos ecossistêmicos representados pela vegetação dependem muito das técnicas do delineamento amostral, especialmente da escala e das ferramentas analíticas e da natureza de variação dos atributos selecionados (Willis & Whittaker 2002, Palmer and White 1994, Levin 1992, Legendre & Fortin 1989). A maioria destas técnicas se divide em duas principais categorias: classificação (ou agrupamento) e ordenação, que são abordagens complementares (Legendre & Legendre 1983). A considerável variação florística, em florestas tropicais, dificulta a classificação da vegetação, mesmo utilizando-se de métodos multivariados.

Evidências indicam que em florestas tropicais úmidas a maioria das espécies arbóreas ocorre em um amplo espectro de condições ambientais (Wright 1996, Welden *et al.* 1991, Baillie *et al.* 1987, Hubbell & Foster 1986, Lieberman *et al.* 1985). Porém, a maior concentração relativa da abundância de certas espécies a um tipo de ambiente ou comunidade indica que há certa diferenciação nos processos ecossistêmicos, revelado pelo grau de especificidade das espécies. Exemplos são a heliofilia, que se traduz na maior exigência de luminosidade das plantas em todo o ciclo de vida (Brokaw 1987), e a seletividade a condições edáficas extremas (Denslow 1980, Ricklefs 1977, Ashton 1993, 1969). A detecção de



espécies indicadoras de diferentes padrões de organização das comunidades contribui para a avaliação dos processos ecológicos envolvidos (Salovaara *et al.* 2004).

Sem dúvida, a quantificação da riqueza e da abundância relativa das espécies compõe a base do cálculo da diversidade específica das comunidades. Contudo, além do número de espécies, um componente de grande importância na diferenciação ecológica das comunidades é a identidade das espécies, muitas vezes desconsiderada nas análises de biodiversidade. Diferenças na composição de espécies podem influenciar vários aspectos da dinâmica dos ecossistemas, especialmente aquelas espécies-chave ou dominantes (Wright 1996, Terborgh 1986, Paine 1966). As espécies arbóreas podem influenciar algumas características ecológicas das florestas, por exemplo, a qualidade dos detritos produzidos, interceptação da água, evaporação na folhagem, umidade no horizonte superficial do solo e taxa de mineralização de nitrogênio (Canham & Pacala, 1995, Jones & Lawton 1995, Vitousek & Walker 1989, Pastor *et al.* 1984).

Espécies cuja presença ou abundância refletem alguma medida do caráter de um tipo de comunidade, ou hábitat, são, portanto, definidas como indicadoras (Kollmann & Fischer 2003, Stork & Samways 1995). Dufrene & Legendre (1997) propuseram um método de cálculo para avaliar quantitativamente o valor indicador das espécies para um conjunto de unidades amostrais agrupadas por diferentes critérios de classificação, frequentemente definidos *a priori* como “sítio ou hábitat local” ou por análise multivariada de agrupamento.

A partir do reconhecimento de tipos de comunidades, as relações entre os padrões de organização da biodiversidade e os processos ecossistêmicos são abordadas de muitas formas e em várias escalas (Schulze & Mooney 1993), detalhadamente em florestas tropicais (Orians *et al.* 1996) e nos campos (Kinzig *et al.* 2001), nos quais também são realizadas pesquisas experimentais por contemplar elementos bióticos de ciclo curto. Existe um crescente número de trabalhos que enfatizam as inter-relações entre os tipos de comunidades e produtividade (Bailey *et al.* 2004, Chase & Ryberg 2004, Hawkins *et al.* 2003, Curie 1991, Venevsky &

Veneskaia 2003, Chase & Leibold 2002, Waide *et al.* 1999, Naeem 1994, 1996, Latham & Ricklefs 1993 entre outros); no entanto, um consenso sobre a direção desta relação ainda não é possível. Estudos comparativos em larga escala no continente norte-americano demonstram uma forte correlação da evapotranspiração real anual com a produtividade primária e a riqueza de espécies florestais (Adams & Woodward 1989, Currie & Pasquim 1987), refletindo contrastes climáticos regionais. Entretanto, em escala mais fina, a variação da produtividade ou fertilidade do solo não corresponde tão claramente à variação da diversidade (Latham & Ricklefs 1993) e, às vezes, revela correlação negativa entre a diversidade de plantas e a produtividade primária líquida, assim como entre a diversidade e o suprimento de nutrientes no solo (Huston 1980, Ashton 1977). A diversidade de espécies de árvores apresentou-se inversamente relacionada à fertilidade do solo em florestas em Gana e na Costa Rica (Huston 1994, 1980), mas diretamente relacionada à pluviosidade (Hall & Swaine 1981, Holdrige *et al.* 1971). Em contraste, a diversidade nas florestas de Dipterocarpaceas em Borneo é maior justamente nos solos com valores intermediários de fertilidades (Ashton 1977). Destes vários trabalhos, depreende-se que a diversidade de espécies de plantas em florestas tropicais é comumente grande e varia com o ambiente abiótico, história e geografia, sendo que muitas vezes estes fatores covariam, confundindo as aparentes relações entre diversidade e processos ecossistêmicos (Wright 1996). É evidente que os estudos sobre as relações entre tipos de comunidades e processos ecossistêmicos ainda são insuficientes, devido à restrita base de dados para o estabelecimento de modelos preditivos. Outro fator restritivo é a influência oriunda dos atributos e escalas selecionados para a descrição das comunidades e das frações e aspecto espaço-temporal da PPL (Kinzig *et al.* 2001).

A idéia básica deste trabalho parte do princípio de que se existem distintas comunidades, deve haver, nestas, algum grau de diferenciação nos processos ecossistêmicos. O objetivo deste estudo foi detectar e avaliar tipos de comunidades arbóreas em uma zona de transição entre formações florestais adjacentes, representando o contato de duas regiões fitoecológicas no sul do Brasil, as Florestas Ombrófilas Montanas Mista e Densa (Leite, 2002,

Teixeira *et al.* 1986, e descrição nos Cap. 2 e 3 deste trabalho). Neste sentido buscou-se detectar, através de análises multivariadas, a existência de tipos de comunidades e suas espécies indicadoras. O foco subsequente é uma avaliação comparativa dos tipos de comunidades em relação aos atributos diversidade, fertilidade do solo e produtividade primária. Assim, este trabalho se caracteriza pela interpretação dos principais fatores que diferenciam os tipos florestais, partindo-se da correspondência entre padrões de biodiversidade e processos ecológicos.

## **4.2 MÉTODOS**

### **4.2.1 Área de estudo**

O presente estudo foi desenvolvido no Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata, Rio Grande do Sul, Brasil (29° 27' a 29° 35' S e 50° 08' a 50° 15' O), entre 840 e 920 m a.n.m. As descrições da área de estudo, bem como dos sítios, estão disponíveis nos capítulos 2 e 3 desta tese.

### **4.2.2 Levantamento da vegetação**

A comunidade arbórea foi estudada em cinco sítios de 1 ha cada, escolhidos em diferentes condições geomorfológicas incluindo a parte interna do Planalto (P3, P2), a borda do Planalto (B1) e as encostas (E4, E5). Os sítios foram selecionados baseados na distinção fitofisionômica e distribuídos numa distância de um a dois quilômetros um do outro na zona de contato entre Florestas Ombrófilas Mista e Densa.

Em cada sítio (100 x 100 m), 21 unidades amostrais (UA) circulares de 100 m<sup>2</sup> foram sistematicamente instaladas sobre uma grade de 33 x 16 m, resultando um total de 105 UAs. Foram amostradas e identificadas todas as árvores com no mínimo 10 cm de diâmetro à altura

do peito (DAP). Para descrever a abundância das espécies foi considerada a soma da área basal do tronco de cada espécie por unidade amostral.

### 4.2.3 Análise dos dados

#### 4.2.3.1 Análise multivariada

Com objetivo de revelar padrões espaciais da vegetação, foram realizadas análises exploratórias com dados quantitativos (área basal do tronco) baseadas em técnicas multivariadas de ordenação e agrupamento (Pillar 2002) considerando a matriz original (UAs de 100 m<sup>2</sup>), com 105 UAs de 100 m<sup>2</sup> e 66 espécies. As análises de ordenação e agrupamento, utilizando-se a matriz original, não originaram resultados sólidos ou facilmente explicáveis, apenas um padrão difuso. Dessa forma, as análises multivariadas foram realizadas novamente com uma matriz rearranjada para formar UAs de 500 m<sup>2</sup>, a partir da reunião das UAs de 100 m<sup>2</sup>; sendo cada sítio subdividido em 4 setores, onde as UAs de 100 m<sup>2</sup> contidas em cada setor foram agrupadas para formar uma base de dados referentes à UA de 500 m<sup>2</sup>, totalizando 20 UAs.

Para a ordenação e agrupamento das UAs foram utilizadas a Análise de Coordenadas Principais (Gower 1966) e a Variância Mínima (Orlóci 1967, Ward 1963), respectivamente. A medida de similaridade usada para os dados de vegetação foi a Distância de Corda entre UAs. A auto-reamostragem *bootstrap* foi aplicada para avaliar a estabilidade dos eixos de ordenação, a nitidez dos grupos gerados e a suficiência amostral (Pillar 1999b, 1999a; Pillar & Quadros 1998). Resumidamente, esses métodos fornecem probabilidades que permitem avaliar se os padrões observados são fortuitos ou consistentes, assim como a variação dessas probabilidades em relação ao tamanho da amostra. Os valores de probabilidade foram obtidos através de 1000 iterações de auto-reamostragem, considerando um limiar de interpretação  $P=0,1$ . No caso da avaliação da estabilidade dos eixos da ordenação, probabilidades menores do que o limiar indicam eixos estáveis (Pillar 1999b). Para a avaliação da nitidez de grupos,

probabilidades acima do limiar indicam grupos nítidos. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do aplicativo computacional Multiv (Pillar 2001).

#### 4.2.3.2 Análise de espécies indicadoras de tipos de comunidades

A análise do valor indicador das espécies reúne informações sobre a concentração relativa da abundância e a proporção da frequência de cada espécie dentro de um tipo particular e entre os tipos, produzindo um valor indicador de cada espécie para cada tipo. Os valores são avaliados estatisticamente utilizando-se a técnica de Monte Carlo, que testa a hipótese de ser ao acaso os valores indicadores verificados. Um uso sistemático de espécies indicadoras fornece uma abordagem complementar para a interpretação e classificação das florestas.

O valor indicador (ValInd) de uma espécie (Dufrene & Legendre 1997) é expresso como o produto do grau de especificidade (equação 1) e fidelidade (equação 2) das espécies, combinado num grupo particular de unidades amostrais  $j$  definidos por análise de agrupamento. Os cálculos foram elaborados com a área basal das espécies de 20 UAs de 500 m<sup>2</sup> cada, utilizando o aplicativo PC-ORD (McCune & Mefford 1999).

A especificidade da espécie ( $S_i$ ) foi calculada por:

$$S_i = BA_{ij} / \sum BA_{ij} \quad \text{(equação 1)}$$

onde,

$i$  = espécie  $i$

$j$  = espécie  $j$

$BA_{ij}$  = área basal média da espécie  $i$  no grupo  $j$

$$\text{Fidelidade} = N \text{ grupos}_{ij} / N \text{ grupos}_j \quad \text{(equação 2)}$$

onde,

$N \text{ grupos}_{ij}$  = número de UAs no sítio  $j$  onde a espécie  $i$  está presente

$N \text{ grupos}_j$  = número total de UAs no sítio  $j$

O ValInd e o máximo valor indicador  $ij$  ( $\text{ValInd}_{\max ij}$ ) foram calculados da seguinte forma:

$$\text{ValInd} = S_{ij} * (N \text{ grupos}_{ij} / N \text{ grupos}_j) * 100 \quad \text{(equação 3)}$$

$$(\text{ValInd}_{\max ij}) = \text{species ValInd}_{\max j} \quad \text{(equação 4)}$$

$\text{ValInd}_{\max ij}$  foi avaliado pelo método estatístico de reamostragem Monte Carlo, onde a hipótese nula é que  $\text{ValInd}_{\max}$  não é maior do que seria esperado pelo acaso, i.e. que a espécie não tem valor indicador.

#### 4.2.3.3 *Diversidade específica*

Nos cálculos de diversidade foram considerados como descritores de abundância das espécies nas comunidades as medidas de área basal total dos troncos. A diversidade específica foi avaliada para cada grupo, definido pela análise de agrupamento. A riqueza de espécies e os índices de diversidade específica de Shannon (H') e Equabilidade (J) foram calculados para cada UAs de 100 m<sup>2</sup>.

#### 4.2.3.4 *Solo*

A fertilidade do solo foi avaliada para indicar condições de disponibilidade de nutrientes para a comunidade arbórea e, concomitantemente, para indicar os efeitos desta sobre o solo. Assim, a amostragem foi realizada em 70 das UAs de vegetação: 12 UAs no B1, 20 no P2, 13 no P2, 13 no E4 e 12 no E5. As amostras de solo foram coletadas considerando-se somente os primeiros 10 cm de profundidade. A serrapilheira superficial foi desprezada. Para as análises químicas do solo, foi coletada uma amostra composta de seis subamostras para cada UA de vegetação. As amostras foram analisadas no Laboratório de Análise de Solos

da Universidade Federal do Rio Grande do Sul para a detecção das concentrações de cálcio e magnésio trocáveis ( $\text{cmol}/\text{dm}^3$ ), potássio e fósforo disponíveis ( $\text{mg}/\text{dm}^3$ ), bem como da capacidade de troca catiônica (CTC  $\text{cmol}/\text{dm}^3$ ), saturação de bases, alumínio (%) e pH. Os métodos são descritos em Tedesco *et al.* (1995).

#### 4.2.3.5 Produção de serrapilheira

Uma das principais vias em que ocorre fluxos conjuntos de energia, matéria orgânica e nutrientes minerais da vegetação para o solo é denominada de produção de serrapilheira (PS) (Proctor 1983, Clark *et al.* 2001, Vogt *et al.* 1986, Bray & Gorham 1964). Esta provém, em sua maior parte, da queda de folhas, galhos e órgãos reprodutivos das árvores, e constitui uma parte substancial da produtividade primária líquida (PPL) de uma floresta, contribuindo para a formação da camada orgânica na superfície do solo. Dada a dificuldade de se quantificar com razoável precisão os componentes da PPL e para facilitar a comparação dos resultados (Proctor *et al.* 1988), a quantificação da produção de serrapilheira torna-se um conveniente indicador do valor mínimo da PPL (Bray & Gorham 1964), além de basear-se em método padronizado, simples e de baixo custo.

Na amostragem da produção de serrapilheira foram consideradas as mesmas 70 UAs de onde o solo foi coletado. Em cada UA foi instalado um coletor com estrutura de madeira de 50 cm de altura, com malha de *nylon* de 2 mm formando uma superfície de captação de 0,65m x 0,65 m. A produção de serrapilheira fina (galhos de no máximo 2 cm de diâmetro) foi coletada em 13 momentos, a cada 30 ou 50 dias, de agosto de 2002 a janeiro de 2004. Em laboratório o material foi secado a 80°C até a obtenção de peso constante (Proctor 1983). A massa amostrada (peso seco) foi determinada com uma balança digital de 0,01 g de precisão e com estes resultados a massa seca por área foi estimada. A produção total anual da serrapilheira foi usada para comparar os grupos da vegetação.

#### 4.2.3.6 Testes de aleatorização

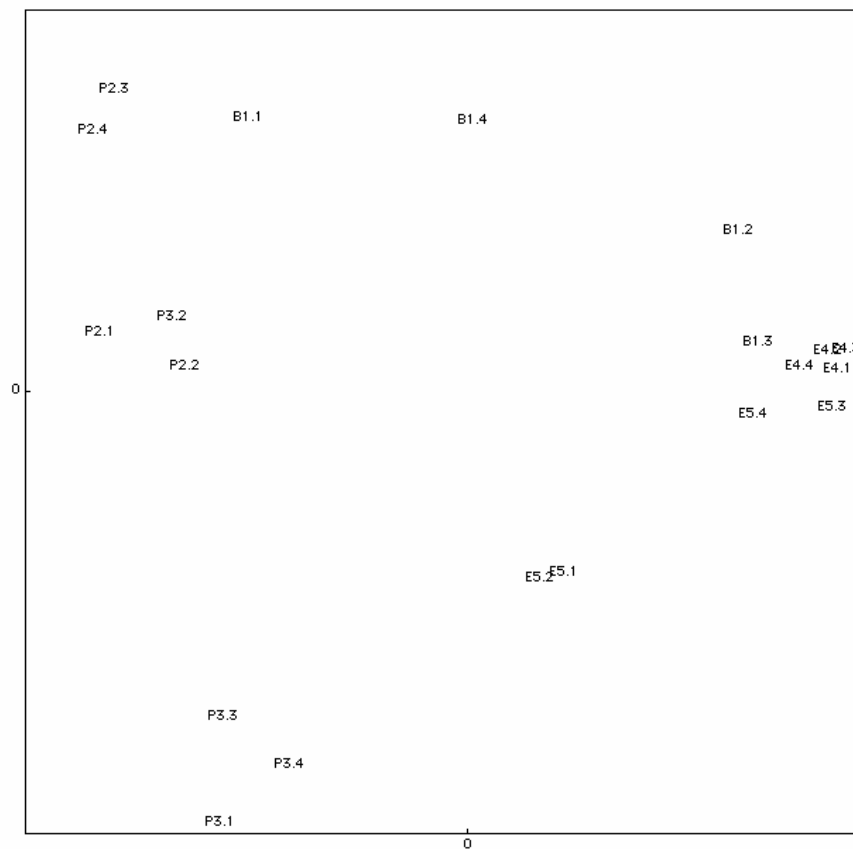
Para comparar grupos definidos pela análise de agrupamento com os aspectos da diversidade, da produção de serrapilheira e variáveis de solo, foram aplicadas análises de variância com testes de aleatorização, considerando o limiar de interpretação  $P < 0,05$  e 1000 iterações. As análises foram realizadas com o *software* Multiv (Pillar 2001).



## 4.3 RESULTADOS

### 4.3.1 Tipos de Comunidades

O PCoA apresentou 51,6% da variância total nos dois primeiros eixos. Para o primeiro eixo a variância foi de 35,0% ( $P=0.268$ ) indicando uma diferenciação entre as comunidades do planalto e as das encostas (Fig. 4.1).



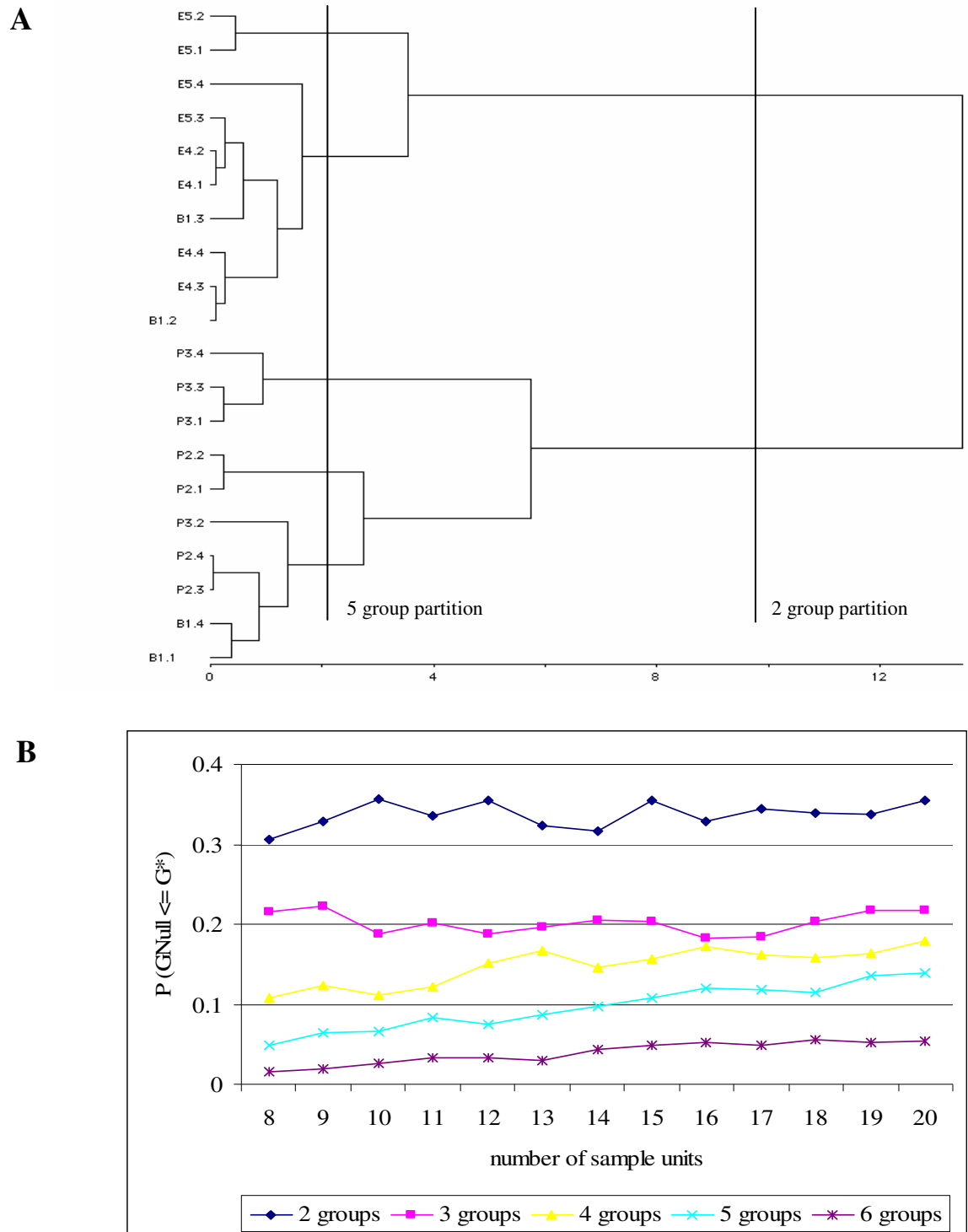
**Figura 4.1:** Análise de Coordenadas Principais de 20 UAs (500 m<sup>2</sup>) descritas por 66 espécies, baseada em distância de corda entre UAs. Os dois primeiros caracteres dos rótulos das UAs indicam o sítio (B1, P2, P3, E4 and E5) e o número que segue (de 1 a 4) representa as réplicas. Eixo 1: 35,0% e Eixo 2: 16,6%.

O coeficiente de correlação dos descritores originais (espécies) com o eixo 1 mostrou valores negativos para aquelas espécies com distribuição no planalto e positiva na encosta (Tab. 4.1). O segundo eixo indicou uma diferenciação entre as unidades amostrais do planalto, com 16,6 % de variância ( $P=0,331$ ).

**Tabela 4.1:** Valores do coeficiente de correlação das espécies com os eixos de ordenação. As espécies estão ordenadas por valores crescente de correlação com o eixo 1. Foram consideradas somente as espécies com valores de correlação  $\geq 40\%$ .

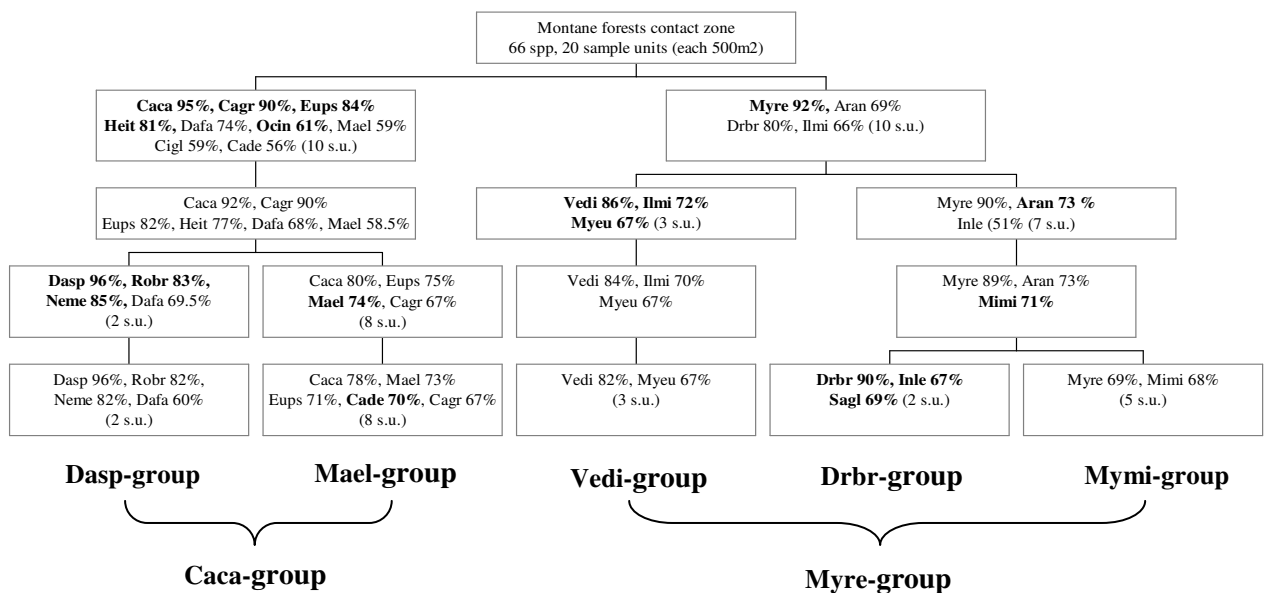
	Eixo 1	Eixo 2
<i>Cabrlea canjerana</i>	0,97	-
<i>Myrcia retorta</i>	-0,70	0,69
<i>Eugenia psidiiflora</i>	0,66	-
<i>Calyptanthes grandifolia</i>	0,60	-
<i>Araucaria angustifolia</i>	-0,57	-0,44
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,47	-
<i>Vernonia discolor</i>	-0,43	-0,63
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	0,43	-
<i>Hexachlamys itatiaensis</i>	0,42	-
<i>Ilex microdonta</i>	-0,41	-0,50
<i>Drimys brasiliensis</i>	-0,40	-
<i>Casearia decandra</i>	0,40	-
Lauraceae – Morfoespécie 1	-	0,47
<i>Weinmannia paulliniifolia</i>	-	0,43
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	-	-0,67
<i>Myrceugenia euosma</i>	-	-0,62
<i>Mimosa scabrella</i>	-	-0,43

A análise de agrupamento com auto-reamostragem permitiu reconhecer quatro níveis de participação de grupos (Fig. 4.2). Estes resultados estão complementados pelas análises de espécies indicadoras (Fig. 4.3), demonstrando haver espécies com elevados valores indicadores dos grupos (no mínimo 50% e  $P < 0,05$ ). Dois grupos principais são facilmente detectáveis no espaço de ordenação; as duas condições extremas puderam ser diferenciadas.



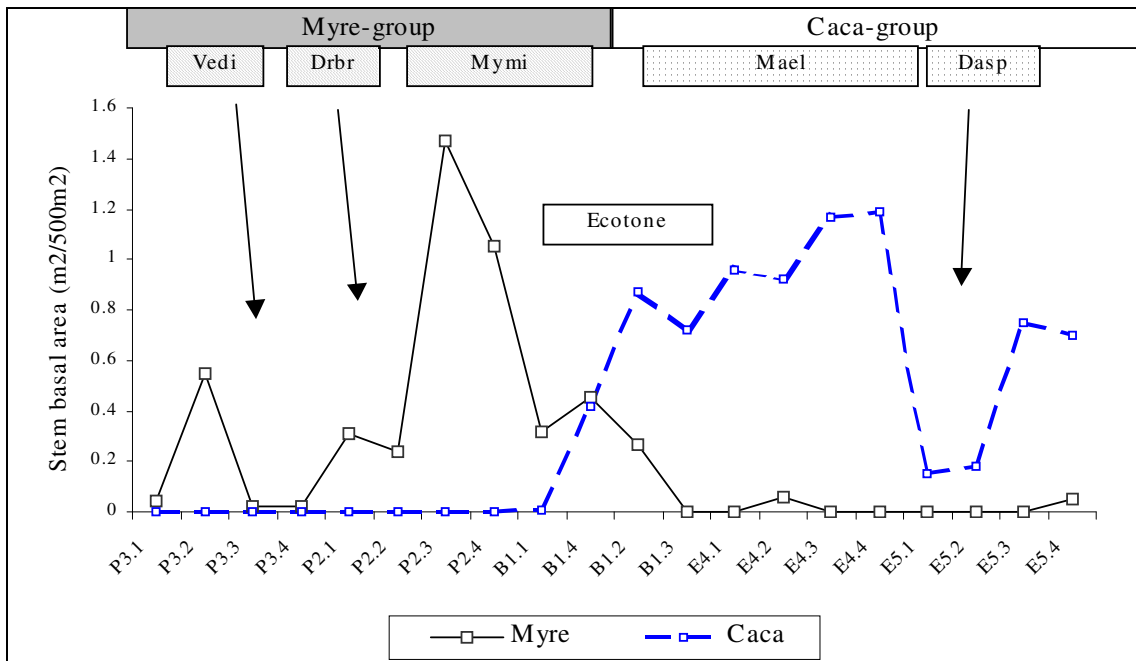
**Figura 4.2:** A) Análise de agrupamento de 20 unidades amostrais de 500 m<sup>2</sup> cada uma, descritas por 66 espécies, baseadas na distância de corda entre unidades amostrais. O primeiro nível de partição divide dois grupos: planalto (P3 e P2) e encosta (E4 e E5). Somente as UAs da borda (B1) ficaram igualmente representadas nos dois grupos principais. B) Auto-reamostragem *bootstrap* foram aplicadas para avaliar a nitidez dos grupos gerados pela análise de agrupamento e de suficiência amostral (1000 iterações; P=0,1) para os quatro níveis de partição.

Considerando a principal divisão do agrupamento, é possível reconhecer dois grupos distintos, um composto basicamente por UAs localizadas no planalto (P2, P3 e 50% das Uas da B1) que são denominadas grupo-Myre pelos valores indicadores da *Myrcia retorta*, seguida pela *Araucaria angustifolia*, *Drimys brasiliensis* e *Ilex microdonta*. O outro grupo principal é formado por UAs da encosta (E4, E5) e por 50% das UAs do B1, o qual foi denominado grupo-Caca, devido ao valor indicador mais alto da *Cabrlea canjerana* (Caca), seguida por *Calyptranthes grandifolia* (Cagr), *Eugenia psidiiflora* (Eups), entre outras. A participação de cada um dos dois grupos formou subgrupos, grupo-Myre com três subgrupos e o grupo-Caca com dois.



**Figura 4.3:** Principais espécies indicadoras dos grupos de vegetação definidos por análise de agrupamento. As caixas na mesma linha correspondem aos grupos de cada nível de partição. A porcentagem é o valor indicador de cada espécie por grupo. O valor indicador mais alto de cada espécie está indicado em negrito. Legenda: *Myrcia retorta* (Myre), *Araucaria angustifolia* (Aran), *Vernonia discolor* (Vedi), *Cabrlea canjerana* (Caca), *Eugenia psidiiflora* (Eups), *Calyptranthes grandifolia* (Cagr), *Ilex microdonta* (Ilmi), *Drimys brasiliensis* (Drbr), *Myrceugenia euosma* (Myeu), *Myrceugenia miersiana* (Mymi), *Hexachlamys itatiaensis* (Heit), *Daphnopsis fasciculata* (Dafa), *Ocotea indecora* (Ocín), *Matayba elaeagnoides* (Mael), *Cinnamomum glaziovii* (Cigl), *Casearia decandra* (Cade), *Dasyphyllum spinescens* (Dasp), *Roupala brasiliensis* (Robr), *Nectandra megapotamica* (Neme), *Inga lentiscifolia* (Inle) e *Sapium glandulatum* (Sagl).

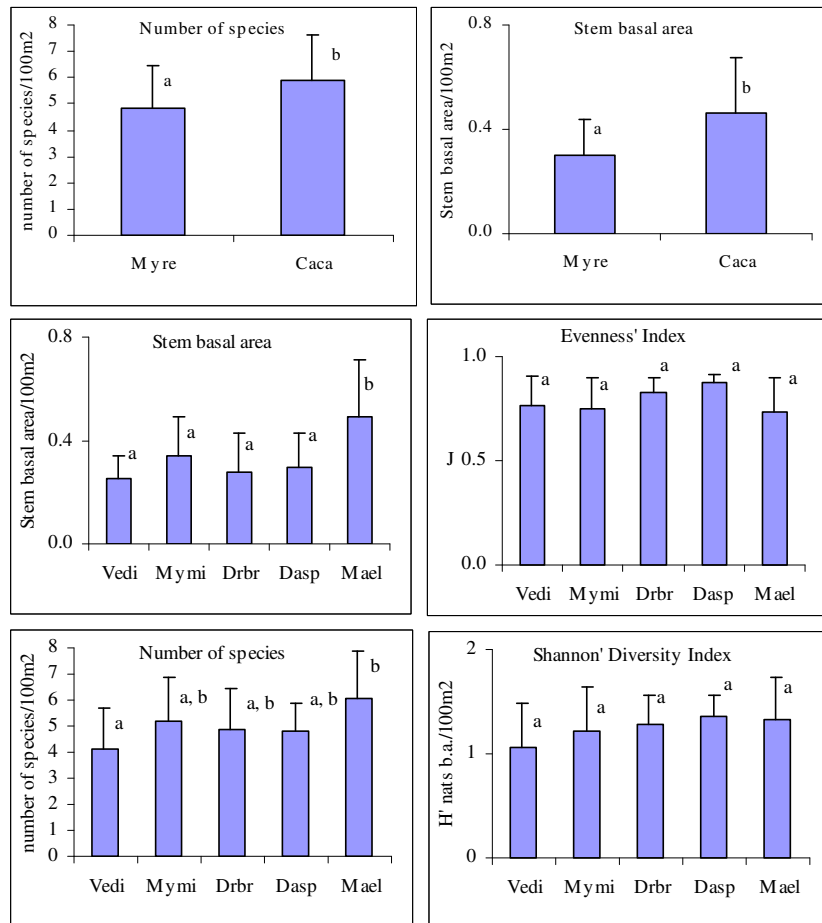
A comparação da distribuição da *M. retorta* e da *C. canjerana* evidencia uma transição abrupta ao longo do gradiente fisiográfico (Fig. 4.4). As UAs localizadas na borda mostraram coocorrência de *M. retorta* e de *C. canjerana*, contrastando com as comunidades do planalto e encosta que apresentaram alta abundância de somente uma destas espécies.



**Figura 4.4:** Abundância de espécies com maiores valores indicadores para cada grupo principal ao longo de um gradiente fisiográfico: planalto (P) / borda (B) / encosta (E). *Myrcia retorta* – Myre e *Cabralea canjerana* – Caca. Os subgrupos são indicados por *Dasyphyllum spinescens* (Dasp), *Drimys brasiliensis* (Drbr), *Matayba elaeagnoides* (Mael), *Vernonia discolor* (Vedi), *Myrceugenia miersiana* (Mymi)

#### 4.3.2 Diversidade específica e os tipos de comunidades

A diversidade específica foi comparada entre grupos de vegetação descritos no item 4.3.1. (Fig. 4.5). Os dois principais grupos diferiram significativamente quanto à riqueza de espécies e à soma de área basal dos troncos, mas não diferiram nos valores dos índices de diversidade de Shannon e equabilidade. A riqueza de espécies e o desvio padrão foram para o grupo-Caca  $5,9 \pm 1,7/100 \text{ m}^2$  e para grupo Myre  $4,8 \pm 1,7/100 \text{ m}^2$  e a média da área basal dos troncos para grupo-Caca foi de  $0,46 \pm 0,22 \text{ m}^2/100 \text{ m}^2$  e para o grupo-Myre foi de  $0,30 \pm 0,14 \text{ m}^2/100 \text{ m}^2$ .

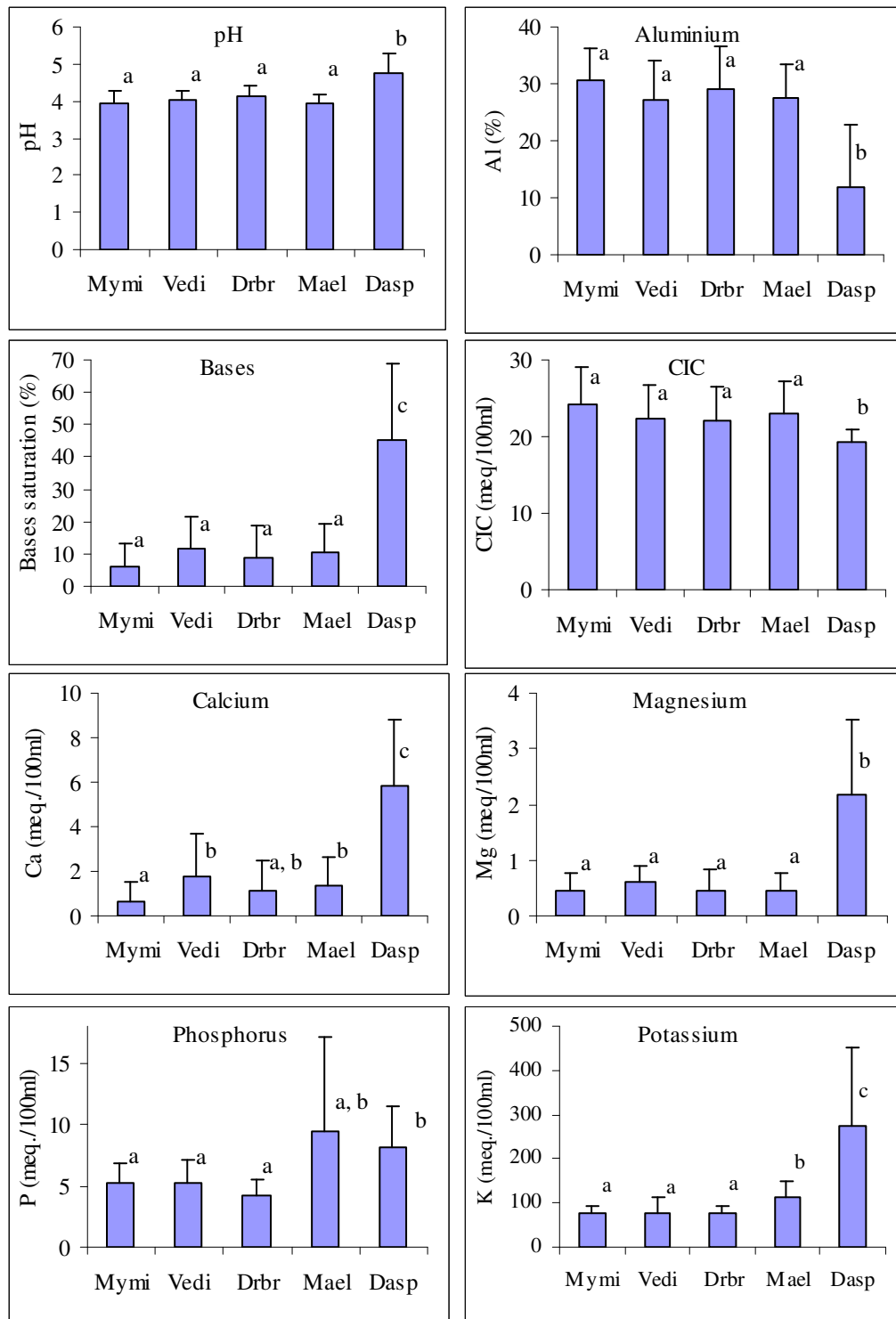


**Figura 4.5:** Teste de aleatorização comparando grupos de vegetação descritos pela riqueza de espécies, área basal do tronco, equabilidade e índice de diversidade de Shannon. Legendas: Myre: *Myrcia retorta*; Caca: *Cabralea canjerana*; VEDI: *Vernonia discolor*; MYMI: *Myrceugenia miersiana*; DRBR: *Drimys brasiliensis*; DASP: *Dasyphyllum spinescens*. Significância estatística indicada pela mesma letra não difere entre os grupos ( $P < 0,05$ ).

Os cinco subgrupos também não diferiram quanto ao índice de diversidade de Shannon. O grupo-Mael, entretanto, diferiu significativamente dos outros grupos apresentando maior área basal ( $0,49 \pm 0,22 \text{ m}^2$ )/100  $\text{m}^2$ , e a média dos outros grupos alcançou de 0,25 a 0,34  $\text{m}^2$ /100  $\text{m}^2$ . A riqueza de espécies somente diferiu entre os extremos, o grupo Mael ( $6,0 \pm 1,8$ )/100  $\text{m}^2$  do grupo VEDI ( $4,1 \pm 1,6$ )/100  $\text{m}^2$ .

### 4.3.3 Fertilidade de solo e tipos de comunidades

Considerando a partição somente dos cinco grupos, o solo do grupo Dasp diferiu significativamente dos outros grupos com os maiores valores de pH, saturação de bases, Ca, Mg e K, e com os mais baixos valores de Al (%) e CTC. Somente o P neste grupo foi similar ao grupo Mael (Fig. 4.6).



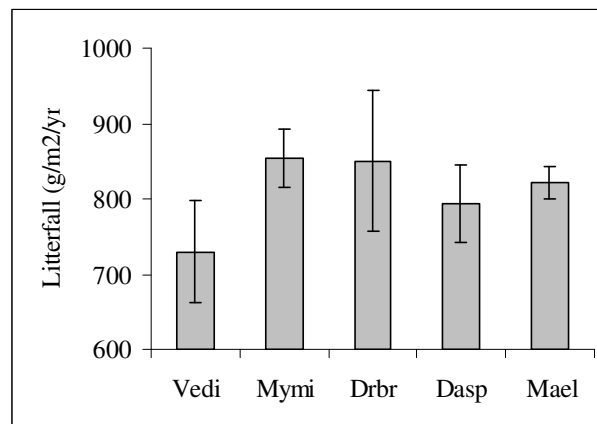
**Figura 4.6:** Comparação das variáveis de fertilidade do horizonte superficial do solo relativas aos grupos de vegetação através do teste de aleatorização. Legendas: Myre: *Myrcia retorta*; Caca: *Cabralea canjerana*; Vedi: *Vernonia discolor*; Mymi: *Myrceugenia miersiana*; Drbr: *Drimys brasiliensis*; Dasp: *Dasyphyllum spinescens*. Significância estatística indicada pela mesma letra não difere entre os grupos ( $P < 0,05$ ).

O potássio destacou-se como um indicador das condições diferenciais do solo relativos aos grupos vegetacionais, revelando uma diferenciação dos dois principais grupos relacionados às Florestas Mistas daqueles das Florestas Densas nesta zona de contato. É

notável a diferenciação da fertilidade do solo do grupo Dasp dos demais, refletindo possivelmente a influência de uma matriz geológica basáltica e uma condição topográfica especial onde se acumulam nutrientes e uma elevada saturação de água no solo.

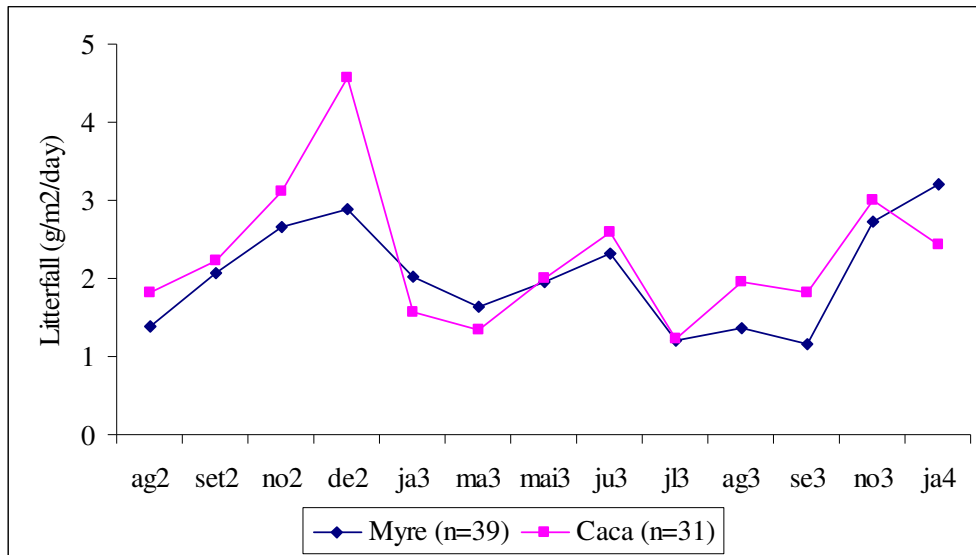
#### 4.3.4 Produção de serrapilheira e tipos de comunidades

A produção anual de serrapilheira apresentou-se muito homogênea e não diferiu significativamente entre grupos, embora o grupo Vedi apresente valor médio substancialmente inferior aos demais. De qualquer forma é possível considerar o valor médio (n=70) de 818,9 g/m<sup>2</sup>/ano (640,7 a 997,1 g/m<sup>2</sup>/ano; para um desvio padrão) como referência para as comunidades estudadas. A produção de serrapilheira mensal (e bimensal) dos dois principais grupos (Myre e Caca) está positivamente correlacionada ( $r^2=0,56$ ,  $P<0,05$ ) (Fig 4.7).

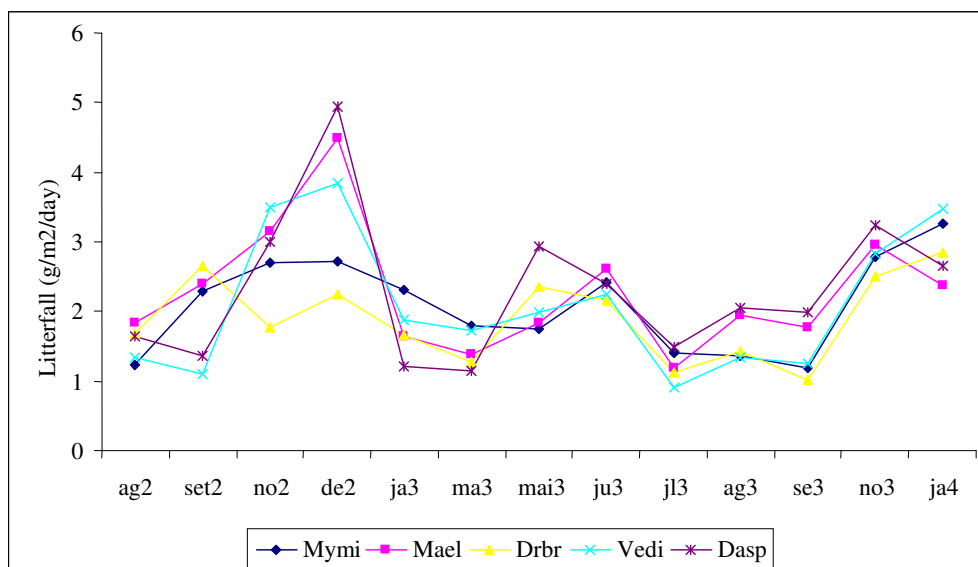


**Figura 4.7:** Produção de serrapilheira anual média (desvio padrão) das comunidades. Não houve diferenças significativas, embora com um nítido valor médio mais baixo no grupo Vedi, localizado próximo ao campo. Legendas: Mael: *Matayba elaeagnoides*; Vedi: *Vernonia discolor*; Mymi: *Myrceugenia miersiana*; Drbr: *Drimys brasiliensis*; Dasp: *Dasyphyllum spinescens*.





**Figura 4.8:** Produção média diária de serrapilheira por períodos de coleta (mensal ou bimensal) dos dois principais grupos de vegetação (grupos Myre e Caca;  $r^2=0,56$ ,  $P<0,05$ ).



**Figura 4.9:** Produção média diária de serrapilheira por períodos de coleta (mensal ou bimensal) dos grupos de vegetação. Legendas: Myre: *Myrcia retorta*; Caca: *Cabralea canjerana*; Vedi: *Vernonia discolor*; Mymi: *Myrceugenia miersiana*; Drbr: *Drimys brasiliensis*; Dasp: *Dasyphyllum spinescens*.

## 4.4 DISCUSSÃO

A percepção de tipos de comunidades é, sem dúvida, dependente do método de análise utilizado, da resolução espacial adotada e da variação intrínseca da distribuição e abundância das espécies. Um fator crítico evidenciado, neste trabalho, aponta que existe um limiar de informação no número e na abundância das espécies presentes em determinado tamanho de unidade amostral. Desta forma, fica evidente que o número de árvores em 100 m<sup>2</sup> é insuficiente para representar as múltiplas possibilidades de coocorrência em florestas com elevada riqueza e baixa abundância específicas. O fato de haver poucos indivíduos representados em cada UA em relação ao número de espécies possíveis é descrito como efeito de rarefação amostral em comunidades, do qual deriva uma matriz com muitas espécies ausentes, resultando em padrões difusos de organização (Pärtel and Zobel 1999, Palmer 1991).

Contudo, das vantagens na utilização de unidades amostrais com área relativamente pequena, destacam-se principalmente a praticidade operacional em trabalhos de levantamento e a possibilidade de relacionar a organização estrutural biótica com os processos ecossistêmicos (e.g. fluxos verticais de energia e matéria).

A detecção de tipos interpretáveis de comunidades arbóreas, utilizando UA de 500 m<sup>2</sup>, revelou dois principais tipos distribuídos preferencialmente de acordo com a posição fisiográfica. Assim, reitera-se que a distinção da distribuição geográfica das espécies indicadoras revela a existência de forças condicionantes relacionadas aos aspectos fitogeomorfológicos regionais (Teixeira 1996). O tipo florestal caracterizado por *M. retorta* representa uma situação peculiar das Florestas Mistas localizadas na estreita faixa do planalto que margeia a borda da escarpa (Sobral 2003). Por outro lado, as florestas da encosta até a borda possuem afiliação à Floresta Densa, tendo como forte indicadora *C. canjerana* de caráter tropical. Estes padrões são consistentes com os revelados através da fitossociologia clássica de sítios locais (2100 m<sup>2</sup>) (ver Cap.3 neste trabalho).

Os padrões de distribuição e abundância das espécies definem os tipos de comunidades, refletindo a concentração das espécies indicadoras nos tipos (Dufrene & Legendre 1997). Aquelas com abundância muito baixa, ou aquelas abundantes, mas com baixa fidelidade e especificidade, não são potencialmente bioindicadoras (Diekmann 2003). Este fato é exemplificado pela terceira espécie com maior valor de importância (*Myrceugenia myrcioides*), considerando o conjunto das comunidades (ver Cap.3 neste trabalho), que não foi indicadora de qualquer dos tipos revelados de comunidades. A identidade das espécies indicadoras contribui para a detecção de quais são os principais processos ecológicos subjacentes à formação de distintas tipologias de florestas, através da interpretação do conhecimento auto-ecológico e da distribuição geográfica das espécies indicadoras.

Os dois tipos de comunidades, interpretados em escala regional, refletem uma distribuição fitogeográfica e condições geomorfoclimáticas pretéritas e atuais. Subdivisões dos tipos regionais estão relacionadas, no entanto, com condições peculiares de caráter local, destacando-se principalmente o grau de perturbação antrópica e a posição na toposequência.

Os subgrupos do planalto formam tipos relacionados às Florestas Mistas e Nebulares, com amplo caráter secundário, de inicial a antigo. Klein (1960) sugere uma natureza pioneira de grande parte das espécies arbóreas da Floresta Mista, enfatizando o caráter sucessional de muitas de suas tipologias. Nos capões e nas florestas contínuas ao longo das bordas com o campo, a *A. angustifolia* é abundante e comporta-se como pioneira. Algumas espécies da Floresta Mista com este caráter são freqüentes nas Florestas Nebulares do sul do Brasil (Falkenberg 2003, Sobral 2003, Leite 2002). Por exemplo, o subgrupo - Vedi é caracterizado por espécies “heliófilas”, como aquelas pioneiras típicas de bordas (*Myrceugenia euosma*), as secundárias iniciais, tanto pioneiras nas bordas como em clareiras (*Vernonia discolor* e *Mimosa scabrella*).

O subgrupo Drbr é indicado por *D. brasiliensis*, *Sapium glandulatum* e *Inga lentiscifolia*, que são também “heliófilas” e freqüentes na Floresta Mista (Klein 1960), formando manchas de grande densidade de árvores relativamente altas e delgadas. Esta

comunidade ocorre associada a vestígios de perturbação antrópica onde são visíveis muitos troncos de grande porte cortados e queimados, além de antigas cercas de arame. Contudo, conforme relato de moradores locais não ocorre influência de gado no mínimo há 15 anos.

O subgrupo Mymi representa um tipo comparativamente antigo das Florestas Mistas, aqui delimitadas pelo grupo Myre. *Myrceugenia miersiana* é característica do interior de FM adaptada à baixa luminosidade e de florestas Nebulares do Planalto Meridional Brasileiro (Sobral 2003). Algumas árvores relativamente velhas de *A. angustifolia* e *M. retorta*, entre outras espécies, ocorrem neste subgrupo. Cabe salientar o fato conspícuo da presença de muitos indivíduos juvenis de espécies típicas da Floresta Densa, como *C. canjerana* e *C. grandifolia*.

O subgrupo Mael expressa um caráter de floresta sem sinais de ação antrópica, apresentando um dossel com densa folhagem, com muitas árvores de grande porte e de elevada área basal. Na verdade, muitas das espécies indicadoras deste subgrupo (*Matayba elaeagnoides*, *Casearia decandra*, *Cryptocaria aschersoniana*, *Ilex paraguariensis*) são freqüentes em FM. Contudo, dada a presença da dominante *C. canjerana*, entre outras espécies mais típicas da FD, é possível supor que se trata de um tipo de comunidade que, em um passado relativamente recente, apresentava características de FM. Corroborando com esta interpretação foi verificada, na área deste subgrupo, uma árvore senescente de *D. brasiliensis*, atipicamente grande no presente contexto.

A riqueza de espécies arbóreas é a principal distinção entre as comunidades dos extremos da zona de transição estudada, isto é, há uma tendência de decréscimo na riqueza das florestas das encostas até as próximas dos campos. Este padrão segue a evidência apontada em Leite (2002), de haver aproximadamente o dobro de espécies arbóreas na FD da região sul em relação à FM. Entretanto, a diversidade ( $H'$ ) e o componente equabilidade, calculados em unidades amostrais de  $100\text{m}^2$ , foram indistintos entre os tipos de comunidades. A semelhança destes padrões reflete processos que influenciam na coexistência intra e interespecíficas, ocorrendo na escala de circunvizinhança das árvores. Pesquisas neste sentido

são escassas, porém necessárias para a compreensão do papel das interações bióticas nos padrões de coexistência dos organismos (Hubbell 2001, Tokeshi 1999), repercutindo no funcionamento do ecossistema. Estes padrões de diversidade devem ser considerados nos modelos ecológicos teóricos e aplicados, por exemplo, na implantação de sistemas florestais multi-específicos análogos em diversidade aos padrões verificados na natureza (Vivan 1998).

### ***Solo***

Os horizontes superficiais dos solos das comunidades estudadas caracterizam-se de ácidos a extremamente ácidos, com exceção de um tipo de comunidade. De qualquer forma, solos de sítios de FM e FD no sul do Brasil indicam que a acidez é a regra (Brack 2002, Rosário 2001, Jarenkow 1994, Roderjan 1994). Os elevados índices pluviométricos associados à produção de ácidos orgânicos advindos da decomposição biológica propiciam a lixiviação dos cátions básicos, acidificando os solos, o que já é bem conhecido nas regiões tropicais úmidas (Primavesi 1987). É importante considerar a influência da matriz mineral, como aquelas derivadas de rochas basálticas ricas em cátions básicos, que podem conferir ao solo uma acidez não tão forte. Por exemplo, no Planalto Meridional Brasileiro, no mesmo município do presente estudo, duas áreas de florestas com araucária apresentaram solos quimicamente diferentes (Rosário 2001), muito provavelmente decorrentes da distinção do substrato geológico, um riodacito e outro basalto, aliado aos efeitos da toposequência. O tipo de comunidade denominado grupo-Dasp distingue-se claramente dos demais pelos menores níveis de acidez, além de diferir em outros atributos correlacionados, como saturação de alumínio e cátions básicos trocáveis. A explicação reside no fato de que o solo deste grupo é desenvolvido em uma posição da toposequência com acumulação de água e nutrientes lixiviados do entorno. Localizado em pequeno vale no início da encosta, o solo é ainda influenciado pelo contato com o substrato basáltico, conferindo maior quantidade de cátions básicos, aumentando assim o pH e, por conseguinte, a saturação de bases e a redução de Al trocável.

De forma geral, as florestas concentram grande parte dos cátions básicos na biomassa, contribuindo para a acidificação do solo (Primavesi 1987). Neste sentido, considerando a mesma base geológica de riodacito, Oliveira (2003) e Machado (2004) constataram que o avanço da FM sobre os campos acarreta alterações edáficas, como a diminuição do pH nos horizontes superficiais dos solos das florestas.

Há a tendência de haver uma correlação positiva entre a estatura da floresta e a fertilidade do solo, bem como aquela com a produtividade primária (Saenger & Snadaker 1993, Yamakura & Sahunalu 1990, Tanner 1980). A estatura predominante das árvores que compõem o dossel é considerada indicativa de condições ecológicas que vão além de restrições edáficas. Existem certas semelhanças na composição de espécies arbóreas de um tipo de comunidade estudada no CPCN com aquelas freqüentes em Florestas Nebulares (ver Cap. 3), as quais apresentam solos tão ácidos e pobres em bases como o verificado no presente estudo (Falkenber 2003). Contudo, comparativamente, a persistência de temperaturas baixas deve ser maior em Florestas Nebulares, por exemplo, nos municípios de Urubici e Bom Jardim da Serra, no sul do estado de Santa Catarina, onde uma característica muito própria é o baixo porte das árvores. Assim, em Florestas Nebulares é esperada a interação da alta freqüência de temperaturas mínimas baixas, da elevada umidade do ar e do solo, e da baixa fertilidade do solo, resultando em menor atividade biológica nos solos e possivelmente em menor produtividade das árvores. Por exemplo, o resfriamento do solo diminui as taxas de mineralização do nitrogênio e nitrificação (Givinish 1999, Marrs *et al* 1988, Grubb, P.J. 1971). A elevada saturação da água no solo provoca uma drástica redução da oxigenação do solo, que somada a uma matriz geológica pobre em cátions básicos, como é o caso do riodacito, reduz a taxa de decomposição, portanto, da mineralização, causando uma retenção substancial de nutrientes em formas indisponíveis para as árvores (Tanner 1977, Cuevas & Medina 1986). Mas estes fatos não parecem ocorrer tão drasticamente nas florestas do presente estudo.

Os nutrientes minerais no solo derivam em grande parte da própria matriz geológica da formação do solo (Waring & Schlesinger 1985). Portanto, para uma diferenciação das condições edáficas entre tipos de comunidades florestais é necessário isolar ou minimizar os efeitos das diferenças no substrato geológico, permitindo a melhor utilização da proporção entre os nutrientes como indicador da ação seletiva dos organismos na acumulação e liberação destes, especialmente nos horizontes superficiais (Mello 1995, Jordan 1885). Por exemplo, a relação carbono e nitrogênio no solo é uma condição ecológica indicadora de processos ecossistêmicos (Yamakura & Sahunalu 1990, Waring & Schlesinger 1985, Borman & Likens 1979). Até o momento um cátion básico, o potássio, apresenta-se com alto potencial indicador de influência geomorfológica e de condições edáficas nos tipos de comunidades. A magnitude deste nutriente no solo também já foi apontada como uma sensível característica que distingue certos tipos florestais tropicais da América Central (Golley 1978).

### ***Produção de serrapilheira***

A influência do clima sobre a produtividade primária traduz-se na tendência de existir uma relação inversa da PS com a latitude e a altitude (O'Neill & D'Angelis 1981, Bray & Gorham 1964), gerando assim a expectativa de que nas florestas estudadas a quantidade da PS seja mais baixa do que nas florestas tropicais úmidas. Entretanto, houve apenas uma tendência da PS ser menor nas comunidades florestais em contato com os campos do que nas demais. Na realidade, contrastando uma compilação de dados sobre a PS de trechos de Florestas Estacionais e da FDs, ambas da Mata Atlântica Brasileira, bem como das florestas da região amazônica (Mello & Porto 1997), percebe-se claramente que a média das médias é muito similar aos valores verificados na zona de transição estudada; sendo estes um pouco superiores aos verificados nas florestas tropicais alto-montanas (>1000 m a.s.l.) de diversos continentes. Estes são relativamente similares aos verificados em plantios de *Araucaria* no planalto meridional do Rio Grande do Sul (Schumacker *et al.* 2004) em sítios com 17 anos (696 g/m<sup>2</sup>/ano) e no estado do Paraná por Britez (1992) em FM (650 g/m<sup>2</sup>/ano), embora,

Backes *et al.* (2000) tenham verificado em plantios de *Araucaria* com 45 anos um valor maior (790 g/m<sup>2</sup>/ano).

Assim, tendo em vista a condição latitudinal e altitudinal, a PS das florestas estudadas foi relativamente elevada, mesmo considerando, que em sua maior parte, os solos são muito ácidos e pobres em cátions básicos. Uma das explicações é que as plantas tropicais e subtropicais desenvolveram adaptações à elevada acidez do solo, como ressaltam Kaminski & Rheinheimer (2000), baseados em diversos autores. A PS muito baixa nas florestas tropicais e subtropicais úmidas ocorre quando há situações extremas, como temperaturas baixas em elevada altitude e condições químicas e físicas do substrato muito severas (Jordan 1985) ou ainda algum estresse do tipo poluição atmosférica (Domingues 1990). Exemplos de fortes restrições do substrato são advindos dos solos arenosos lixiviados, muito ácidos e de baixa capacidade de retenção de água, assim como aqueles também permanentemente saturados de água com baixa oxigenação para as raízes (e.g. nas Caatingas Amazônicas cf. Medina e Cuevas 1986, nas Florestas de Restingas cf. Britez 1994).

A influência da perturbação antrópica na PPL pode ser tamponada quantitativamente em condições propícias à rápida reocupação por colonização ou rebrota da vegetação. Assim, as florestas tropicais secundárias atingem muito cedo um patamar de produtividade, muito antes que as características estruturais típicas de florestas maduras tornem-se evidentes (Brown & Lugo 1982).

Além disso, poderia ser mais uma contingência de recentes oscilações climáticas, no período de estudo, visto que variações interanuais da PS são de certa forma esperada (Kouki & Hokkanen 1992). Uma razão plausível é que a vegetação desta zona de contato tem respondido a esta condição com o aumento de produtividade.

Os elevados valores da PS, nesta zona de contato, poderiam ser devido à considerável abundância de taquaras e sua participação na PS. É importante avaliar a participação de outras formas de vida de plantas, com adaptações fisiológicas singulares que permitem produzi-la



muito bem, por exemplo, em condições edáficas restritivas e em clima úmido e com temperaturas baixas.

A alocação da PPL pode diferir quali-quantitativamente entre os diferentes órgãos das plantas (raízes, troncos) conforme a composição específica e ou condição ambiental. A qualificação da PPL deve ser considerada quanto à diferenciação de tipos de comunidades e na interpretação dos processos ecológicos do nível de organismo até o de ecossistema. Exemplo, a avaliação da produção de sementes de uma espécie em relação à capacidade de suporte de populações de papagaios em florestas Tropicais (Lugo & Frangi 1993). Um aspecto fundamental advindo desta observação é que há muita diferença entre os tipos de comunidades estudadas, especialmente condicionadas pelas plantas dominantes e ou indicadoras. A conspícua e co-dominante no planalto, *A. angustifolia*, produz sementes grandes, com uma massa consideravelmente alta em relação às demais espécies arbóreas da região. Muitos representantes da fauna utilizam essas sementes como recurso alimentar e dispersam-nas em maior número não muito longe da planta mãe (menos que uma centena a poucas centenas de metros), concentrando a abundância e reforçando tipologias de comunidades. Portanto, é interessante a qualificação e a quantificação da produção de biomassa de espécies indicadoras tanto em termos genéticos como populacional, interpopulacional e ecossistêmico. É possível monitorar os fluxos e transformações dos componentes da PPL com alto valor ecossistêmico agregado, como as sementes de certas espécies dominantes, que, por pressuposto, estão correlacionadas com a sustentação de recursos e processos chaves.

## 4.5 CONCLUSÕES

O efeito de rarefação amostral é uma das causas que dificulta a detecção de tipos comunidades, reafirmando a importância da noção de área mínima da unidade amostral, diferindo daquela referida para suficiência amostral da riqueza de espécies na comunidade. O

tamanho da unidade amostral de 100 m<sup>2</sup> é considerado pequeno por não conter informação mínima sobre as possibilidades de coexistência populacional das espécies arbóreas no presente contexto. Por outro lado indica-se UA de 500 m<sup>2</sup> como sendo um tamanho satisfatório para ser utilizado para tal fim. Admite-se que tamanho intermediário pode também ser satisfatório.

A análise de agrupamento permite uma classificação hierárquica das comunidades. Os dois principais tipos de comunidades arbóreas apresentam diferentes afinidades florístico-estruturais às regiões fitoecológicas adjacentes, Florestas Ombrófilas Mista ou Densa. A composição florística e conseqüentemente a riqueza de espécies de cada tipo de comunidade são primariamente subordinadas à influência de vetores regionais, refletindo a história evolutiva de diversificação nas Regiões Fitoecológicas. Os dois principais tipos de comunidades distinguem-se internamente em tipos de comunidades que são condicionados por peculiaridades ambientais locais e pelas influências histórico-ecológicas mais recentes, como a perturbação. Aponta-se que os regimes de intensidade da ação antrópica formaram um extenso mosaico de florestas secundárias, refletindo ainda as condições fisiográficas.

Este trabalho revela que os padrões de coexistência de espécies arbóreas são também indicadores de condições ecossistêmicas. As espécies indicadoras contribuem para a inferência dos possíveis fatores ecológicos determinantes das condições locais e regionais, a partir das características auto-ecológicas e da distribuição histórico-geográfica. Assim, evidenciam-se relações da tipologia da vegetação com processos ecossistêmicos de curto (perturbação, sucessão) e longo prazo (historia fitogeográfica). A análise do valor indicador é promissora em pesquisas com diferentes *táxons* e contexto ambiental.

A fertilidade dos solos florestais contribui mais para a diferenciação ecológica de tipos de comunidades e dos processos ecossistêmicos quando, na análise, a posição e as características edafogeológicas da toposequência são avaliadas conjuntamente. A quantidade potássio parece ser um indicador sensível das tipologias florestais extremas.

Os valores de PS equivalem aos obtidos na literatura para as florestas do sul e sudeste brasileiras. A condição climática parece não limitar a produtividade a ponto de distingui-la daquelas das florestas úmidas tropicais, embora a comunidade próxima ao campo apresentasse valor médio substancialmente mais baixo do das demais. O ritmo de produção dos dois principais grupos parece muito similar, refletindo possivelmente a influência do clima.

A distinção de ecossistemas com base nas tipologias de vegetação associadas à posição do relevo e dos atributos geopedológicos fornece suporte para zoneamentos ecológicos integrados em diversas escalas, contribuindo muito para a análise da dinâmica biogeocênótica (Sukachev 1964). Porém, uma das principais dificuldades para gerar conhecimentos sobre a relação de biodiversidade e processos ecossistêmicos reside na formulação de hipóteses com integração de enfoques e no desenvolvimento metodológico compatibilizado.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

---

---

As florestas primárias seletivamente exploradas no passado e as tipicamente secundárias são os ecossistemas predominantes na porção superior das encostas e bordas do planalto na região nordeste do Rio Grande do Sul e, de forma geral, no sudeste do Domínio da Mata Atlântica Brasileira, constituindo uma massa florestal mais ou menos contínua no sentido altitudinal e latitudinal. Este aspecto de *continuum* ecossistêmico merece urgente atenção científica e conservacionista, por exemplo, como importante corredor ecológico e comparativamente também para a compreensão dos efeitos da fragmentação dos ecossistemas florestais. De qualquer forma, há que se considerar que os humanos influenciaram e influenciam estruturas e processos ecológicos destas florestas, sendo, assim, considerados como fatores importantes e complexos das tipologias das comunidades e ecossistemas. Nesse sentido, extensas áreas em regeneração florestal são hoje evidentes na Mata Atlântica, aumentando a demanda para o estudo científico destas áreas, especialmente envolvendo a sociodiversidade, aspecto fundamental da biodiversidade que deve ser contemplado na restauração e manejo econômico dos ecossistêmicos.

No contato entre Florestas Ombrófilas Mista e Densa, a conexão florística dá-se como um *continuum* de sobreposição e substituição de espécies, reforçando a noção de unidade florística, embora heterogênea, do Domínio da Mata Atlântica. Quando se considera a abundância das espécies nas comunidades, surgem tipos discretos interpretáveis do ponto de vista ecológico.

A distribuição e diferenciação de tipos florestais mostram-se relacionadas, em maior ou menor grau, com a geomorfologia regional refletindo influências histórico-fitogeográficas. As mudanças pronunciadas em uma das estruturas da paisagem, provavelmente, marcam uma zona de transição ou ecótono, que, via de regra, apresenta variação na riqueza e diversidade

específicas, geralmente acrescentando biodiversidade (espécies típicas da zona de ecótono) e complexidade ecológica às paisagens e regiões.

Nos ecótonos, a variação dos fatores condicionantes dos ecossistemas pode ser inferida através da distribuição espacial e temporal das estruturas e dos processos ecológicos, como na notória infiltração de elementos da Floresta Densa na Floresta Mista. Portanto, as características das zonas de transição são propícias para os estudos da dinâmica populacional, das comunidades e dos ecossistemas.

A composição (identidade) de espécies, a forma como se apresentam (abundância) e onde elas ocorrem (distribuição) são indicadores das condições ecológicas atuais e pretéritas. Dois tipos principais de florestas são caracterizados e diferenciados através da síntese fitossociológica de cada localidade (1 ha). Estes resultados são corroborados através das análises estatísticas multivariadas realizadas com unidade amostral de 500 m<sup>2</sup>, revelando ainda uma subdivisão em cinco tipos. A análise multivariada efetuada com dados de unidades amostrais pequenas (de 100 m<sup>2</sup>) apresenta restrições para a interpretação da coexistência de espécies, problema advindo da rarefação amostral, agravado em área rica em espécies localmente raras.

A diferenciação de “subgrupos” dos tipos florestais principais é atribuída a fatores histórico-ecológicos, entre esses a perturbação antrópica, relativamente recente e de caráter local peculiar, resultou em manchas com diferentes estados sucessionais.

Por outro lado, as florestas relativamente antigas e bem conservadas são raríssimas em termos da proporção de área ocupada na região deste estudo, sendo de importância estratégica a proteção, identificação e resgate do significado ecológico destes remanescentes, tendo assim alta relevância para fins científicos e definição de políticas de conservação.

Um dos elementos da biodiversidade que sempre será cotado como balizador nas comparações é a riqueza de espécies nos ecossistemas. Geralmente, a maior riqueza é decorrência da história biogeográfica, detectada pela presença de um grande número de espécies com baixa abundância, as quais têm sido relegadas nas avaliações fitossociológicas,

geralmente com a denominação de “outras”. Mas a proporção de espécies de baixa abundância, “localmente raras”, nas comunidades é um importante atributo ecológico, com muitos desdobramentos teóricos e aplicados.

É fundamental perceber que a categorização da raridade das espécies, na escala de paisagem, pode ser avaliada a partir da base de dados fitossociológicos de um conjunto de localidades. Esta mesma base permite uma avaliação da especificidade de cada espécie a um determinado tipo de condição, hábitat ou comunidade na área de abrangência considerada no estudo, gerando um valor indicador de condições ecológicas. Assim, estas avaliações contribuem para a análise da raridade das espécies e da própria especificidade ou raridade de um tipo determinado de hábitat ou comunidade. Estes resultados são altamente desejados como base para a conservação e uso sustentável dos ecossistemas, considerando o foco local e regional ao mesmo tempo. Com isto, torna-se interessante que as análises sejam efetuadas adicionalmente a partir de um banco de dados consistente em escalas geográfica amplas, de subcontinental a continental. A ampliação da abordagem é necessária para um macrozoneamento ecológico, integrando biodiversidade e diversidade ecossistêmica, como valores fundamentalmente relacionados. De qualquer forma, conclui-se que, além da ampliação da área de abrangência da amostragem, as pesquisas devem ser executadas em longo prazo para aprofundar e detalhar o diagnóstico da dinâmica dos ecossistemas.

Evidentemente os trabalhos de campo das pesquisas ecológicas demandam, normalmente, muitos esforços e elevado custo financeiro. A determinação de uma amostragem eficiente, definida como o grau de esforço de amostragem necessário para obter-se resultado, com acurácia e precisão, adequado para qualquer um dos parâmetros estudados deve estar de acordo com os fins propostos. A utilização da técnica de Aleatorização é útil para este fim e deve ser difundida entre os pesquisadores.

As teorias e testes de hipóteses sobre biodiversidade e processos ecossistêmicos são fundamentais e este tema não tem sido suficientemente desenvolvido no Brasil. Este fato é preocupante dado que a profundidade de qualquer discussão sobre sustentabilidade ecológico-

econômica, questões evolutivo-ecológicas nos e dos ecossistemas, são temas relacionados. Sérias implicações são decorrentes de sua compreensão, como as decisões sobre o manejo e conservação da natureza. Mas uma questão básica é: como vamos tratar destes temas e desenvolvê-los se não conhecemos suficientemente bem os ecossistemas e sua biodiversidade?

As perspectivas de continuação das pesquisas integradas sobre biodiversidade e ecossistemas são imensas e estão em fase inicial. Assim a questão de ajuste e refinamento metodológico para este fim é crucial. Análises neste sentido estão em andamento no CPCN Pró-Mata. Resultados preliminares têm mostrado que a utilização do método de levantamento fitossociológico do componente arbóreo denominado “quadrante centrado em um ponto” tem-se mostrado mais eficiente do que o de área fixa (parcela) para obter-se uma relação entre os parâmetros da estrutura florestal e os dos processos ecossistêmicos (ex. produção de serrapilheira), medidos na escala de  $1\text{m}^2$  ou menor, devido a que este primeiro método capta informação dos vizinhos mais próximos que determinam a composição e taxas do processo medido.

As inter-relações entre os atributos das comunidades, dos solos e dos processos ecossistêmicos devem ser consideradas, seriamente, nas pesquisas ecológicas. A elaboração de cenários através da detecção de padrões ecológicos integrados é valiosa para direcionar as ações de pesquisas. As análises estatísticas de regressão múltipla (*stepwise*) e a análise canônica de correspondência (CCA) podem contribuir muito para a obtenção de padrões previsíveis destas relações. Hipóteses deverão ser geradas, por exemplo, sobre o papel da biodiversidade no balanço quali-quantitativo de carbono nos ecossistemas e as implicações das mudanças climáticas nesta recíproca relação. A integração de abordagens ecológicas é um dos principais focos da continuidade deste trabalho.

Conclui-se que permanece o desafio para as pesquisas ecológicas integrarem os temas de biodiversidade e ecossistemas que abrangem múltiplas escalas, espacial e temporal, diferentes abordagens e níveis de organização, de espécies à ecologia de paisagens. Estas

pesquisas devem ser promovidas de forma inter-institucional e incorporadas como uma das prioridades nas políticas públicas.

## 6. BIBLIOGRAFIA

---

- Adams, J. M. & Woodward, F. I., 1989. Patterns in tree species richness as a test of the glacial extinction hypothesis. **Nature** **339**: 699-701.
- Ab'sáber, A.N., 1977. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários. **Paleoclimas** **3**: 1-19.
- Archibold, O.W., 1995. **Ecology of world vegetation**. London: Chapman & Hall. 510 p.
- Ashton, P.S., 2003. Floristic zonation of tree communities on wet tropical mountains revisited. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** **6 (1-2)**: 87-104.
- Ashton, P.S., 1993. Species richness in plant communities. In: Fiedler, P.L., Jain, S.K. (ed). **Conservation Biology**. New York: Chapman and Hall, p. 4-22.
- Ashton, P.S., 1977. A contribution of rain forest research to evolutionary theory. **Annals Missouri Botanical Garden** **64**: 694-705.
- Ashton, P.S., 1969. Speciation among tropical forest trees: some deductions in the light of recent evidence. In Lowe-McConnell R.H. (ed.). **Speciation in tropical environments**. London: Academic Press, p. 155-196.
- Austin, M.P. & Heyligers, P.C., 1989. Vegetation survey design for conservation: gradsect sampling of forests in North-eastern New South Wales. **Biological Conservation** **50(1-4)**: 13-32.
- Backes, A.; Fernandes, A. V. & Zeni, D. J., 2000. Litterfall in a Forest with *Araucaria angustifolia* in Southern Brazil. **Pesquisas-Botânica** **50**: 97-117.
- Bailey, S-A., Anderson, S.; Carney, K.; Cleland, E.; Horner-Devine, M.C.; Luck, G.; Moore, L.A.; Betrus, C. & Fleishman, E., 2004. Primary productivity and species richness: relationships among functional guilds, residency groups and vagility classes at multiple spatial scales. *Ecography* **27**: 207-217.
- Bernardes, N. **Bases geográficas do povoamento do estado do Rio Grande do Sul**. Ijuí: Ed. Ijuí. 1997. 97 p.
- Berry, R.J., 1989. Ecology: where genes and geography meet. **Journal of Animal Ecology** **58**: 733-759.
- Bertoletti, A. C. R. **Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza PRÓ-MATA**. Divulgação do Museu de Ciência e Tecnologia – UBEA/PUCRS, Porto Alegre, n.2, 1995. 47p.



- Bormann, F.H. & Likens, G.E., 1979. **Pattern and process in a forested ecosystem**. New York: Springer-Verlag, 253 p.
- Brack, P., 2002. **Estudo fitossociológico e aspectos fitogeográficos em duas áreas de floresta atlântica de encosta no Rio Grande do Sul**. Tese de Doutorado, São Carlos: UFSCar, 134 p.
- Braun-Blanquet, J., 1979. **Fitosociología: Bases para el estudio de las Comunidades Vegetales (Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde)**. Trad. 3a. ed. rev. aum. Madrid: Blume. 820 p.
- Bray, J.R. & Gorham, E., 1964. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research 2**: 101-157.
- Britez, R.M., 1994. **Ciclagem de nutrientes minerais em duas florestas da planície litorânea da Ilha do Mel, Paranaguá, PR**. Dissertação de mestrado, Curso de pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR. 240 p.
- Britez, R.M.; Reissman, C.B.; Silva, S.M.; Santos-Filho, A., 1992. Deposição estacional de serrapilheira e macronutrientes em uma floresta de Araucária, São Mateus do Sul, Paraná. *Revista do Instituto Florestal, São Paulo*. 4 (3): 776-772., mar. 1992. Congresso Nacional sobre essências nativas, 2., 1992) São Paulo. **Anais...** São Paulo, 1992.
- Brown, J. H.; Stevens, G.C. & Kaufman, D.M., 1996. The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structures. **Annual Review and Ecological Systematic 27**: 597-623.
- Brown, S. & Lugo, A.E., 1982. The storage and production of organic matter in tropical forest and their role in the global carbon cycle. **Biotropica 14 (3)**: 161-87.
- Burke, M.J.; Gusta, L.V.; Quamme, H.A.; Weiser, C.J. & Li, P.H., 1976. Freezing and injury in plants. **Annual Review Plant Physiologist 27**: 507-28.
- Canham, C.D. & Pacala, S.W., 1995. Linking tree population dynamics and forest ecosystem processes. Page 84-93 in C.G. Jones and J.H. Lawton (ed.). **Linking species and ecosystems**. Chapman and Hall, New York.
- Chase, J.M. & Leibold, M.A., 2002. Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. **Nature 416**: 427-430.
- Chase, J.M. & Ryberg, W.A., 2004. Connectivity, scale-dependence, and the productivity-diversity relationship. **Ecology Letters 7**: 676-683.
- Citadini-Zanette, V., 1995. **Florística, fitossociologia e aspectos da dinâmica de um remanescente de mata atlântica na microbacia do Rio Novo, Orleans, SC**. Tese de Doutorado, São Carlos: UFSCar, 249 p.
- Clark, D.A.; Brown, S.; Kicklighter, D.; Chambers, J.; Thomlinson, J.R. & Ni, J., 2001. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. **Ecological Applications 11**: 356-370.

- Condit, R.; Pitman, N.; Leigh E.G.; Chave, J.; Terborgh, J.; Foster, R.B. P.V.; Núñez, P.V.; Aguilar, S.; Valencia, R; Villa, G.; Muller-Landau, H.; Losos, E. & Hubbell, S.P., 2002., Beta-diversity in tropical forest trees. **Science** **295**: 666-669.
- Cuevas, E., & Medina, E., 1986. Nutrient dynamics within amazonian forest ecosystems I. Nutrient flux in fine litter fall and efficiency of nutrient utilization. **Oecologia** **68**: 466-472.
- Currie, D.J., 1991. Energy and large-scale patterns of animal- and plant species richness. **American Naturalist** **137**: 27-49.
- Currie, D. J. & V. Paquin., 1987. Large scale biogeographical patterns and species richness of trees. **Nature** **329**: 326-327
- Delcourt, H.R. & Delcourt, P.A., 1991. Quaternary ecology. New York, Chapman and Hall. 242 p.
- Denslow, J.S., 1980., Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. **Oecologia** **46**: 18-21.
- Diekmann, M., 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. **Basic and Applied Ecology** **4**: 493-506.
- Domingos, M.; Poggiani, F.; Strufaldi-de Vuono, Y. & Lopes, M.I.M.S., 1990. Produção de serapilheira na floresta da Reserva Biológica de Paranapiacaba, sujeita aos poluentes atmosféricos de Cubatão. Hoehnea, São Paulo, 17 (1): 47-58. In: Custodio Filho A., et al. (ed.). 1996. **Produção de serrapilheira e o retorno de macronutrientes em floresta pluvial atlântica - estação biológica de boracéia (São Paulo - Brasil)**. Revista do Instituto Florestal 8 (1): 1-16.
- Dufrene, M. & Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs** **67**: 345-366.
- Falkenberg, D.B., 2003. **Matinhas nebulares e vegetação rupícola dos Aparados da Serra Geral (SC/RS), sul do Brasil**. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 558 p.
- Felfili, M.C. & Felfili, J. M., 2001. Diversidade Alfa e Beta no Cerrado Sensu Stricto da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** **15(2)**: 243-254.
- FAO. 1998. **World reference base for soil resources**. World Soil Resources Reports 84: 1-88. Rome: FAO.
- Forman, R.T.T., 1995. **Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: University Press. 632 p.
- Fortin, M.J.; Olson, R.J.; Ferson, S.; Iverson, L.; Hunsaker, C.; Edwards, G.; Levine, D.; Butera, K. & Klemas, V., 2000. Issues related to the detection of boundaries. **Landscape Ecology** **15**: 453-466.
- França, G.F. & Stehmann, J.R., 2004. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **27 (1)**: 19-30.

- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE., 2001. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Jose dos Campos, São Paulo.
- Galvão, F.; Kunioshi, Y. S. & Roderjan, C.V., 1989. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati-PR. **Revista Floresta 19(1-2):** 30-49.
- Gentry, A.H., 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In **Seasonally dry tropical forests**. Bullock, S.H.; Mooney, H.A. & Medina, E. (ed.). p. 146-194. Cambridge, Cambridge University Press.
- Givinish, T.J., 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. **Journal of Ecology 87:** 193-210.
- Gooley, F.B.; McGinnis, J.T.; Clements, R.G.; Child, G.I. & Duever, M.J., 1978. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. E.P.U. & Ed. da USP.
- Gower, J.C., 1966. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. **Biometrika 53:** 325-338.
- Grubb, P.J. & Whitmore, T.C., 1966. A comparison of montane and lowland rain forest in equador. II. The climate and its effects on the distribution and physiognomy of the forests. **Journal of Ecology 54:** 303-333.
- Grubb, P.J., 1971. Interpretation of the “Massenerhebung” effect on tropical mountains. **Nature 229:** 44-45.
- Grubb, P.J., 1977. Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains, with special reference to mineral nutrition. **Annual Review of Ecology and Systematics 8:** 38-107.
- Guedes-Bruni, R.R.; Pessoa, S.V.A. & Kurtz, B.C., 1997. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho preservado de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In: Lima, H.C. & Guedes-Bruni, R.R. (ed.). **Serra de Macaé de Cima: Diversidade florística e conservação em Mata Atlântica**. p. 127-145. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Hall, J.B., & Swaine, M.D., 1981. **Distribution and ecology of vascular plants in a tropical rain forest: Forest vegetation in Ghana**: Junk: The Hague, 383 p.
- Hasenack, H & Menegat, R. 2002. Hidrosphere/Atmosphere: main rivers an climate. In: Menegat, R. & Porto, M.L. (org.). **Landscape and Vegetation of the Southern Brazilian Coast and Meridional Plateu**. 45<sup>th</sup> Symposium of International Association for Vegetation Science, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. P. 30-32.
- Hawkins, B.A.; Field, R.; Cornell, H.V.; Currie, D.J.; Guegan, J.F.; Kaufman, D.M.; Kerr, J.T.; Mittelbach, G.G.; Oberdorff, T.; O’Brien, E.M.; Porter, E.E. & Turner.J.R.G., 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology 84:** 105-117.

- Heal, O.W.; Menault, J.C. & Steffen, W.L., 1993. **Towards a Global Terrestrial Observing System (GTOS): Detecting and Monitoring Change in Terrestrial Ecosystems**. MAB Digest 14 and IGPB Global Change Report 26, Unesco, Paris and IGPB, Stockholm.
- Heywood, V.H. & Watson, J., 1995. **Global biodiversity assessment**. Unep & Cambridge: University Press.
- Holdridge, L.R.; Grenke, W.C.; Hatheway, W.H.; Liang, T. & Tosi Jr., J.A., 1971. **Forest environments in tropical life zones: a pilot study**. Pergamon Oxford, England.
- Holz, M.; De Ros, L. F. **Geologia do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: CIGO/UFRGS. Editora da Universidade, 2000. 444 p.
- Hubbell, S.P. & Foster, R.B., 1986. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In M. Soulé (ed.). **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p. 205-31.
- Hubbell, S.P., 2001. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. New Jersey, Princenton University Press.
- Hueck, K. 1972. **As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica**. São Paulo. Editora da Universidade de Brasília e Editora Polígono. 466 p.
- Huston, M.A., 1980. Soil and nutrients and tree species richness in Costa Rica forests. **Journal of Biogeography** 7(2): 147-57
- Huston, M.A., 1994. **Biological diversity: coexistence of species in changing landscapes**. New York: Cambridge University Press. 708 p.
- IBGE, 1986. **Levantamento de recursos naturais**. Rio de Janeiro. V. 33. p. 796.
- Irslinger, R. 1997. Arbeitspapier zur Standortskartierung im Pró-Mata-Gebiet, Rio Grande do Sul/Brasilien. Manuskript, Rottenburg, Germany. Fachhochschule Rottenburg, Hochschule für Forstwirtschaft.
- Jarenkow, J.A. & Baptista, L.R.M. 1985. Composição florística e estrutura da mata com Araucária na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul. **Napaea** 3: 9-18.
- Jarenkow, J.A., 1985. **Composição florística e estrutura da mata com Araucária na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul**. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre, UFRGS. 85p.
- Jarenkow, J.A., 1994. **Estudo fitossociológica comparativo entre duas áreas com mata de Encosta no Rio Grande do Sul**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Jarenkow, J.A., 1999. Tipologias Florestais com araucárias no sul do Brasil. In: **50o Congresso Nacional de Botânica: Programa e Resumos**. p. 229.

- Jungblut, M. & Pinto, L.F.S., 1997. Levantamento de solos do Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. **Divulgação do Museu de Ciências e tecnologia da PUCRS 3**: 29-94.
- Jones, C.G., & Lawton, J.H., 1995. **Linking species and ecosystems**. New York: Chapman and Hall. 387 p.
- Jones, H. G., 1992. **Plants and microclimatic: a quantitative approach to environmental plant physiology 2**. Cambridge: Cambridge University Press. 428 p.
- Jordan, C.F., 1985. **Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems**. New York: John Wiley & Sons, 190 p.
- Kaminski, J. & Rheinheimer, D.S., 2000. A acidez do solo e a nutrição mineral de plantas. In: Kaminski, J. (org.) **Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto**. Pelotas, SBCS – Núcleo Regional Sul (Boletim Técnico 4).
- Kinzig, A.P.; Pacala, S.W. & Tilman, D., 2001. **The Functional Consequences of Biodiversity: Empirical Progress and Theoretical Extensions**. Princeton: Princeton University Press. 366p.
- Klein, M., 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia 12**: 17-48.
- Klein, M.R., 1985. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper quaternary climatic changes in the floristic distribution. **Boletim Paranaense de Geociências 33**: 67 – 88.
- Klein, R.M., 1984. **Flora Ilustrada Catarinense: Meliáceas**. Itajaí. 138 p.
- Klein, R.M. 1978. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. Itajaí. SUDESUL/FATMA/HBR. 24p. 12 mapa.
- Klein, R.M., 1975. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper Quaternary climatic changes in the floristic distribution. **Boletim Paranaense de Geociências 33**: 67-88.
- Köhler, A., 2001. **Blütenbesuch an Gehölzen im Araukarienwald – Fallstudie Pró-Mata, Rio Grande do Sul, Brasilien. Tübingen, Germany**. Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Naturwissenschaften. Fakultät für Biologie. Eberhard-Karls-Universität Tübingen. 253p.
- Kollmann, J. & Fischer, A., 2003. Vegetation as indicator for habitat quality. **Basic and Applied Ecology 4**: 489-491.
- Kouki, J. & Hokkanen, T., 1992. Long-term needle litterfall of a Scot pine *Pinus sylvestris* stand: relation to temperature factors. **Oecologia 89**: 176-181.
- Krebs, C.J. 2001. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. 5 ed. San Francisco: Benjamin Cummings Press. 695 p.
- Lande, R., 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos 76** :5-13.

- Latham, R.E. & Ricklefs, R.E., 1993. Global patterns of tree species richness in moist forests – energy-diversity theory does not account for variation in species richness. **Oikos** **67**: 325-333.
- Ledru, M.P.; Salgado-Laboriau, M.L. & Lorscheitter, M.L. 1998. Vegetation dynamics in southern and central Brazil during the last 10,000 yr B.P. **Review of Paleobotany and Palynology** **99**: 131-142.
- Legendre, L. & Legendre, P., 1983. **Numerical Ecology**. Amsterdam, Elsevier. 419 p.
- Legendre, P. & Fortin, M.-J., 1989. Spatial analysis and ecological modelling. **Vegetatio** **80**: 107-138.
- Leibold, M.A.; Holyoak, M.; Mouquet, N.; Amarasekare, P.; Chase, J.M.; Hoopes, M.F.; Holt, R.D.; Shurin, J.B.; Law, R.; Tilman, D.; Loreau, M. & Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters** **7**: 601-613.
- Leite, P.F., 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do Sul do Brasil. **Ciência e Ambiente** **24**: 51-54.
- Levin, S.A., 1992. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology** **73**: 143-167.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R. & Hartshorn, G.S., 1996. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. **Journal of Ecology** **84**: 137-152.
- Likens, G.E., 1992. **The ecosystem approach: its use and abuse**. Ecology Institute, Germany. 165 p.
- Longhi, S. & Faehser, L., 1980. A estrutura de uma floresta natural de Araucária angustifolia (Bert.) O. Kuntze, no sul do Brasil. **Problemas Florestais de Gênero Araucária** **1**: 167-172.
- Loreau, M. 2000., Are community saturated? On the relationship between alpha, beta and gamma diversity. **Ecological Letters** **3**: 73-76.
- Lugo, A. & Frangi, J., 1993. Fruit Fall in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Biotropica* **25** (1): p. 73-84.
- MacArthur, R.H., 1965. Patterns of species diversity. **Biological Reviews** **40**: 510-533.
- Machado, R.E., 2004. **Padrões vegetacionais em capões de floresta com Araucária no planalto nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 164 p.
- Machado, S.A. & Siqueira, J.P.D., 1980. Distribuição natural da Araucária angustifolia (BERT.) O. KTE. In: IUFRO. **Problemas Florestais do Gênero Araucaria** **1**, Curitiba, 1979. Anais... Curitiba. p. 167-72.
- Magurran, A.E., 1988. **Ecological diversity and its measurement**. London, Chapman and Hall, 179p.

- Marrs, R.H.; Proctor, J.; Heaney, A. & Mounford, M.D., 1988. Changes in soil nitrogen-mineralization and nitrification along an altitudinal transect in tropical rain forest in Costa Rica. **Journal of Ecology** 76: 466-482.
- Martins, F.R., 1993. **Estrutura de uma Floresta Mesofila**. 2ed. Campinas, Editora da Unicamp. 246 p.
- McCune, B. & Mefford, M.J., 1999: PC-ORD. **Multivariate Analysis of ecological data, Version 4**. MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- Mello, R.S.P. & Porto, M.L., 1997. Produção de serapilheira em duas florestas subtropicais no Sul do Brasil. **Iheringia série Botânica** 49: 63-85.
- Menegat, R.; Porto, M.L.; Carraro, C.C. & Fernandes, L.A.D., 1998. **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Prefeitura Municipal de Porto Alegre e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Porto Alegre, 233 p.
- Moreno, J.A. 1961, 9ff. **O clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura. 42pp.
- Morin, Peter J., 1999. **Community ecology**. Massachusetts, Blackwell Science. 424 p.
- Mouquet, N. & Loreau, M. 2002., Coexistence in metacommunities: the regional similarity hypothesis. **American Naturalist** 159: 420-426.
- Müller-Dombois, D. & Ellenberg, H., 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York, John Wiley. 547p.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservations priorities. **Nature** 403: 853-845.
- Naeem, S.; Hakansson, K.; Thompson, L.J.; Lawton, J.H. & Crawley, M.J., 1996. Biodiversity and plant productivity in a model assemblage of plant species. **Oikos** 76: 259-264.
- Naeem, S.; Thompson, L.J.; Lawer, S.P.; Lawton, J. H. & Woodfin, R.M., 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystem. **Nature** 368: 734-737.
- Naiman, R.J. & Décamps, H., 1997. The Ecology of Interfaces: Riparian zones. **Annual Review Ecology and Systematics** 28: 621-58.
- Nascimento, A.R.T.; Longhi, S.J. & Brena, D.A., 2000. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de floresta ombrófila mista em Nova Prata, RS. Santa Maria, RS. **Ciência Florestal** 11(1): 105-119.
- Negrelle, R.A.B. & Silva, F.C., 1992. Fitossociologia de um trecho de floresta com *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. no município de Caçador - SC. **Boletim de Pesquisas Florestais** 24/25: 37-54.
- Neto, R.M.R.; Watzlawick, L.F.; Caldeira, M.V.W.; Schoeninger, E.R., 2002., Análise florística e estrutural de um fragmento de floresta ombrófila mista montana, situado em Criúva, RS - Brasil. **Ciência Floresta** 12(1): 29-37.

- Nimer, E. Clima. In: IBGE. **Geografia do Brasil: Região Sul**. Rio de Janeiro: IBGE. 1977. v.5. p. 35 – 79.
- Oliveira, J.M. & Pillar, V.D., 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology 5**: 197-202.
- Oliveira, J.M., 2003. **Padrões e processos espaço-temporais em ecótonos de camPOSE Floresta com Araucária, em São Francisco de Paula, RS**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 116 p.
- Oliveira, Y.M.M. & Rotta, E., 1982. Levantamento da estrutura horizontal de uma mata de araucária do primeiro planalto-paranaense. **Silvicultura 8 (28)**: 106-11.
- Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M. A. L., 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southern Brazil and the influence of climate. **Biotropica 32(4b)**: 793-810.
- O'Neill, R.V. & D'Angelis, D.L. 1981., Comparative productivity and biomass relations of forest ecosystems. In. Reichle, D.E. (ed.). **Dynamic properties of forest ecosystems**. p. 411-449.
- Orians, G.H.; Dirzo, R. & Cushman, J.H., 1996. **Biodiversity and ecosystem process in tropical forests**. Berlin, Springer. 229 p.
- Orlóci, L., 1967. An agglomerative method for classification of plant communities. **Journal of Ecology 55**: 195-205.
- Paine, R.T., 1966. Food web complexity species diversity. **American Naturalist 100**: 65-75.
- Palmer, M.W., 1991. Estimating species richness: the second-order jack knife reconsidered. **Ecology 72**: 1512-1513.
- Palmer, M.W. & White, P.S., 1994. Scale dependence and species-area relationship. **American Naturalist 144**: 717-740.
- Pärtel, M. and Zobel, M., 1999. Small-scale plant species richness in calcareous grasslands determined by the species pool, community age and shoot density. **Ecography 22**: 153-159.
- Pastor, J.; Aber, J.D.; McClaugherty, C.A., & Melillo, J.M., 1984. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wincosin. **Ecology 65**: 256-268.
- Pickett, S.T.A.; Ostfeld, R.S.; Shachak, M. & Likens, G.E., 1997. **The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems and biodiversity**. New York: Chapman & Hall. 466 p.
- Pillar, V.D. & Orlocci, L., 1966. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. **Journal of Vegetation Science 7**: 585-592.



- Pillar, V.D. 1998. Sampling sufficiency in ecological surveys. **Abstracta Botanica** (Community Ecology a partir de 2000), Budapest: 22: 37-48.
- Pillar, V.D. & Quadros, F., 1997. Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. **Coenoses** **12(2-3)**: p. 119-126.
- Pillar, V.D. 1999. How sharp are classifications? **Ecology** **80**: 2508-2516.
- Pillar, V.D. 1999. The bootstrap ordination re-examined. **Journal of Vegetation Science** **10**: 895-902.
- Pillar, V.D., 2001. MULTIV: aplicativo para análise multivariada e teste de hipóteses. Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre
- Pillar, V.D., 2001. MULTIV: aplicativo para análise multivariada e teste de hipóteses. Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Pillar, V.D., 2002. **SYNCSA software for character-based community analysis**. Porto Alegre, Departamento de Ecologia, UFRGS.
- Pinheiro, E. S . 2003. **Avaliação de imagens *quickbird* na análise geográfica de um setor da mata atlântica do Rio Grande do Sul**. Dissertação de Mestrado Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos.
- Primavesi, A., 1987. A agricultura em regiões tropicais: Manejo Ecológico do Solo. 9 ed. São Paulo, Nobel 549 p.
- Proctor, J. 1983. Tropical forest litterfall. I. Problems of data comparison. In. Tropical rain forest: ecology and management. (Sutton, S.L., et al. ed.). Oxford, **Blackwell Scientific Publications**. 2: 267-273.
- Proctor, J.; Lee, Y. F.; Langley, A. M.; Munro, W. R. C.; & Nelson, T., 1988. Ecological studies on Gunung Silam, a small ultrabasic mountain in Sabah, Malaysia. I. Environment, forest structure and floristics. **Journal of Ecology** **76(2)**: 320-40.
- Qian, H.; Ricklefs, R. E. & White, P.S. 2005. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. **Ecology Letters** **8**:15-22.
- Rambo, B., 1949. A flora de Cambará. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues** 1: 111-35.
- Rambo, B., 1951a. O elemento andino no pinhal riograndense. **Anais Botânicos de Herbário Barbosa Rodrigues** **5(5)**: 185-232.
- Rambo, B., 1951b. A imigração da selva higrófila no Rio Grande do Sul. **Anais Botânicos de Herbário Barbosa Rodrigues** **3(3)**: 55-91.
- Rambo, B., 1953. História da flora do planalto riograndense. **Anais Botânicos de Herbário Barbosa Rodrigues** **5**: 185-232.
- Rambo, B. 1956. A flora fanerogâmica dos Aparados riograndenses. **Sellowia** **7**: 235-298.

- Rambo, B. 1961. Migration routes of the south brazilian rain forest. **Pesquisas, Série Botânica 12: 1-54.**
- Reitz, R.; Klein R. M. & Reis, A. 1983. Projeto Madeira do Rio Grande do Sul. **Sellowia 34-35: 1-525.**
- Ricklefs, R.E., 1977. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. **American Naturalist 111: 376:381.**
- Ricklefs, R.E., 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science 235: 167-171.**
- Risser, P.G., 1995. The status of the Science Examining Ecotones. **Bioscience 45 (5): 318-325.**
- Roderjan, C.V., 1994. **A Floresta Ombrófila Densa Altomontana no Morro Anhangava, Quatro Barras, PR - aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos.** Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 119 p.
- Rosário, D.A.P., 2001. **Padrões florísticos e tipos funcionais em Floresta com Araucária e suas relações com o solo.** Dissertação de Mestrado, Porto Alegre: UFRGS, 138 p.
- Roth, L. & Lorscheitter, M.L., 1993. Palynology of a bog in Parque Nacional de Aparados da Serra, East Plateau of Rio Grande do Sul, Brazil. **Quaternary of South America and Antarctic Peninsula 8: 39-69.**
- Saenger, P. & Snedaker, S.C., 1993. Pantropical trends in mangrove above-ground biomass and annual litterfall. **Oecologia (96): 293-299.**
- Salovaara, K.J.; Cárdenas, G.G. & Tuomisoto, H., 2004. Forest classification in an Amazonian rainforest landscape using pteridophytes as indicator species. **Ecography 27: 689-700.**
- Schilthuizen, M., 2000. Ecotone: speciation-prone. **Trends Ecology & Evolution 15(4): 130-131.**
- Schulze, E.D. & Mooney, H.A., 1993. **Biodiversity and ecosystem function.** Berlin, Springer. 527 p.
- Schumacher, M.V.; Brun, E. J.; Hernandez, J.I., & Koenig, F.G., 2004. Produção de serapilheira em uma floresta de Araucaria angustifolia (Bert) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. **Revista Árvore 28(1): 29-37.**
- Sevegnani, L., 1995. **Fitossociologia de uma floresta secundária, Maquiné, RS.** Dissertação de Mestrado. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 148 p.
- Shrader-Frechette, K.S. & McCoy, E.D., 1993. **Method in ecology: strategies for conservation.** Cambridge, Cambridge University Press. 574 p.
- Silva, A.F., 1989. **Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo da Reserva Florestal Professor Augusto Ruschi, São José dos Campos, SP.** Universidade de Campinas, Campinas.

- Silva, F.C. & Marconi, L.P., 1990. Fitossociologia de uma Floresta com Araucária em Colombo-PR. **Boletim de Pesquisas Florestais** **20**: 23-28.
- Silva, J.A., Salomão, A.N., Gripp, A., & Leite, E.J. 1997. Phytosociological survey in Brazilian forest genetic reserve of Caçador. **Plant Ecology** **133**: 1-11.
- Silva, J.A.; Salomão, A.N. & Netto, D.A.M., 1998. Natural regeneration under *Araucaria angustifolia* (Bert.) O.Kuntze Forest in the Genetic Reserve of Caçador-SC. **Revista Árvore** **22(2)**: 143-153.
- Smith, T.B.; Kark, S.; Schneider, C.J.; Wayne, R. & Moritz, C., 2001. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. **Trends in Ecology and Evolution** **16(8)**: 431.
- Sobral, M., 2003. **A família Myrtaceae no Rio Grande do Sul**. São Leopoldo, Editora UNISINOS. 215 p.
- Stork, N. E. & Samways, M. J., 1995. Inventorying and monitoring of biodiversity. In. **Global biodiversity assessment**. Heywood, V.H. & Watson, R.T. (ed.) Cambridge, Cambridge University Press. p. 453-543.
- Stowe, C.J., Kissling, W.D., Ohlemülher, R. and Wilson, J.B. 2003. Are ecotone properties scale-dependent? A test from *Nothofagus* treeline in Southern New Zealand. *Community Ecology* **4** (1); 35-42.
- Suertegaray, D.M.A. 1996. Rio Grande do Sul: Morfogênese da Paisagem, Questões para sala de aula. *Boletim Gaucho de Geografia*, n. 21, Porto Alegre, 117-132p.
- Tanner, E.V.J., 1977. Four montane rain forests of Jamaica: a quantitative characterization of the floristics, the soils and the foliar mineral levels, and a discussion of the interrelations. **Journal of Ecology** **65**: 883-918.
- Tanner, E.V.J., 1980. Litter fall in montane rain forests of Jamaica and its relations to clima. **Journal of Ecology** **68**: 833-848.
- Tedesco, M. J.; Gianello, C.; Bissani, C. A.; Bohnen, H. & Volkweiss, S. J., 1995. Análise de Solos, Plantas e Outros Materiais. 2 ed. Porto Alegre. Faculdade de Agronomia, UFRGS. 174 p.
- Teixeira, M.B.; Coura-Neto, A.B.; Pastore, U. & Rangel-Filho, L.R., 1986. Vegetação - **As Regiões Fitoecológicas, sua Natureza e seus Recursos Econômicos. Estudo Fitogeográfico. In Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SH.22 Lagoa Mirim: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. Vol. 33, pp. 541-632. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Rio de Janeiro.
- Terborgh, J. & Andresen, E., 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. **Journal of tropical ecology** **14(5)**: 645-664
- Terborgh, J. 1986., Keystone plant resources in the tropical forest. In. M.E. Soulé (ed.), **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. P. 330-44.

- Tokeshi, M., 1999. **Species coexistence: ecological and evolutionary perspectives**. London, Blackwell Science. 454 p.
- Turner, M.A. & Gardner, R.H., 1991. **Quantitative methods in landscape ecology : the analysis and interpretation of landscape heterogeneity**. New York. 536 p.
- Vaccaro, S. 1997. **Relatório final: Área de engenharia florestal. Projeto de ecoturismo sustentável para a região dos campos de cima da serra - Município de Cambará do Sul. Cambará do Sul: Relatório técnico**76p.
- Veech, J.A.; Summerville, K.S.; Crist, T.O. & Gering, J.C., 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos** **99**: 3-9.
- Veloso, H.P. & Klein, R.M., 1968. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil VI. Agrupamentos arbóreos dos contra-fortes da Serra Geral situados ao sul da costa catarinense e ao norte da costa sul-riograndense. **Sellowia** **20**: 127-180.
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A., 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 123p.
- Venevsky, S. & Veneskaia, I., 2003. Large-scale energetic and landscape factors of vegetation diversity. **Ecology Letters** **6**: 1004-1016.
- Villwock, J. A. São Francisco de Paula e o Planalto das Araucárias: um ponto de vista geológico. In: Richter, M. (org.) **Conservação da biodiversidade e desenvolvimento sustentável de São Francisco de Paula – um plano de ação preliminar**. Porto Alegre: EDIPUCRS 1998. p. 53 – 64.
- Vivan, J. L., 1998. **Agricultura & Floresta – Princípios de uma Interação Vital**. AS-PTA/Editora Agropecuária, 207 p.
- Vitousek, P.M. Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. & Matson, P.A. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. **Bioscience** **36**: 368-373
- Vitousek, P.M., 1994. Beyond global warming: Ecology and global change. **Ecology** **75**:1861-1876.
- Vitousek, P.M. & Walker, L.R., 1989. Biological invasion by *Myrica Faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. **Ecological Monographs** **59**: 247-265.
- Vogt, K.A.; Grier, C.C. & Vogt, D.C., 1986. Production, turnover and nutrient dynamics of above and belowground detritus of world forests. *Advanced Ecological Research* **15**: p. 303-377.
- Waechter, J.L., 2002. Padrões Geográficos da Flora atual do Rio Grande do Sul. **Ciência e Ambiente** **24**: 93-108.
- Wagner, H.H. & Edwards, P.J., 2001. Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. **Landscape Ecology** **16**: 121-131.

- Waide, R.B.; Willig, M.R.; Steiner, C.F.; Mittelbach, G.; Gough, L.; Dodson, S.I.; Juday, G.P. & Parmenter, R., 1999. The relationship between productivity and species richness. **Annual Review of Ecological and Systematics** **30**: 257-300.
- Ward, J.H., 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. **Journal of American Statistical Association** **58**: 236-244.
- Waring, R.H. & Shlesinger, W.H., 1985. **Forest ecosystems: Concepts and management**. London, Academic Press. 338 p.
- Welden, C.W.; Hewett, S.W.; Hubbell, S.P. & Foster, R.B., 1991. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. **Ecology** **72**: 35-50.
- Whittaker, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon** **21**: 213-251.
- Whittaker, R.H., 1975. **Communities and Ecosystems**. New York, Macmillan.
- Whittaker, R.H., 1977. Evolution of species diversity in land plant communities. **Evolutionary Biology** **10**: 1-67.
- Wiens, J. A. The Emerging Role of Patchiness in Conservation Biology. In: Pickett, S.T.A.; Ostfeld, R.S.; Shachak, M. & Likens, G.E., 1997. **The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems and biodiversity**. New York: Chapman & Hall. p. 93-107.
- Willis, K.J. & Whittaker, R.J., 2002. Species diversity-scale matters. **Science** **295**: 1245-1247.
- Wilson, E.O., 1992. **The diversity of Life**. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Wright, S.J., 1996. Plant Species Diversity and Ecosystem Functioning in Tropical Forests. In: Oriens, G.H., Dirzo, R. & Cushman, J.H. (ed). **Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests**. p. 11-31.
- Yamakura, T. & Sahunalu, P. 1990. Soil carbon/nitrogen ratio as a site quality index for some South-east Asian forests. **Journal of Tropical Ecology** **6**: 371-378.

## 7. ANEXOS

### Anexo 1: Lista de espécies no conjunto das comunidades da zona de contato estudada.

Família	Espécie	Nome popular
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex brevicuspis</i> Reiss.	Caúna-da-serra
	<i>Ilex microdonta</i> Reiss.	Congonha
	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	Erva-mate
ARAUCARIACEAE	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Pinheiro-brasileiro
ASTERACEAE	<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	Açucará
	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Vassourão-preto
	<i>Piptocarpha notata</i> (Less.) Baker	Pau-toicinho
	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	Vassourão-preto
	<i>Vernonia</i> sp.	
CELASTRACEAE	<i>Maytenus</i> sp.	
CUNONIACEAE	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Guaperê
	<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	Gramimunha
EUPHORBIACEAE	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	Leiteiro
FLACOURTIACEAE	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatunga
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	Sucará
LAURACEAE	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Canela-papagaio
	<i>Cryptocaria aschersoniana</i> Mez	Canela-fogo
	Lauraceae - Morfoespécie 1	
	Lauraceae - Morfoespécie 2	
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & C. Mart. ex Nees	Canela-fedida
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canala-imbuia
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Canela-fedida
FABACEAE	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	
	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Corticeira-da-serra
	<i>Inga</i> cf. <i>virescens</i> Benth.	Ingá
	<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	Ingá
MELASTOMATAACEAE	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Bracatinga
	<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	Manacá-da-serra
MELIACEAE	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro
MYRSINACEAE	<i>Myrsine</i> cf. <i>coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca
	<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Capororoca
MONIMIACEAE	<i>Hennecartia omphalandra</i> Poiss.	Canema
	<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	Pimenteira

## Cont. Anexo 1

Família	Espécie	Nome popular
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes grandifolia</i> O. Berg	Guamirim-chorão
	<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Guamirim
	<i>Eugenia psidiiflora</i> O. Berg	Guamirim
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	Batinga-branca
	<i>Eugenia schuchiana</i> O. Berg	Guamirim
	<i>Hexachlamys itatiaensis</i> Mattos	
	<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand	Guamirim
	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	Guamirim
	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	Guamirim
	<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O. Berg	Guamirim
	<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D. Legrand & Kausel	
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Guamirim
	<i>Myrcia oligantha</i> O. Berg	Guamirim
	<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	Guabiju
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Camboim
<i>Siphoneugena reitzii</i> D. Legrand	Camboim	
PODOCARPACEAE	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Pinho-bravo
PROTEACEAE	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Carvalho-do-brasil
ROSACEAE	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Pessegueiro-do-mato
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-cadela
SABIACEAE	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	Pau-fernandes
SAPINDACEAE	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá-vermelho
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá-branco
SOLANACEAE	Solanaceae - Morfoespécie 1	
	<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Joá-manso
	<i>Solanum variabile</i> Mart.	Jurubeba
SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	
THEACEAE	<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H. Keng	Santa-rita
THYMELAEACEAE	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	Embira
WINTERACEAE	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Casca-d'anta

**Anexo 2:** Parâmetros fitossociológicos do componente arbóreo, com no mínimo 10 cm de diâmetro à altura do peito (DAP), calculados com base em 21 unidades amostrais de 100m<sup>2</sup> em cada sítio: A) sítio P3, B) sítio P2, C) sítio B1, D) sítio E4 e E) sítio E5. Ni= número de indivíduos; UA= número de unidades amostrais com presença da espécie; AB= área basal absoluta (m<sup>2</sup>/ha); DA= densidade absoluta (ind/ha); FA= frequência absoluta (%); ABR= área basal relativa (%); DR= densidade relativa (%); FR= frequência relativa (%) e VI= valor de importância (%). As listas são organizadas por ordem decrescente de VI.

### A) Sítio P3

Espécie	Ni	UA	AB m <sup>2</sup> /ha	DA ind/ha	FA %	ABR %	DR %	FR %	VI %
<i>Myrceugenia euosma</i>	26	8	7,0	119,5	38,1	24,0	15,8	8,9	16,2
<i>Ilex microdonta</i>	21	10	4,7	96,5	47,6	16,0	12,7	11,1	13,3
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	29	12	2,3	133,3	57,1	7,8	17,6	13,3	12,9
<i>Araucaria angustifolia</i>	21	11	3,5	96,5	52,4	11,8	12,7	12,2	12,3
<i>Myrcia retorta</i>	15	8	2,9	68,9	38,1	9,9	9,1	8,9	9,3
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	9	7	3,6	41,4	33,3	12,2	5,5	7,8	8,5
<i>Vernonia discolor</i>	7	5	1,3	32,2	23,8	4,3	4,2	5,6	4,7
<i>Myrsine lorentziana</i>	7	4	0,6	32,2	19,0	2,1	4,2	4,4	3,6
<i>Gordonia fruticosa</i>	5	4	0,4	23,0	19,0	1,2	3,0	4,4	2,9
<i>Nectandra grandiflora</i>	4	3	0,6	18,4	14,3	2,1	2,4	3,3	2,6
<i>Drimys brasiliensis</i>	3	3	0,3	13,8	14,3	1,1	1,8	3,3	2,1
<i>Ilex paraguariensis</i>	2	2	0,5	9,2	9,5	1,8	1,2	2,2	1,7
<i>Myrceugenia miersiana</i>	3	2	0,3	13,8	9,5	1,1	1,8	2,2	1,7
<i>Mimosa scabrella</i>	3	1	0,3	13,8	4,8	1,1	1,8	1,1	1,3
<i>Myrcia guianensis</i>	2	2	0,1	9,2	9,5	0,4	1,2	2,2	1,3
<i>Siphoneugena reitzii</i>	1	1	0,2	4,6	4,8	0,8	0,6	1,1	0,8
<i>Ocotea indecora</i>	1	1	0,2	4,6	4,8	0,6	0,6	1,1	0,8
<i>Prunus sellowii</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,4	0,6	1,1	0,7
<i>Ilex brevicuspis</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,3	0,6	1,1	0,7
<i>Lamanonia ternata</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,3	0,6	1,1	0,7
<i>Symplocus tetrandra</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,3	0,6	1,1	0,7
<i>Xilosma pseudosalzmanii</i>	1	1	0,0	4,6	4,8	0,2	0,6	1,1	0,6
<i>Myrceugenia oxypala</i>	1	1	0,0	4,6	4,8	0,1	0,6	1,1	0,6
<b>Soma</b>	<b>165</b>	<b>-</b>	<b>29,35</b>	<b>758,21</b>	<b>428,57</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>



**B) Sítio P2**

<b>Espécie</b>	<b>Ni</b>	<b>UA</b>	<b>AB</b> m <sup>2</sup> /ha	<b>DA</b> ind/ha	<b>FA</b> %	<b>ABR</b> %	<b>DR</b> %	<b>FR</b> %	<b>VI</b> %
<i>Myrcia retorta</i>	43	16	14,4	197,6	76,2	44,6	25,6	16,3	28,8
<i>Sapium glandulatum</i>	28	11	2,7	128,7	52,4	8,5	16,7	11,2	12,1
<i>Drimys brasiliensis</i>	22	10	3,4	101,1	47,6	10,6	13,1	10,2	11,3
<i>Araucaria angustifolia</i>	10	7	2,6	46,0	33,3	7,9	6,0	7,1	7,0
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	13	9	1,1	59,7	42,9	3,4	7,7	9,2	6,8
Lauraceae – Morfoespécie1	7	5	1,4	32,2	23,8	4,4	4,2	5,1	4,6
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	5	5	1,0	23,0	23,8	3,0	3,0	5,1	3,7
<i>Ilex paraguariensis</i>	7	4	0,8	32,2	19,0	2,4	4,2	4,1	3,6
<i>Myrceugenia miersiana</i>	5	5	0,6	23,0	23,8	1,8	3,0	5,1	3,3
<i>Hexachlamys itatiaiensis</i>	3	3	0,6	13,8	14,3	1,7	1,8	3,1	2,2
<i>Weinmania paulliniifolia</i>	2	2	0,7	9,2	9,5	2,3	1,2	2,0	1,8
<i>Cedrella fissilis</i>	2	2	0,4	9,2	9,5	1,2	1,2	2,0	1,5
<i>Inga lentiscifolia</i>	2	2	0,2	9,2	9,5	0,7	1,2	2,0	1,3
<i>Eugenia psidiiflora</i>	2	2	0,2	9,2	9,5	0,5	1,2	2,0	1,2
<i>Siphoneugena reitzii</i>	3	1	0,3	13,8	4,8	0,9	1,8	1,0	1,2
<i>Myrsine lorentziana</i>	2	2	0,1	9,2	9,5	0,4	1,2	2,0	1,2
<i>Vernonia discolor</i>	1	1	0,4	4,6	4,8	1,3	0,6	1,0	1,0
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	1	1	0,3	4,6	4,8	1,0	0,6	1,0	0,9
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	1	1	0,2	4,6	4,8	0,6	0,6	1,0	0,7
<i>Tibouchina sellowiana</i>	1	1	0,2	4,6	4,8	0,6	0,6	1,0	0,7
<i>Nectandra megapotamica</i>	1	1	0,2	4,6	4,8	0,5	0,6	1,0	0,7
<i>Lamanonia ternata</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,4	0,6	1,0	0,7
<i>Ocotea corimbosa</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,3	0,6	1,0	0,6
<i>Ilex microdonta</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,2	0,6	1,0	0,6
<i>Podocarpus lambertii</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,2	0,6	1,0	0,6
<i>Piptocarpha notata</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,2	0,6	1,0	0,6
<i>Nectandra grandiflora</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,2	0,6	1,0	0,6
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	1	0,0	4,6	4,8	0,1	0,6	1,0	0,6
<b>Soma</b>	<b>168</b>	<b>-</b>	<b>32,31</b>	<b>772,00</b>	<b>466,67</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

## C) Sítio B1

<b>Espécie</b>	<b>Ni</b>	<b>UA</b>	<b>AB</b> m <sup>2</sup> /ha	<b>DA</b> ind/ha	<b>FA</b> %	<b>ABR</b> %	<b>DR</b> %	<b>FR</b> %	<b>VI</b> %
<i>Cabralea canjerana</i>	23	12	9,2	104,0	57,1	22,5	10,6	7,8	13,6
<i>Tibouchina sellowiana</i>	23	12	2,7	104,0	57,1	6,7	10,6	7,8	8,3
<i>Lamanonia ternata</i>	20	11	2,2	90,5	52,4	5,4	9,2	7,1	7,3
<i>Myrcia retorta</i>	14	7	3,5	63,3	33,3	8,6	6,5	4,5	6,5
<i>Ilex paraguariensis</i>	13	11	1,8	58,8	52,4	4,5	6,0	7,1	5,9
<i>Piptocarpha axilaris</i>	12	8	1,3	54,3	33,3	3,1	5,5	4,5	4,4
<i>Weinmania paulliniifolia</i>	10	4	2,4	54,3	38,1	5,9	5,5	5,2	5,6
<i>Ocotea indecora</i>	7	7	3,8	45,2	19,0	9,2	4,6	2,6	5,5
<i>Ilex microdonta</i>	12	7	0,8	36,2	28,6	1,9	3,7	3,9	3,2
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	8	6	3,0	31,7	33,3	7,4	3,2	4,5	5,1
<i>Eugenia psidiiflora</i>	6	6	1,1	27,1	28,6	2,8	2,8	3,9	3,2
<i>Myrceugenia miersiana</i>	5	4	0,6	27,1	19,0	1,5	2,8	2,6	2,3
<i>Nectandra grandiflora</i>	6	6	0,5	27,1	28,6	1,2	2,8	3,9	2,6
<i>Myrciaria floribunda</i>	4	4	1,3	22,6	19,0	3,3	2,3	2,6	2,7
<i>Prunus sellowii</i>	6	4	0,5	22,6	19,0	1,3	2,3	2,6	2,1
<i>Calypttranthes grandifolia</i>	5	4	0,4	18,1	19,0	1,1	1,8	2,6	1,8
<i>Casearia decandra</i>	4	4	0,4	18,1	19,0	0,9	1,8	2,6	1,8
<i>Cedrela fissilis</i>	4	4	1,3	18,1	19,0	3,1	1,8	2,6	2,5
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	3	3	0,3	13,6	14,3	0,7	1,4	1,9	1,3
Lauraceae – Morfoespécie 1	3	3	0,4	13,6	9,5	1,1	1,4	1,3	1,3
<i>Sapium glandulatum</i>	3	2	0,2	13,6	14,3	0,5	1,4	1,9	1,3
<i>Drimys brasiliensis</i>	2	2	0,1	9,0	4,8	0,3	0,9	0,6	0,6
<i>Gordonia fruticosa</i>	2	2	0,2	9,0	9,5	0,4	0,9	1,3	0,9
<i>Hexachlamys itatiaiensis</i>	2	2	0,2	9,0	9,5	0,4	0,9	1,3	0,9
<i>Inga lentiscifolia</i>	2	2	0,2	9,0	9,5	0,6	0,9	1,3	0,9
<i>Ocotea corimbosa</i>	2	2	0,4	9,0	9,5	1,1	0,9	1,3	1,1
<i>Vernonia discolor</i>	1	1	0,3	9,0	9,5	0,8	0,9	1,3	1,0
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	2	1	0,4	4,5	4,8	1,0	0,5	0,6	0,7
<i>Cupania vernalis</i>	1	1	0,0	4,5	4,8	0,1	0,5	0,6	0,4
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,2	0,5	0,6	0,4
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	1	1	0,0	4,5	4,8	0,1	0,5	0,6	0,4
<i>Myrceugenia oxypala</i>	1	1	0,0	4,5	4,8	0,1	0,5	0,6	0,4
<i>Myrcia guianensis</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,1	0,5	0,6	0,4
<i>Myrcia oligantha</i>	1	1	0,0	4,5	4,8	0,1	0,5	0,6	0,4
<i>Myrsine lorentziana</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,3	0,5	0,6	0,5
<i>Nectandra megapotamica</i>	1	1	0,2	4,5	4,8	0,5	0,5	0,6	0,5
<i>Roupala brasiliensis</i>	1	1	0,3	4,5	4,8	0,7	0,5	0,6	0,6
<i>Symplocos tretandra</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,2	0,5	0,6	0,4
<i>Solanum variabile</i>	1	1	0,0	4,5	4,8	0,1	0,5	0,6	0,4
<i>Xilosma pseudosalzmanii</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,2	0,5	0,6	0,4
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	1	0,0	4,5	4,8	0,1	0,5	0,6	0,4
<b>Sum</b>	<b>217</b>	<b>-</b>	<b>40,9</b>	<b>981,7</b>	<b>733,3</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

## D) Sítio E4

Espécie	Ni	UA	AB m <sup>2</sup> /ha	DA ind/ha	FA %	ABR %	DR %	FR %	VI %
<i>Cabralea canjerana</i>	37	20	19,4	168,1	95,2	35,0	22,8	16,3	24,7
<i>Eugenia psidiiflora</i>	19	16	3,4	86,3	76,2	6,1	11,7	13,0	10,3
<i>Ocotea indecora</i>	18	11	8,4	31,8	28,6	15,1	4,3	4,9	8,1
<i>Calyptranthes grandifolia</i>	12	8	1,7	72,7	42,9	3,0	9,9	7,3	6,7
<i>Hexachlamys itatiaiensis</i>	4	4	2,5	54,5	38,1	4,5	7,4	6,5	6,1
<i>Casearia decandra</i>	9	6	1,4	40,9	28,6	2,6	5,6	4,9	4,3
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	3	3	4,7	13,6	14,3	8,5	1,9	2,4	4,3
<i>Matayba elaeagnoides</i>	7	6	1,9	31,8	28,6	3,5	4,3	4,9	4,2
<i>Nectandra grandiflora</i>	7	7	1,0	31,8	33,3	1,8	4,3	5,7	3,9
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	5	5	1,9	22,7	23,8	3,4	3,1	4,1	3,5
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	6	5	0,8	27,3	23,8	1,5	3,7	4,1	3,1
<i>Myrsine lorentziana</i>	4	4	1,3	18,2	19,0	2,3	2,5	3,3	2,7
<i>Meliosma sellowii</i>	2	2	1,4	9,1	9,5	2,6	1,2	1,6	1,8
<i>Ilex microdonta</i>	2	2	0,2	9,1	9,5	0,4	1,2	1,6	1,1
<i>Ilex paraguariensis</i>	2	2	0,2	9,1	9,5	0,4	1,2	1,6	1,1
<i>Cedrela fissilis</i>	2	1	0,6	9,1	4,8	1,1	1,2	0,8	1,1
<i>Myrceugenia miersiana</i>	2	2	0,2	9,1	9,5	0,3	1,2	1,6	1,1
<i>Eugenia schuchiana</i>	2	2	0,1	9,1	9,5	0,2	1,2	1,6	1,0
<i>Myrcianthes pungens</i>	1	1	0,8	4,5	4,8	1,5	0,6	0,8	1,0
<i>Myrcia retorta</i>	2	1	0,3	9,1	4,8	0,5	1,2	0,8	0,9
<i>Myrsine cf. coriacea</i>	1	1	0,5	4,5	4,8	0,9	0,6	0,8	0,8
Lauraceae – Morfoespécie 2	1	1	0,5	4,5	4,8	0,8	0,6	0,8	0,8
<i>Inga cf. virescens</i>	1	1	0,5	4,5	4,8	0,8	0,6	0,8	0,8
<i>Mollinedia elegans</i>	1	1	0,3	4,5	4,8	0,5	0,6	0,8	0,6
Lauraceae – Morfoespécie 1	1	1	0,3	4,5	4,8	0,5	0,6	0,8	0,6
<i>Prunus sellowi</i>	1	1	0,2	4,5	4,8	0,4	0,6	0,8	0,6
<i>Roupala brasiliensis</i>	1	1	0,2	4,5	4,8	0,4	0,6	0,8	0,6
<i>Myrciaria floribunda</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,2	0,6	0,8	0,6
NI	1	1	0,1	4,5	4,8	0,2	0,6	0,8	0,5
<i>Lamanonia ternata</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,2	0,6	0,8	0,5
<i>Eugenia pluriflora</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,2	0,6	0,8	0,5
<i>Cupania vernalis</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,2	0,6	0,8	0,5
<i>Myrcia oligantha</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,2	0,6	0,8	0,5
<i>Inga lentiscifolia</i>	1	1	0,1	4,5	4,8	0,1	0,6	0,8	0,5
<i>Myrceugenia oxypepala</i>	1	1	0,0	4,5	4,8	0,1	0,6	0,8	0,5
<b>Soma</b>	<b>161</b>	<b>-</b>	<b>55,5</b>	<b>735,9</b>	<b>585,7</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

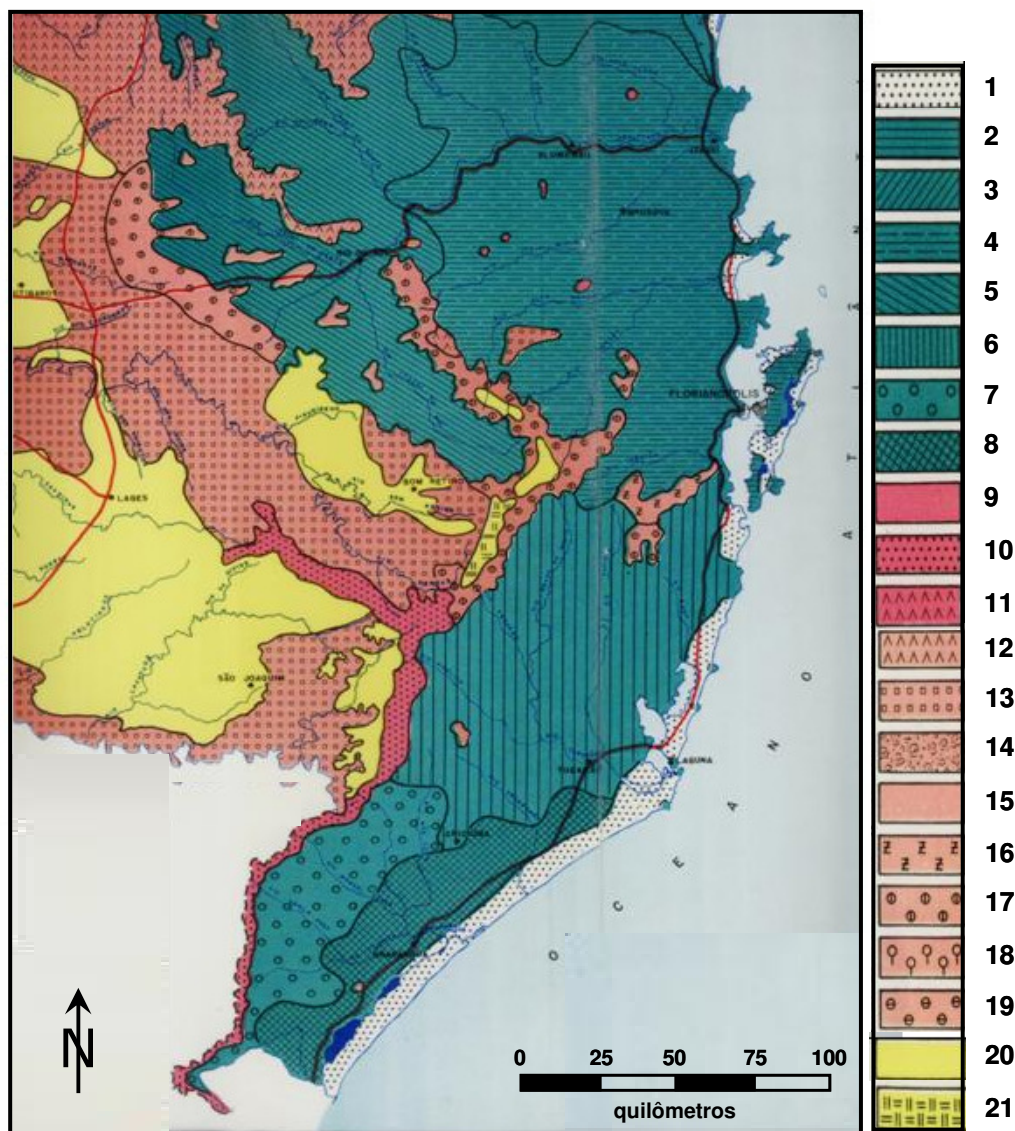
**E) Sítio E5**

<b>Espécie</b>	<b>Ni</b>	<b>UA</b>	<b>AB</b> m <sup>2</sup> /ha	<b>DA</b> ind/ha	<b>FA</b> %	<b>ABR</b> %	<b>DR</b> %	<b>FR</b> %	<b>VI</b> %
<i>Cabralea canjerana</i>	22	12	9,4	101,1	57,1	22,8	11,1	10,2	14,7
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	46	12	2,9	211,4	57,1	7,1	23,2	10,2	13,5
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	27	9	2,1	124,1	42,9	5,0	13,6	7,6	8,8
<i>Dasiphylum spinescens</i>	16	7	2,4	73,5	33,3	5,9	8,1	5,9	6,7
<i>Cinamomum glaziovii</i>	6	6	3,2	27,6	28,6	7,7	3,0	5,1	5,3
<i>Hexachlamis itatiaensis</i>	6	6	2,7	27,6	28,6	6,5	3,0	5,1	4,9
<i>Calyptanthes grandifolia</i>	11	7	1,0	50,5	33,3	2,3	5,6	5,9	4,6
<i>Matayba elaeagnoides</i>	4	4	2,3	18,4	19,0	5,5	2,0	3,4	3,6
<i>Vernonia</i> sp.	4	4	2,0	18,4	19,0	4,8	2,0	3,4	3,4
<i>Eugenia psidiiflora</i>	6	5	0,8	27,6	23,8	2,0	3,0	4,2	3,1
<i>Nectandra megapotamica</i>	4	4	1,6	18,4	19,0	3,9	2,0	3,4	3,1
<i>Sapium glandulatum</i>	6	4	1,0	27,6	19,0	2,4	3,0	3,4	2,9
<i>Roupala brasiliensis</i>	4	4	1,1	18,4	19,0	2,6	2,0	3,4	2,7
<i>Myrsine lorentziana</i>	4	4	0,7	18,4	19,0	1,7	2,0	3,4	2,4
<i>Inga</i> cf. <i>virescens</i>	4	4	0,5	18,4	19,0	1,2	2,0	3,4	2,2
<i>Myrciaria floribunda</i>	2	1	0,9	9,2	4,8	2,3	1,0	0,8	1,4
<i>Cupania vernalis</i>	3	2	0,4	13,8	9,5	0,9	1,5	1,7	1,4
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	1	1	1,1	4,6	4,8	2,6	0,5	0,8	1,3
<i>Ilex paraguariensis</i>	2	2	0,3	9,2	9,5	0,8	1,0	1,7	1,2
<i>Myrceugenia oxypetala</i>	2	2	0,2	9,2	9,5	0,4	1,0	1,7	1,0
<i>Erythrina falcata</i>	1	1	0,7	4,6	4,8	1,7	0,5	0,8	1,0
<i>Eugenia schuchiana</i>	2	2	0,1	9,2	9,5	0,3	1,0	1,7	1,0
<i>Meliosma sellowii</i>	1	1	0,7	4,6	4,8	1,6	0,5	0,8	1,0
<i>Myrceugenia ovata</i>	2	2	0,1	9,2	9,5	0,3	1,0	1,7	1,0
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	1	1	0,6	4,6	4,8	1,6	0,5	0,8	1,0
<i>Ocotea indecora</i>	1	1	0,6	4,6	4,8	1,5	0,5	0,8	1,0
<i>Eugenia pluriflora</i>	1	1	0,6	4,6	4,8	1,4	0,5	0,8	0,9
<i>Tibouchina sellowiana</i>	1	1	0,4	4,6	4,8	0,9	0,5	0,8	0,7
<i>Eugenia ramboi</i>	1	1	0,2	4,6	4,8	0,6	0,5	0,8	0,6
<i>Maytenus</i> sp.	1	1	0,2	4,6	4,8	0,5	0,5	0,8	0,6
<i>Myrcia retorta</i>	1	1	0,2	4,6	4,8	0,5	0,5	0,8	0,6
Solanaceae – Morfoespécie 1	1	1	0,1	4,6	4,8	0,2	0,5	0,8	0,5
<i>Myrcia oligantha</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,2	0,5	0,8	0,5
<i>Hennecartia ophalandra</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,1	0,5	0,8	0,5
<i>Solanum sanctaecatharinae</i>	1	1	0,1	4,6	4,8	0,1	0,5	0,8	0,5
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	1	0,0	4,6	4,8	0,1	0,5	0,8	0,5
<b>Soma</b>	<b>198</b>	<b>-</b>	<b>41,2</b>	<b>909,9</b>	<b>561,9</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

**Anexo 3:** Compilação de dados comparativos de estudos fitossociológicos dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Nascimento *et al.* 2000), Brasil. Todos os estudos utilizaram áreas fixas e componente arbóreo de no mínimo 10 cm de diâmetro altura do peito (DAP) e \* no mínimo 5 cm DAP.

Forest Type	Localities	Altitude m (asl)	Highest species importance value	Basal Area m <sup>2</sup> /ha	Trees / ha	Spp. Richness	Sample Area (Lieberman <i>et al.</i> )	Author(s)
Mixed	Esmeralda	900	<i>Sebastiania klotzchiana</i>	-	732	38	0.48	Jarenkow & Baptista 1985*
Mixed	Nova Prata	-	<i>Lithraea brasiliensis</i>	29.0	779	54	1	Nascimento <i>et al.</i> 2000
Cloud	Morro da Igreja,	1710	<i>Myrceugenia regnelliana</i>	62.5	1570	7	0.2	Falkenberg 2003
Cloud	Bom Jardim da Serra	1400	<i>Ilex microdonta</i>	49.7	1828	10	0.22	Falkenberg 2003
Cloud	Cambará do Sul	1000	<i>Ilex microdonta</i>	38.8	1530	28	0.3	Vaccaro 1997
Mixed (tall)	Cambará do Sul	1000	<i>Araucaria angustifolia</i>	85.2	831	43	0.5	Vaccaro 1997
Mixed	Cambará do Sul	1000	<i>Araucaria angustifolia</i>	51.9	1141	68	1.41	Vaccaro 1997
Mixed (low)	Cambará do Sul	1000	<i>Myrceugenia euosma</i>	33.8	1595	44	0.24	Vaccaro 1997
Site P3	São Francisco Paula	900-920	<i>Myrceugenia euosma</i>	29.4	758	23	0.21	This study
Site P2	São Francisco Paula	920	<i>Myrcia retorta</i>	32.3	772	28	0.21	This study
Site B1	São Francisco Paula	880-910	<i>Cabranea canjerana</i>	40.9	982	41	0.21	This study
Site E4	São Francisco Paula	850	<i>Cabranea canjerana</i>	55.5	736	35	0.21	This study
Site E5	São Francisco Paula	830-850	<i>Cabranea canjerana</i>	41.2	910	36	0.21	This study
Meta-com	São Francisco Paula	830-920	<i>Cabranea canjerana</i>	39.6	831	66	1.05	This study
Montane Dense	Riozinho	830	<i>Cabranea canjerana</i>	45.5	812	66	1	Brack 2002
Secondary Dense	Maquine	15-450	<i>Cabranea canjerana</i>	38.5	1546	78	1	Sevegnani 1995*
Submontane Dense	Orleans, SC	256 - 282	<i>Euterpe edulis</i>	33.1	735	94	1	Cittadini-Zanette 1995
Submontane Dense	Morrinhos do Sul	460	<i>Euterpe edulis</i>	42.6	1127	97	1	Jarenkow 1994
Submontane Dense	Maquine	140 - 170	<i>Virola bicuhyba</i>	38.9	755	68	1	Brack 2002

**Anexo 4.** Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina enfocando a porção sudeste do estado. Fonte: Klein (1978).



#### Florestas tropicais

1. Vegetação litorânea: vegetação de Mangue, vegetação de Dunas, vegetação de Restinga.
2. Floresta tropical das encostas da Serra do Mar setentrional do Estado com predominância de laranjeira-do-mato (*Sloanea guianensis*), leiteiro (*Brosimopsis lactencsis*), canela-preta (*Ocotea catharinensis*) e içara (*Euterpe edulis*).
3. Floresta tropical do Alto da Serra do Mar com predominância de canela-amarela (*Nectandra lanceolata*), sapopema (*Sloanea lasiocoma*), tanheiro (*Alchornea triplinervia*), taquaras (*Merostachys* spp.) e carás (*Chusquea* spp.).
4. Floresta tropical do litoral e encosta centro-norte, com predominância de canela-preta (*Ocotea catharinensis*), laranjerio-do-mato (*Sloanea guianensis*) e palmitero (*Euterpe edulis*).
5. Floresta tropical do Alto Vale do Itajaí, com predominância de -preta (*Ocotea catharinensis*), canela-sassafrás (*Ocotea pretiosa*) e peroba (*Aspidosperma olivaceum*).
6. Floresta tropical do litoral e encosta centro-sul, com predominância de canela-preta (*Ocotea catharinensis*), caxeta-amarela (*Chrysophyllum viride*) e palmitero (*Euterpe edulis*).
7. Floresta tropical meridional nas encostas da Serra Geral, com predominância de bagaçu (*Talauma ovata*), marla-mole (*Guapira opposita*), ingabaú (*Gomidesia tijucensis*), caxeta-amarela (*Chrysophyllum viride*) e palmitero (*Euterpe edulis*).
8. Floresta tropical das planícies quaternárias do sul, com predominância de ipê-amarelo (*Tabebuia umbellata*), figueira (*Ficus organensis*), coqueiro (*Syagrus romanzoffiana*), e guamirins (*Myrcia dichrophylla* e *Myrcia glabra*).

#### Florestas nebulares

9. Floresta baixa de topo de morro na Zona da mata pluvial atlântica, com predominância de mangue-de-formiga (*Clusia criuva*), caúnas (*Ilex* spp.), quaresma (*Tibouchina sellowiana*), gramimunhas (*Weinmannia* spp.), casca-d'anta (*Drymis brasiliensis*) e carás (*Chusquea* spp.).
10. Floresta nebular da crista da Serra Geral, com predominância de gramimunhas (*Weinmannia* spp.), casca-d'anta (*Drymis brasiliensis*), cambuí (*Siphoneugena reitzii* e *Myrceugenia* spp.), caúnas (*Ilex* spp.), urtigão (*Gunnera manicata*) e carás (*Chusquea* spp.).

11. Floresta nebulosa da crista da Serra do Mar, com predominância de gramimunhas (*Weinmannia spp.*), casca-d'anta (*Drymis brasiliensis*), guamirins (*Eugenia spp.*, *Myrceugenia spp.*, *Caliptranthes*), caúnas (*Ilex spp.*) e carás (*Chusquea spp.*).

#### **Florestas com Araucária**

12. Floresta com Araucária na Bacia Iguaçu-Negro e nos planaltos elevados das bacias dos afluentes do rio Uruguai, com submata onde predominam a imbuia (*Ocotea porosa*), a sacopema (*Sloanea lasiocoma*), a erva-mate (*Ilex paraguayensis*) e taquara (*Merostachys multiramea*).
13. Floresta com Araucária na bacia de Pelotas-Canoas, com submata onde predominam a canela-lajeana (*Ocotea pulchella*), a canela-amarela (*Nectandra lanceolata*) e o camboatá (*Matayba elaeagnoides*).
14. Floresta com Araucária do extremo oeste, com submata onde predominam o angico (*Parapiptadenia rigida*), a grápia (*Apuleia leiocarpa*), a guajuvira (*Patagonula americana*) e canelas (*Nectandra spp.*).
15. Núcleos da floresta mista de Araucária na região da Mata Pluvial Atlântica.

#### **Faxinais da Serra**

16. Faxinal da Serra do Tabuleiro, floresta com predominância de guaraperê (*Lamanonia speciosa*), carne-de-vaca (*Clethra scabra*), caúnas (*Ilex spp.*), guamirins (*Eugenia spp.*, *Myrcia spp.*, *Myrceugenia*), taquaras (*Merostachys spp.*) e carás (*Chusquea spp.*).
17. Faxinal ao longo das ramificações da Serra Geral, e outras serras isoladas, floresta com predominância de carne-de-vaca (*Clethra scabra*), guamirins (*Gomidesia spp.*, *Myrceugenia spp.*), caúnas (*Ilex spp.*), pinheiro (*Araucária angustifolia*), taquara (*Merostachys spp.*) e carás (*Chusquea spp.*).
18. Faxinal, em Faxinal dos Guedes, floresta com predominância de guaraperê (*Lamanonia speciosa*), guamirim (*Myrcia obtecta*), caúnas (*Ilex spp.*), piúna (*Myrciaria tenella*) e taquara (*Merostachys spp.*).
19. Faxinal do Campo Erê, floresta com predominância de guamirins (*Myrcia obtecta*, *Myrceugenia euosma* e *Gomidesia selowiana*), carne-de-vaca (*Clethra scabra*), canela-lajeana (*Ocotea pulchella*), piúna (*Myrciaria tenella*), pinheiro (*Araucária angustifolia*) e carás (*Chusquea spp.*).

#### **Campos**

20. Campos com capões, florestas ciliares e bosques de pinheiros, com predominância de ervas (Gramíneas, Ciperáceas, Leguminosas e Compostas).
21. Campos de altitude na borda oriental do planalto catarinense.

**Anexo 5:** Resultados da amostragem de solo e produção de serrapilheira ( $\text{g/m}^2/\text{ano}$ ) avaliados em bordas de floresta e campo em cinco capões de Floresta com Araucária no CPCN Pró-Mata, São Francisco de Paula, RS. Legenda: UA (rótulo da unidade amostral), PS (produção de serrapilheira), pH (acidez ativa), P (fósforo) e K (potássio) disponíveis,  $\text{Al}_{\text{troc}}$  (alumínio),  $\text{Ca}_{\text{troc}}$  (cálcio) e  $\text{Mg}_{\text{troc}}$  (magnésio) trocáveis, Al+H (acidez potencial), CTC (capacidade de troca catiônica), SAT (porcentagem de saturação da CTC) por V (bases) e por Al (alumínio), relações Ca/Mg, Ca/K e Mg/K.

UA	PS	pH	P ( $\text{mg}/\text{dm}^3$ )	K ( $\text{mg}/\text{dm}^3$ )	$\text{Al}_{\text{troc}}$ ( $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ )	$\text{Ca}_{\text{troc}}$ ( $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ )	$\text{Mg}_{\text{troc}}$ ( $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ )	Al + H ( $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ )	CTC ( $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ )	SAT (%)		RELAÇÕES		
										V	Al	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K
B1.1	786,86	4,20	3,10	55,00	4,90	0,60	0,50	15,10	16,30	8,00	30,00	1,20	4,30	3,50
B1.1	666,49	4,20	3,80	62,00	6,90	0,10	0,20	18,10	18,60	2,00	37,20	0,50	0,60	1,30
B1.1	845,27	3,70	3,40	68,00	9,70	0,10	0,30	28,40	29,00	2,00	33,50	0,30	0,60	1,70
B1.1	715,78	4,00	4,50	54,00	7,50	0,10	0,10	19,80	20,10	2,00	37,20	1,00	0,70	0,70
B1.2	858,21	3,60	4,70	72,00	8,70	0,60	0,20	28,40	29,40	3,00	29,60	3,00	3,30	1,10
B1.2	651,79	3,70	5,40	71,00	8,50	0,10	0,30	23,70	24,30	2,00	35,00	0,30	0,50	1,60
B1.2	1060,40	4,00	3,40	69,00	7,00	0,70	0,50	19,80	21,20	6,00	33,00	1,40	4,00	2,80
B1.3	916,31	3,70	4,10	81,00	7,80	1,00	0,30	26,00	27,50	5,00	28,40	3,30	4,80	1,40
B1.3	697,31	4,50	3,80	66,00	2,60	3,20	0,70	9,60	13,70	30,00	19,00	4,60	19,00	4,10
B1.3	749,16	3,70	5,50	86,00	6,80	0,50	0,30	21,70	22,70	4,00	30,00	1,70	2,30	1,40
B1.4	645,98	4,80	4,10	85,00	2,50	3,80	1,10	10,50	15,60	33,00	16,00	3,50	17,00	5,00
B1.4	682,77	4,50	5,20	59,00	5,70	0,60	0,30	16,50	17,60	6,00	32,40	2,00	4,00	2,00
P2.1	425,59	4,30	3,40	84,00	7,70	0,30	0,20	23,70	24,40	3,00	31,50	1,50	1,40	0,90
P2.1	1305,14	3,80	3,10	35,00	8,70	0,10	0,10	21,70	22,00	1,00	39,60	1,00	1,10	1,10
P2.1	1104,50	4,70	3,40	94,00	2,20	4,70	1,50	11,50	18,00	36,00	12,20	3,10	20,00	6,00
P2.1	489,52	4,10	2,90	72,00	8,80	0,40	0,40	23,70	24,70	4,00	35,70	1,00	2,50	2,50
P2.1	1171,76	3,80	4,40	56,00	9,00	0,20	0,40	26,00	26,70	3,00	33,70	0,50	1,40	2,80
P2.2	571,45	4,40	3,50	95,00	5,00	1,30	0,30	15,10	17,00	11,00	29,50	4,30	5,00	1,20
P2.2	789,85	4,00	7,20	65,00	4,90	0,60	0,20	15,10	16,10	6,00	30,50	3,00	3,60	1,20
P2.2	809,56	4,10	4,90	88,00	5,70	1,10	0,50	18,10	19,90	9,00	28,60	2,20	4,90	2,20
P2.2	1009,64	3,80	5,40	84,00	6,70	0,90	0,40	28,40	29,90	5,00	22,40	2,30	4,20	1,90
P2.2	823,73	4,20	4,20	75,00	5,80	1,50	0,50	19,80	22,00	10,00	26,40	3,00	8,00	2,60
P2.3	743,43	3,90	5,80	89,00	7,20	0,10	0,40	26,00	26,70	3,00	27,00	0,30	0,40	1,80
P2.3	837,55	3,70	5,60	63,00	8,40	0,10	0,20	26,00	26,40	2,00	31,80	0,50	0,60	1,20
P2.3	901,77	3,50	8,50	89,00	7,70	0,10	0,70	34,00	35,10	3,00	22,00	0,10	0,40	3,10



Cont. Anexo 5

UA	PS	pH	P (mg/dm <sup>3</sup> )	K (mg/dm <sup>3</sup> )	Al <sub>troc</sub> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	Ca <sub>troc</sub> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	Mg <sub>troc</sub> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	Al + H (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	CTC (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	SAT (%)		RELAÇÕES		
										V	Al	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K
P2.3	838,21	3,80	6,70	95,00	7,40	0,20	0,40	26,00	26,80	3,00	27,60	0,50	0,80	1,60
P2.3	915,81	3,70	8,00	66,00	8,90	0,10	0,10	23,70	24,10	2,00	36,90	1,00	0,60	0,60
P2.4	943,73	4,00	4,20	67,00	9,60	0,50	0,40	23,70	24,80	4,00	38,70	1,30	2,90	2,30
P2.4	743,29	4,20	2,20	61,00	7,60	1,20	0,50	21,70	23,50	8,00	32,30	2,40	8,00	3,20
P2.4	828,62	3,80	4,20	74,00	7,80	0,60	0,30	23,70	24,80	4,00	31,40	2,00	3,20	1,60
P2.4	1265,22	3,80	5,50	73,00	6,30	0,20	0,40	21,70	22,40	3,00	28,10	0,50	1,20	2,50
P2.4	1179,97	3,80	5,20	69,00	7,90	2,10	0,90	23,70	26,90	12,00	29,40	2,30	12,00	5,00
P3.1	884,26	3,80	8,90	177,00	11,00	0,40	0,60	28,40	29,90	5,00	36,80	0,70	0,90	1,30
P3.1	872,01	4,10	4,60	64,00	4,30	0,90	0,40	16,50	18,00	8,00	23,90	2,30	5,00	2,40
P3.1	704,18	3,80	6,00	65,00	6,80	1,30	0,40	23,70	25,60	7,00	26,60	3,30	8,00	2,40
P3.2	741,60	3,90	6,10	127,00	8,00	1,00	1,30	26,00	28,60	9,00	28,00	0,80	3,10	4,00
P3.2	863,72	3,80	6,00	85,00	8,70	0,20	0,30	26,00	26,70	3,00	32,60	0,70	0,90	1,40
P3.2	1070,59	3,70	7,20	78,00	7,30	0,20	0,30	23,70	24,40	3,00	29,90	0,70	1,00	1,50
P3.3	697,28	4,40	6,30	71,00	2,50	6,90	1,30	15,10	23,50	36,00	10,60	5,00	38,00	7,00
P3.3	861,78	3,70	4,50	55,00	7,50	0,30	0,40	23,00	24,60	3,00	30,50	0,70	2,10	2,80
P3.3	756,93	4,10	3,80	64,00	4,70	2,10	0,70	16,50	19,50	15,00	24,10	3,00	13,00	4,30
P3.4	395,30	4,10	3,70	71,00	5,60	1,60	0,70	16,50	19,00	13,00	29,40	2,30	9,00	3,80
P3.4	481,20	4,10	3,20	42,00	5,00	0,70	0,30	16,50	17,60	6,00	28,30	2,30	6,00	2,80
P3.4	532,44	4,30	3,70	84,00	6,10	2,30	0,80	15,10	18,40	18,00	33,10	2,90	11,00	3,70
P3.4	1115,10	3,80	7,40	85,00	7,80	0,80	0,60	26,00	27,60	6,00	28,30	1,30	3,70	2,80
E4.1	1000,39	3,80	4,40	85,00	8,10	0,30	0,40	23,70	24,60	4,00	32,90	0,70	1,40	1,80
E4.1	941,34	4,00	4,60	62,00	7,40	0,20	0,30	19,80	20,50	3,00	36,20	0,70	1,30	1,90
E4.1	769,19	3,90	7,10	109,00	5,70	1,90	0,50	18,10	20,80	13,00	27,40	3,80	7,00	1,80
E4.2	768,58	3,60	30,00	114,00	6,30	0,50	0,40	21,70	22,90	5,00	27,50	1,30	1,70	1,40
E4.2	844,62	4,00	35,00	149,00	6,00	1,00	0,60	18,10	20,10	10,00	29,90	1,70	2,60	1,60
E4.2	918,81	3,70	12,00	191,00	9,10	0,80	0,80	28,40	30,50	7,00	29,80	1,00	1,60	1,60
E4.2	851,69	3,60	15,00	131,00	5,50	0,80	0,60	34,00	35,80	5,00	15,40	1,30	2,40	1,80
E4.2	892,92	3,70	8,80	164,00	6,90	0,20	0,20	23,70	24,50	3,00	28,10	1,00	0,50	0,50
E4.3	770,75	3,80	9,80	124,00	6,00	1,10	0,50	19,80	21,70	9,00	27,60	2,20	3,50	1,60

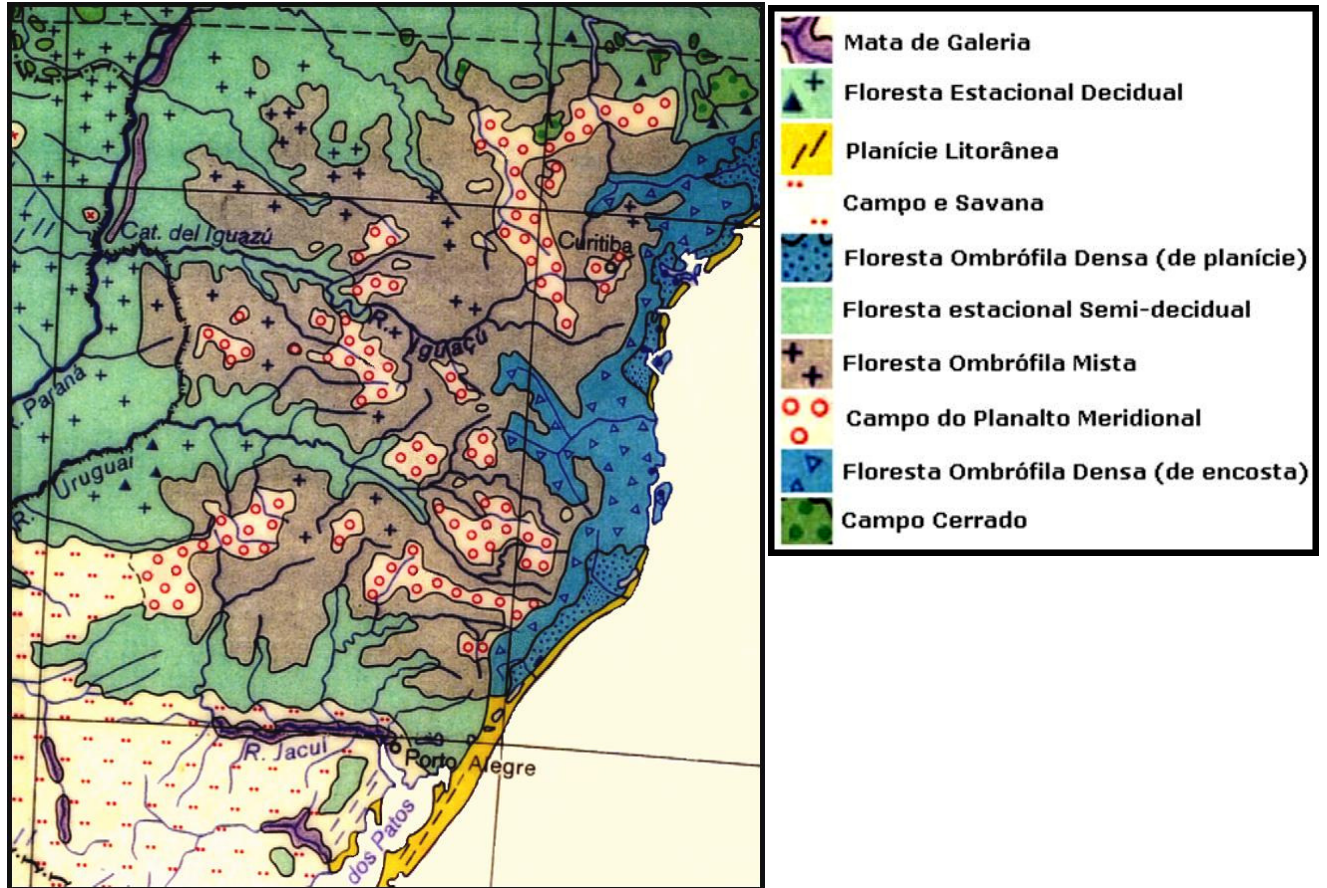
Cont. Anexo 5

UA	PS	pH	P (mg/dm <sup>3</sup> )	K (mg/dm <sup>3</sup> )	Al <sub>troc</sub> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	Ca <sub>troc</sub> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	Mg <sub>troc</sub> (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	Al + H (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	CTC (cmol <sub>c</sub> /dm <sup>3</sup> )	SAT (%)		RELAÇÕES		
										V	Al	Ca/Mg	Ca/K	Mg/K
E4.3	750,71	3,80	6,20	128,00	7,20	0,90	0,60	21,70	23,50	8,00	30,60	1,50	2,70	1,80
E4.4	827,15	3,70	4,30	86,00	7,40	0,20	0,40	23,70	24,50	3,00	30,10	0,50	0,90	1,80
E4.4	853,54	4,00	7,50	98,00	6,10	1,70	0,80	19,80	22,60	12,00	27,00	2,10	7,00	3,20
E4.4	919,24	3,80	7,40	109,00	7,80	0,30	0,40	19,80	20,80	5,00	37,50	0,70	1,10	1,40
E5.1	847,59	4,80	5,10	231,00	2,30	5,10	2,00	9,60	17,30	44,00	13,30	2,60	9,00	3,40
E5.1	710,26	4,00	10,00	157,00	6,30	2,30	0,80	18,10	21,60	16,00	29,20	2,90	6,00	2,00
E5.1	940,78	4,60	13,00	161,00	2,20	4,00	1,00	12,60	18,00	30,00	12,20	4,00	10,00	2,40
E5.2	646,35	5,30	5,30	586,00	0,30	9,10	3,00	5,10	18,70	73,00	1,60	3,00	6,00	2,00
E5.2	823,98	5,10	7,40	236,00	0,70	8,60	4,00	7,30	20,50	64,00	3,40	2,20	14,00	7,00
E5.3	834,20	4,00	3,90	144,00	6,30	2,00	1,20	19,80	23,40	15,00	27,00	1,70	5,00	3,30
E5.3	810,78	4,40	8,90	134,00	2,90	3,70	1,20	12,60	17,90	29,00	16,20	3,10	11,00	3,50
E5.3	832,90	4,30	8,00	109,00	5,00	1,50	0,70	18,10	20,60	12,00	24,30	2,10	5,00	2,50
E5.4	623,92	4,10	2,40	93,00	6,70	0,80	0,50	19,80	21,30	7,00	31,40	1,60	3,40	2,10
E5.4	829,17	4,30	5,50	130,00	4,40	2,30	1,30	13,80	17,70	22,00	24,80	1,80	7,00	3,90
E5.4	769,47	4,20	8,90	192,00	4,60	3,20	1,00	18,10	22,80	21,00	20,20	3,20	7,00	2,00
E5.4	594,30	4,30	3,90	92,00	4,00	5,50	0,90	13,80	20,40	32,00	19,60	6,00	23,00	3,80

Anexo 6: Mapa de Vegetação da América do Sul. (Adaptado Hueck 1972).

## Mapa de Vegetação da América do Sul

Adaptado por Paul Seibert, Forstliche Forschungsanstalt München 1972



**Anexo 7:** Fotografias da área de estudo.



Floresta Ombrófila Mista em contata com Campo nativo no CPCN Pró-Mata (930m de altitude), onde na borda predomina arbustos *Baccharis uncinella*.



Vista da sede do CPCN Pró-Mata (900m de altitude) na borda do planalto. À direita, localiza-se o vale do rio Três Forquilhas.



Vista da borda do planalto (900m de altitude) e da porção superior da encosta (acima de 800m de altitude) no CPCN Pró-Mata. No centro da foto está o sítio B1.



Vista panorâmica de áreas adjacentes ao norte do CPCN Pró-Mata. Nota-se a linha do planalto ao fundo, as encostas e o vale do arroio bananeiras, pertencentes à bacia do rio Três Forquilhas.



Vista do interior do sítio B1, localizado estritamente na borda entre o planalto e a encosta (B1), 900m de altitude.





Vista do interior e exterior do sítio P3 (Planalto) 900 a 920m de altitude. Nota-se a proximidade desta floresta com o campo nativo.





Vista do interior do sítio E5 (Encosta), 840 a 880 m de altitude.



Foto à esquerda, coletor da produção de serrapilheira fina (galhos de no máximo 2 cm de diâmetro) confeccionado com estrutura de madeira de 50 cm de altura, com malha de *nylon* de 2 mm formando uma superfície de captação de 0,65 x 0,65 m. Foto à direita, equipe de campo atuando no levantamento fitossociológico.