

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS  
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:  
DIVERSIDADE E MANEJO DA VIDA SILVESTRE  
MESTRADO

LEONARDO MARQUES URRUTH

PADRÕES ESTRUTURAIS DE FLORESTAS MONTANAS SOB INFLUÊNCIA DE UM  
EMPREENHIMENTO HIDRELÉTRICO NO SUL DO BRASIL

SÃO LEOPOLDO

2011

Leonardo Marques Urruth

PADRÕES ESTRUTURAIS DE FLORESTAS MONTANAS SOB INFLUÊNCIA DE UM  
EMPREENHIMENTO HIDRELÉTRICO NO SUL DO BRASIL

Dissertação apresentada como requisito parcial  
para obtenção do título de Mestre, pelo Programa  
de Pós-graduação em Biologia (Diversidade e  
Manejo da Vida Silvestre) da Universidade do  
Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Orientador: Prof. Dr. Juliano Morales de Oliveira

SÃO LEOPOLDO

2011

U81p Urruth, Leonardo Marques.

Padrões estruturais de florestas montanas sob influência de um empreendimento hidrelétrico no sul do Brasil / por

Leonardo Marques Urruth. – 2011.

61 f.: il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) — Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, São Leopoldo, RS, 2011.

“Orientação: Prof. Dr. Juliano Morales de Oliveira”.

1. Mata Atlântica. 2. Florestas. 3. Ecologia. I. Título.

CDU: **581.526.42**

Catálogo na Publicação:

Bibliotecária Fabiane Pacheco Martino - CRB 10/1256

Leonardo Marques Urruth

PADRÕES ESTRUTURAIS DE FLORESTAS MONTANAS SOB INFLUÊNCIA DE UM  
EMPREENHIMENTO HIDRELÉTRICO NO SUL DO BRASIL

Dissertação apresentada como requisito parcial  
para obtenção do título de Mestre, pelo Programa  
de Pós-graduação em Biologia (Diversidade e  
Manejo da Vida Silvestre) da Universidade do  
Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Aprovado em \_\_\_\_\_, do mês de \_\_\_\_\_ de 2011.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Juliano Morales de Oliveira – Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Prof. Dr. Gerhard Ernst Overbeck – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Prof. Dr. Jean Carlos Budke – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das  
Missões.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos professores, colegas e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Biologia da UNISINOS pelo suporte na execução deste trabalho, e pela convivência enriquecedora durante os dois últimos anos.

Agradeço ao meu orientador Professor Dr. Juliano Morales de Oliveira por aceitar orientar este trabalho em meio à sua execução. E pelas valiosas contribuições prestadas. Muito Obrigado.

Ao Professor Dr. Alexandre Fadigas de Souza pela confiança depositada e pelas oportunidades de aprendizado, e crescimento pessoal e profissional que obtive durante os últimos três anos. Em especial quero agradecer pela generosidade em compartilhar conhecimento de forma irrestrita e mostrar o caminho. Agradeço imensamente!

À amiga Liseane Santos Rocha Cortês pelo incentivo na realização do curso de Pós-Graduação na UNISINOS.

À BAESA S/A pela concessão de recursos ao projeto.

À empresa Florestal Gateados Ltda pelo suporte à execução deste trabalho na RPPN Emílio Einsfeld Filho.

Aos sempre solícitos funcionários da Florestal Gateados: sr. Valdir, Pedro Paulo, Maitê, Luis Velho e aos demais.

Ao sr. Chico Inácio por me emprestar um pouco do seu imenso conhecimento sobre as plantas e a floresta. Muito Obrigado.

À curadora do Herbário Anchieta – PACA, Maria Salete Marchioretto pela extrema boa vontade no auxílio à utilização do acervo.

À bibliotecária da FEPAM Silvia Maria Jungblut pela ajuda com a busca por referências bibliográficas.

Ao Marcos Braga e demais colegas do DEFAP/SEMA pelo incentivo e compreensão nos vários momentos de afastamento durante a execução deste trabalho.

Aos amigos Rafael Gomes de Moura da UNISINOS e Aílton Mandiã do GEO/DEFAP/SEMA pela ajuda com o geoprocessamento.

Aos botânicos Tiago Closs De Marchi, João Larocca e Marcos Sobral pelo auxílio na determinação das espécies.

Aos amigos do PPG e Graduação em Biologia da UNISINOS que “inexplicavelmente” participaram de forma voluntária dos trabalhos de campo nas mais remotas “canhadas de rio” do Vale do Pelotas: Cristiane Forgiarini, Daniele de Matos, Fábio Piccin Torchelsen, Francine Maciel, Jéssica Jukowski, Patrícia Paludo, Thais Monero, Francini Souza, Douglas Lauxen, Douglas Almeida e César Bartzen. Sem vocês este trabalho não seria possível. Muito obrigado!

Agradeço em especial aos amigos Cristiane Forgiarini, Daniele de Matos e Fábio Piccin Torchelsen pelos devaneios ecológicos que trocamos, que em muito me ajudaram a construir esse trabalho.

Agradeço à minha família, pela educação, apoio e amor incondicional em todas as horas.

À minha Cris, pela paciência, compreensão e incentivo nos vários momentos em que estive ausente, mesmo quando presente.

## RESUMO

Fatores topográficos afetam as comunidades vegetais em diferentes escalas espaciais agindo como filtros para a distribuição e abundância das espécies. Essa influência é proeminente em ecossistemas montanos. No sul do Brasil as encostas íngremes dos rios da bacia hidrográfica do rio Pelotas abrigam importantes remanescentes florestais montanos, apesar da pressão antrópica histórica exercida pela extração madeireira, agropecuária, silvicultura e nas últimas décadas, principalmente pela exploração hidrelétrica. O represamento de rios é um dos mais proeminentes impactos aos ecossistemas de água doce, com reflexos sobre a vegetação ripária. A construção de reservatórios hidrelétricos em rios montanos com vales estreitos como aqueles da bacia hidrográfica do rio Pelotas causa a elevação artificial do nível e do lençol freático podendo afetar a vegetação ripária situada acima do novo nível dos rios. Portanto são esperadas diferenças estruturais entre florestas de encosta que margeiam reservatórios hidrelétricos e áreas controle. Este estudo foi desenvolvido em florestas de encosta de três tributários do rio Pelotas, em Campo Belo do Sul, SC. Foram instaladas 90 unidades amostrais (0,9 ha) em encostas que margeiam o reservatório da UHE Barra Grande e em encostas controle. Foram amostradas todas as árvores e arbustos vivos com DAP  $\geq$  5 cm. O desenho amostral permitiu comparar a heterogeneidade topográfica, a estrutura florestal e a composição de espécies (separadamente) entre rios, e em cada um deles o tratamento efeito da barragem através de análises de variância uni e multivariadas. Também foi utilizada uma análise de espécies indicadoras para determinar as espécies mais afins a cada encosta. A riqueza de espécies foi comparada por meio de curvas de rarefação baseadas na amostra. Neste trabalho foi utilizado o conceito de número efetivo de espécies (diversidade verdadeira) para calcular a diversidade de árvores. Foram amostradas 1233 árvores de 87 espécies e 40 famílias. As análises estatísticas revelaram heterogeneidade topográfica entre as encostas, que se refletiu na estrutura florestal e na composição de espécies. Essas diferenças também foram observadas em cada um dos rios para o tratamento efeito da barragem. Riqueza e diversidade de espécies se mostraram relativamente homogêneas. Os resultados corroboram o papel da heterogeneidade ambiental na estruturação das comunidades. As diferenças estruturais e em composição de espécies observadas para o tratamento efeito da barragem sugerem efeitos sobre a vegetação. Por outro lado, múltiplos fatores podem ter relações causais com essas diferenças, e, portanto, são necessários estudos complementares.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Florestas Montanas. Ecologia Ripária. Barramento de rios.

ABSTRACT

Plant communities are affected by topography in different spatial scales, acting as an environmental filter to species distribution and abundance. This influence is prominent in montane ecosystems. In southern Brazil, steep slopes of the Pelotas river watershed has important montane forest remnants, despite the pressure exerted by anthropic historical logging, agriculture, forestry, and in recent decades, hydroelectric exploitation. The damming of rivers is one of the most prominent impacts on freshwater ecosystems, with impacts on the riparian vegetation. The hydroelectric reservoir construction in a montane river with narrow valleys like those of the Pelotas river watershed causes the artificial increase of river water level and the groundwater affecting the riparian vegetation located above the new level of rivers. So, are expected structural differences between slope forest bordering Barra Grande hydroelectric reservoir and control areas. This study was carried out in slope forests of the three tributaries of Pelotas river in Campo Belo do Sul, SC. Were installed 90 sample plots (0.9 ha) on slope forests bordering the reservoir and control areas. We sampled all trees and shrubs alive with  $DBH \geq 5$  cm. The sample design allowed us to compare topography, forest structure and species composition (separately) between rivers, and the effect of the dam treatment through univariate and multivariate analysis of variance. It was also used an indicator species analysis to determine indicator species to each slope. Species richness was compared using rarefaction curves based on the sample. In this study we used the concept of effective number of species (true diversity) to calculate trees diversity. We sampled 1233 trees of 87 species and 40 families. Statistical analysis revealed topographic heterogeneity among the slopes, which was reflected in forest structure and species composition. These differences were also observed in each of the rivers for the effect of the dam treatment. Richness and true diversity proved relatively homogeneous. Our results support the role of environmental heterogeneity on forest communities. The forest structure and species composition differences observed for the effect of the dam treatment suggest effects on vegetation. On the other hand, multiple factors may have causal relationships with these differences, and therefore further studies are needed.

Key-words: Atlantic forest. Montane Forest. Riparian Ecology. River damming.

LISTA DE FIGURAS



Figura 1: Mapa de localização geográfica das áreas de estudo e das unidades amostrais.

LISTA DE FOTOGRAFIAS

Fotografia 1: Floresta de encosta do rio Vacas Gordas na RPPN Emílio Einsfeld Filho em Campo Belo do sul, SC.

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Diagrama com gráficos do tipo caixa ilustrando diferenças nas variáveis descritoras da estrutura florestal para as seis florestas de encosta em três tributários do rio Pelotas, Campo Belo do Sul, Santa Catarina.

Gráfico 2: Curvas de rarefação de espécies de árvores de seis florestas de encosta em três tributários do rio Pelotas, Campo Belo do Sul, Santa Catarina.

Tabela 1 Listagem das espécies indicadoras para as seis encostas dos três tributários do rio Pelotas na RPPN Emílio Einsfeld Filho, Campo Belo do sul, Santa Catarina.

Tabela 2. Comparação de valores de diversidade de espécies arbóreas em florestas montanas do sul do Brasil.

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>21</b>
2.1. Áreas de estudo.....	21
2.2. Delineamento amostral.....	24
2.3. Análise dos dados.....	26
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>29</b>
<b>4. DISCUSSÃO.....</b>	<b>36</b>
<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>43</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>45</b>
<b>ANEXO.....</b>	<b>59</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Variações nos atributos das comunidades, como estrutura, riqueza e composição de espécies ao longo de gradientes ambientais são temas centrais em ecologia e são muitas vezes explicados por meio de relações com o clima, produtividade, interações bióticas, história e heterogeneidade dos habitats (GIVNISH 1999; DURIGAN et al., 2000; BOTREL et al., 2002; WILLIG et al., 2003; GONZÁLEZ-ESPINOSA et al., 2004; QIAN; RICKLEFS 2004; CARVALHO et al., 2005; LOVETT et al., 2006; RODRIGUES et al., 2007). Nesse contexto, a variação espacial é um importante fator de heterogeneidade ambiental (SVENSSON 1999), e pode ser entendida desde uma escala ampla onde o relevo e a topografia influenciam padrões de distribuições de comunidades vegetais, até uma escala fina (de indivíduo ou micro-habitat) onde fatores topográficos locais podem afetar o estabelecimento de uma planta individualmente no solo da floresta (BEGON et al., 2006; SVENNING 1999).

A influência de fatores topográficos sobre a estrutura das comunidades é especialmente proeminente em ecossistemas montanos, diante da heterogeneidade geológica e de relevo que apresentam (SPEHN; KÖRNER 2005). Esses ambientes ocorrem em todas as zonas climáticas do globo e cobrem 25% da superfície do planeta, abrigando 1/4 da população mundial (MARTINELLI 2007). São definidos por altas elevações, climas variáveis, elevada riqueza de espécies e endemismos, sob diferentes graus de fragilidade e isolamento (UNEP/CBD/AHTEG-MB 2003; MOSELEY et al., 2006; EASDALE 2007; JARVIS et al., 2010). Ecossistemas montanos são de relevante interesse para a conservação por abrigar grande diversidade biológica e sustentar importantes serviços ecossistêmicos, como a proteção das nascentes de rios (NASCIMENTO et al., 2010), regulação da precipitação, controle de inundações e erosões, e armazenamento de água em estações secas (STILL et al.,

1999). Apesar disso as florestas de ambientes montanos estão entre as menos estudadas e mais ameaçadas formações vegetais (GENTRY 1995; WILLIAMS-LINERA 2002).

No Brasil as florestas montanas ocorrem no alto dos planaltos ou serras, acima de 500m a.n.m (VELOSO et al., 1991; OLIVEIRA-FILHO 2009) especialmente no bioma Mata Atlântica (MARTINELLI 2007) devido à sua grande amplitude latitudinal, de cerca de 29°, que lhe confere heterogeneidade geomorfológica, climática e pluviométrica e favorece a ocorrência de alta diversidade e endemismos (RIBEIRO et al., 2009). Esses fatores aliados à alta fragmentação justificam sua condição de hotspot de biodiversidade (MYERS et al., 2000).

No planalto meridional brasileiro, extremo sul do Bioma Mata Atlântica a formação florestal predominante em altitudes acima de 500m a.n.m é a Floresta com Araucária. Essas florestas são caracterizadas pela dominância de *Araucaria angustifolia*, conífera que compreende a maior proporção da área basal e forma uma camada distinta e mais alta acima do dossel da floresta (KLEIN 1960; VEBLEN et al., 1995; SOUZA 2007). Esse tipo florestal ocorre nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (REITZ; KLEIN 1966; VELOSO et al., 1991; GUERRA et al., 2002; IVANAUSKAS; ASSIS 2009), e também de forma disjunta no escudo rio-grandense (LEITE 2002) e em áreas no sul de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, em altitudes mais elevadas (WAECHTER; JARENKOW 2003; MATTOS 1994; GUERRA et al., 2002), além de pequenas manchas na província de Misiones, nordeste da Argentina, e no Departamento de Alto Paraná, leste do Paraguai (LEITE; KLEIN 1990; LEITE 2002; MÄHLER-JUNIOR; LAROCCA 2009).

Com uma extensão original de 25,3 milhões de ha, a Floresta com Araucária ocupa atualmente cerca de 3,2 milhões de ha no domínio da Mata Atlântica, o que representa apenas 12,6% de sua extensão original (RIBEIRO et al., 2009), sendo que a estimativa é que reste 5,3% desse tipo florestal no Paraná, 3,25% no Rio Grande do Sul e apenas em torno de 1 a

2% em Santa Catarina (KOCH; CORRÊA 2002; MEDEIROS et al., 2004; MÄHLER-JUNIOR; LARocca 2009). A devastação da Floresta com Araucárias teve seu auge após o início da primeira guerra mundial, quando foram interrompidas as exportações de madeira da Europa em decorrência do conflito, aumentando fortemente o interesse pela madeira da *A. angustifolia* (KOCH; CORRÊA 2002; MEDEIROS et al., 2004). A extração de *A. angustifolia* do planalto catarinense durante o fim da década de 1930 e início da década de 1940 forneceu madeira aos mercados da América do Sul e Europa tornando Santa Catarina responsável por mais da metade das exportações de madeira do Brasil (MEDEIROS et al., 2004). Diante da intensa exploração estima-se que as formações primárias mais densas de *A. angustifolia* se esgotaram antes de 1970 (DEAN 1996).

Além da extração seletiva de *A. angustifolia* e outras espécies nativas de interesse madeireiro, a agropecuária desenvolvida na região do planalto gaúcho e catarinense contribuiu para a redução dos remanescentes florestais (BOND-BUCKUP 2008; MURADÁS 2008). Nas últimas décadas um impulso crescente na atividade silvicultural na região também tem contribuído para a fragmentação e perda de formações florestais (BOND-BUCKUP 2008). Esse processo se deu tanto pela implantação de silvicultura em áreas originalmente florestais convertidas em agricultura, ou diretamente devido ao desmatamento de florestas nativas para o plantio de espécies arbóreas exóticas. A silvicultura com espécies exóticas constituía 7,5% das florestas de Santa Catarina em 1970, e em 1995 esse número passou para 29,8% (BAPTISTA; RUDEL 2006). O termo floresta empregado pelo autor inclui a silvicultura com espécies nativas e exóticas além das formações naturais.

A pressão antrópica histórica sobre a Floresta com Araucária fez com que os principais remanescentes desse tipo florestal, parcamente protegidos em unidades de conservação (INDRUSIAK; MONTEIRO 2009) estejam atualmente restritos a ambientes de difícil acesso como às encostas íngremes dos vales dos rios, onde o relevo acidentado



dificultou ou inviabilizou as práticas agropecuárias, silviculturais e até de extração madeireira (RAMBO 1956), permitindo a existência de remanescentes naturais, da mesma forma como ocorre em outras regiões neotropicais (SILVA et al., 2007; ALVES et al., 2010). Porém, mesmo nesses redutos os remanescentes naturais têm sido ameaçados pela implantação de grandes empreendimentos como as barragens para abastecimento público e geração de energia, por provocarem o alagamento de extensas áreas, especialmente na bacia hidrográfica do rio Pelotas, região hidrográfica do Uruguai Superior (CAMPANILLI; PROCHNOW 2006; PAIM; ORTIZ 2006; FEPAM 2007). Apesar de essa região ter sido definida pelo Ministério do Meio Ambiente como prioritária para a conservação da biodiversidade para diversos taxa, inclusive a enquadrando como de “extrema importância biológica” para a conservação da flora (MMA 2011).

A construção de barragens em rios é uma atividade que remonta a mais de 4.500 anos, e que tinha como funções originais a estocagem de água para abastecimento local de famílias e pequenas populações humanas, porém, atualmente se constitui em grandes empreendimentos com finalidades diversas: irrigação, abastecimento público, energia, controle de alagamentos, navegação, recreação e pesca (STERNBERG 2004). O represamento de rios é um dos mais proeminentes impactos aos ecossistemas de água doce (NILSSON et al., 2005) pois a zona do rio alagada à montante da represa sofre uma abrupta e dramática transição de rio de vale para reservatório (NAIMAN et al., 2005 apud BRAATNE 2008). No entanto, os impactos não se restringem aos ecossistemas aquáticos, pois os sistemas ripários abrangem o canal do rio em altas e baixas marcas d’água, mas também abrangem paisagens terrestres acima da mais alta marca d’água onde a vegetação pode ser influenciada pela elevação do lençol freático ou por inundações, e pela capacidade dos solos em reter água (NAIMAN; DÉCAMPS 1997). Segundo NILSSON e SVEDMARK (2002) o sistema ripário é uma zona de transição entre ecossistemas aquáticos e terrestres, sendo que o regime hídrico

determina a dinâmica sucessional das comunidades vegetais ripárias. Os rios, como sistemas abertos, possuem fluxos hídricos longitudinais, verticais e laterais. Naqueles rios com planícies de inundação as trocas de materiais ocorrem em forma de pulsos, com fases de inundação e seca (BUDKE 2007). Por outro lado, no caso de rios montanos definidos pela presença de vales estreitos, como é o caso da bacia hidrográfica do rio Pelotas, não há grande troca entre o sistema aquático e terrestre, sob condições naturais, exceto em eventuais chuvas torrenciais (BUDKE 2007). Portanto, o barramento de um rio causa a elevação artificial de seu nível, e pode causar a elevação do lençol freático, que se constitui em uma das principais alterações ambientais permanentes e irreversíveis sobre as comunidades vegetais remanescentes situadas nas encostas acima da nova cota da lâmina d'água (ENGEMIX/ENGEVIX 1998). Segundo CRUZ (2005) mesmo em zonas ripárias naturalmente expostas a pulsos de inundação, a magnitude e frequência de ocorrência desses eventos afetam a vegetação de forma distinta de acordo com sua zonação altitudinal. As plantas situadas nas cotas mais baixas provavelmente possuam mais adaptações acumuladas, portanto um maior grau de ajuste ao regime de pulsos de inundação, que se manifesta de baixa amplitude e alta frequência, em comparação com as plantas situadas nas cotas mais elevadas, raramente sujeitas à inundação, que responderiam a esses fenômenos raros como uma perturbação, afetando a dinâmica sucessional da comunidade. Portanto, ao longo de um gradiente altitudinal lateral a zona ripária reflete respostas específicas das plantas à umidade do solo, oxigenação, deposição de sedimentos, frequência e duração de inundações, e ações erosivas (WARD et al., 2002), de forma que modificações estruturais, principalmente decorrentes do aumento da mortalidade de árvores podem ser esperadas para florestas artificialmente expostas a alagamentos, como no caso da criação de reservatórios hidrelétricos (WHITE 2007). O presente trabalho foi desenvolvido em remanescentes florestais montanos situados na área de influência da Usina Hidrelétrica de Barra Grande, instalada no

rio Pelotas, principal rio formador do rio Uruguai e divisor político entre o Rio Grande do Sul e Santa Catarina. O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a expectativa de que a elevação do nível do rio Pelotas e afluentes decorrente da criação, em 2006, do reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Grande causou modificações estruturais nos remanescentes florestais montanos situados em cotas acima do novo nível dos rios. Mais especificamente este estudo objetivou avaliar se existem diferenças na estrutura florestal, composição, riqueza e diversidade de espécies em remanescentes de florestas de encosta com topografia e orientação contrastantes situadas às margens do reservatório da UHE Barra Grande e áreas controle.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Áreas de estudo

As áreas de estudo estão localizadas em remanescentes de floresta de encosta de três rios tributários do rio Pelotas: Lajeado da Limeira (1), Zé Lila (2), e Vacas Gordas (3), no perímetro da RPPN Emílio Einsfeld Filho. Essa RPPN possui 6.328,6 ha nos Municípios de Campo Belo do Sul e Capão Alto, Estado de Santa Catarina (28°0'36.8"S e 50°54'8.1"O) (Figura 1). Esses rios fazem parte da Bacia Hidrográfica do rio Pelotas, Região Hidrográfica do Uruguai Superior (JUSTUS 1990). O rio Pelotas nasce no município de Bom Jardim da Serra (SC) a 1.808m de altitude e se estende por 305 km dividindo politicamente os estados do Rio Grande do Sul de Santa Catarina, até o seu encontro com o rio Canoas, quando passa a chamar-se rio Uruguai (FORTES 1959).

O relevo regional é suave-ondulado com a predominância de Cambissolos no Planalto, e acidentado com Neossolos Litólicos nas margens do rio Pelotas (POTTER et al., 2004). São solos minerais, não hidromórficos, argilosos, bem drenados, de coloração tipicamente brunada originados de riodacito, rocha efusiva da formação Serra Geral (GUEDES 2005). A altitude de referência é 1017m a.n.m na sede do município de Campo Belo do Sul (SANTA CATARINA 1986). O clima da região é mesotérmico, subtropical úmido, classificado como Cfb, segundo KÖEPPEN, com verões frescos, sem estações secas e geadas severas frequentes. A precipitação média anual é de 1400 mm, com temperatura média anual de 15,2 °C, e média no mês mais frio de 10,9 °C e do mês mais quente em torno de 20,4 °C (MALUF 2000; EPAGRI 2006).

A vegetação natural remanescente da bacia hidrográfica do rio Pelotas foi classificada por VELOSO et al. (1991) como Floresta Ombrófila Mista, e mais recentemente como

Floresta Mista Lati-aciculifoliada Pluvial Subtropical (OLIVEIRA-FILHO 2009). Essas florestas ocorrem nos platôs e partes altas das encostas dos rios, formando mosaicos em algumas regiões com os campos naturais em cotas superiores a 1000m a.n.m (RAMBO 1956; KLEIN 1960; LEITE 2002). Segundo KLEIN (1978) a região drenada pelos rios Pelotas e Canoas possuía originalmente formações densas de *Araucaria angustifolia*, tendo *Ocotea pulchella* como segunda espécie mais dominante, além de outras espécies típicas como *Ilex paraguariensis*, *Cupania vernalis*, *Matayba elaeagnoides*, *Cinnamodendron diniisi* e *Allophylus edulis*. KLEIN (1978) considera as florestas de encosta da região dos rios Pelotas e Canoas como zona de contato entre Floresta Ombrófila Mista (FOM) e Floresta Estacional Decídua (FED) em altitudes que variam entre 600 e 800m a.n.m (VELOSO et al., 1991). A Floresta Estacional Decídua da região do Alto Uruguai é uma importante área de imigração e de fluxo florístico estacional continental, de forma que algumas de suas espécies típicas como *Aspidosperma australe*, *Apuleia leiocarpa*, *Parapiptadenia rigida*, *Baulfordendron riedelianum* e *Cordia americana* compõem as florestas de encosta na bacia hidrográfica do rio Pelotas (LEITE 2002).

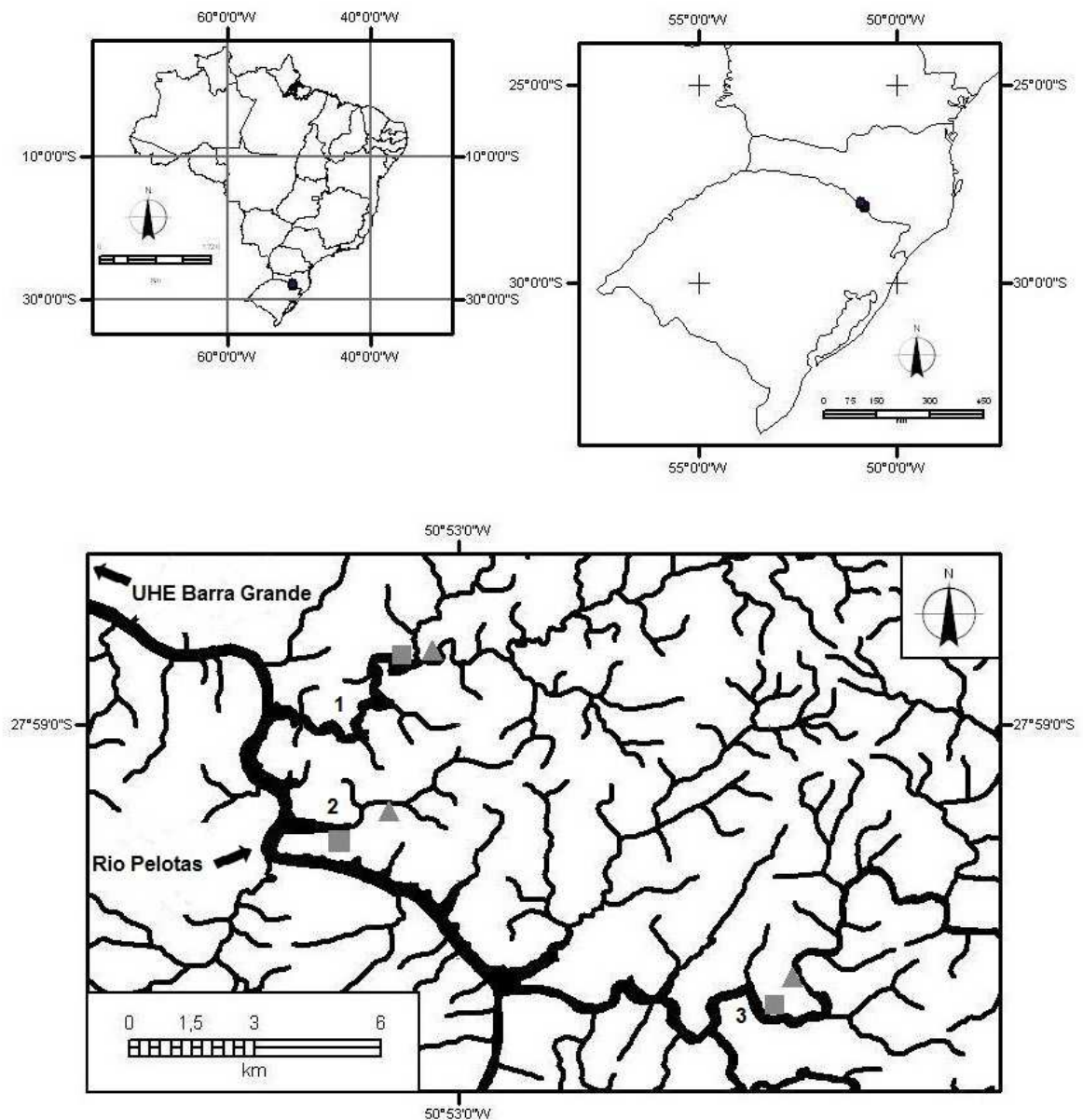


Figura 1. Localização geográfica das áreas de estudo e unidades amostrais. O traçado espesso representa o reservatório da UHE Barra Grande no rio Pelotas e tributários: rio Lajeado da Limeira (1), Zé Lila (2) e Vacas Gordas (3). Conjuntos de unidades amostrais em encostas às margens do reservatório (■) e nas áreas controle (▲).



Figura 2. Floresta de encosta do rio Vacas Gordas na RPPN Emílio Einsfeld Filho, em Campo Belo do Sul, SC.

## 2.2 Delineamento amostral

Os três rios (Lajeado da Limeira, Zé Lila e Vacas Gordas) foram escolhidos por apresentarem remanescentes florestais com históricos de manejo semelhantes em suas encostas: corte seletivo de *Araucaria angustifolia* há mais de 30 anos, e por terem sofrido elevação de nível devido à formação do reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Grande (UHEBG) em operação desde 2006. O reservatório da UHEBG se estende ao longo do leito principal do rio Pelotas, e alcança trechos variáveis de alguns de seus tributários. Considerando que para cada um dos três rios estudados é conhecida a extensão máxima do reservatório da UHEBG foram definidos trechos de floresta de encosta localizados dentro e

fora do reservatório para a implantação das unidades amostrais. Em cada encosta foram estabelecidas três transecções de 50m perpendiculares ao rio, iniciando a 30m da margem, e distantes no mínimo 50m entre si. Cada transecção foi formada por cinco unidades amostrais contíguas de (10m x 10m) totalizando 90 unidades e uma área total amostrada de 0,9 ha. Foram amostrados todos os indivíduos lenhosos vivos (exceto lianas) com diâmetro do caule à altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm. O perímetro do caule foi medido com fita métrica (e posteriormente convertido em DAP) e a altura foi obtida com auxílio de trena laser portátil DLE 40 Bosch. Todos os indivíduos foram identificados ao nível de espécie, e a nomenclatura taxonômica foi atualizada através da base de dados Tropicos (TROPICOS 2011), e seguiu APG III (APG 2009). Além dos dados dendrométricos foram tomadas coordenadas geográficas e altitude do terreno em cada vértice e centro das unidades amostrais com auxílio de GPS Garmin eTrex vista com altímetro barométrico com precisão de 3m (GARMIN 2008), com o objetivo de derivar variáveis topográficas. A altitude foi definida como a média dos valores da elevação do terreno nos quatro cantos de cada parcela, enquanto a convexidade foi calculada como a elevação do ponto central da parcela menos a média da elevação de seus quatro cantos conforme LEGENDRE et al. (2009). Declividade foi definida como a diferença de elevação máxima e mínima dividida pela extensão horizontal da parcela, resultando no percentual de declividade do terreno, que então foi convertido em graus. A exposição (aspecto) foi definido como o azimute de cada parcela (dado em graus), portanto sendo o mesmo para as parcelas de uma mesma transecção devido ao alinhamento.



### 2.3 Análise dos dados

Os descritores da estrutura florestal utilizados foram a densidade, a área basal e a altura média das árvores, e como descritores abióticos a altitude, a convexidade, o aspecto e a declividade. A normalidade na distribuição dos dados e a ocorrência de valores atípicos foram analisadas graficamente através de histogramas de distribuição e diagramas de caixa no programa SYSTAT 12.0 (SYSTAT SOFTWARE INC, 2007), e as variáveis dependentes e independentes foram transformadas em raiz quadrada ( $x + 1$ , ou  $x + 4$ ), e logaritmo ( $x + 1$ ) quando necessário (SOKAL; ROHLF 1995). A exceção foi o aspecto, que por se tratar de uma variável circular, foi transformado em seno do aspecto conforme sugerido por LEGENDRE et al. (2009). A independência entre as variáveis foi testada e confirmada por meio de correlações simples de Pearson, atendendo os pressupostos paramétricos para a utilização de análises de variância (HAIR JR. et al., 1998).

Diferenças abióticas entre as seis encostas dos três rios foram testadas por meio de uma análise de variância multivariada (MANOVA) utilizando as variáveis abióticas: altitude, convexidade, declividade e aspecto como variáveis dependentes, e rios (três níveis) e encostas (seis níveis) como as variáveis independentes.

Para comparação da estrutura florestal expressa pela densidade, altura média e área basal totais foi utilizada uma análise de variância multivariada utilizando covariáveis (MANCOVA) com blocos ao acaso (POTVIN 1993), onde os fatores foram os rios, e hierarquizado em cada um deles, o tratamento: efeito da barragem, com dois níveis: reservatório e controle. As variáveis abióticas: altitude, declividade, convexidade e aspecto foram incluídas no modelo da MANCOVA como covariáveis.

Também foram utilizadas correlações simples para verificação da relação entre as variáveis. As análises de variância e correlação foram processadas no programa SYSTAT 12 (SYSTAT SOFTWARE INC, 2007).

Variações na composição de espécies foram testadas através de PERMANCOVA (ANDERSON 2001) com altitude, declividade, convexidade e aspecto como covariáveis. A PERMANCOVA é uma análise de variância multivariada não-paramétrica que utiliza matrizes de distância e foi realizada através da função 'adonis', do pacote VEGAN 1.17-8 9, no programa estatístico R 2.12.1 (CORE TEAM DEVELOPMENT 2009). A função adonis particiona a soma dos quadrados usando matrizes métricas ou semi-métricas, e a significância do teste é obtida usando testes F, baseados em 4999 somas dos quadrados sequenciais a partir de permutações dos dados brutos. O índice de similaridade utilizado na PERMANCOVA foi Chao-Jaccard (CHAO et al 2005). Chao-Jaccard é um índice baseado na abundância das espécies que acessa a probabilidade de um indivíduo pertencer a uma espécie compartilhada, ou a uma não compartilhada entre pares de unidades amostrais, levando em conta o efeito das espécies não observadas ou "invisíveis" (CHAO et al 2005). Esse índice é menos influenciado pelo tamanho amostral do que outros índices de similaridade, portanto mais adequado para ambientes com muitas espécies raras, onde a amostragem é às vezes incompleta (NORDEN et al., 2009).

Em complemento à PERMANCOVA foi utilizada uma análise de espécies indicadoras (ISA, da sigla em inglês: indicator species analysis), (DUFRENE; LEGENDRE 1997) para verificar a ocorrência de espécies específicas a cada encosta ao longo dos três rios. Esta análise calcula o valor indicador (IV) de cada espécie por hábitat considerando a frequência relativa e abundância relativa das espécies (MCCUNE; GRACE 2002). O valor indicador varia de 0 a 1, desde nenhuma indicação (0) até total indicação (1). A significância do teste é estimada com permutações de Monte Carlo, que realocam densidades e frequências de

espécies para os habitats 1000 vezes. A ISA foi realizada por meio da função 'indval', do pacote LABDSV 1.4-1 (ROBERTS 2009), no programa estatístico R 2.12.1 (CORE TEAM DEVELOPMENT 2009).

Para comparação da riqueza de espécies entre encostas situadas às margens do reservatório e áreas controle foram produzidas curvas de rarefação baseadas na amostra (GOTTELI; COLWELL 2001) através do programa Estimates 8.2 (COLWELL 2009).

Neste trabalho utilizamos o conceito de número efetivo de espécies (diversidade verdadeira) conforme proposto por JOST (2006) para expressar a diversidade de espécies de árvores. O cálculo do número efetivo de espécies a partir de índices de diversidade convencionais como o Índice de Shannon possibilita a comparação direta da diversidade verdadeira entre áreas, o que não pode ser realizado corretamente através da comparação usual entre índices de diversidade devido ao seu comportamento não linear. A diversidade verdadeira foi calculada com base na exponencial do índice de Shannon ( $q=1$ ), (JOST 2006). Os valores de Shannon foram obtidos por meio da função "diversity" do pacote VEGAN 1.17-8 9, no programa estatístico R 2.12.1 (CORE TEAM DEVELOPMENT 2009). Diferenças de diversidade verdadeira entre encostas para o tratamento efeito da barragem foram testadas por meio de ANOVA, através do programa Systat 12 (SYSTAT SOFTWARE INC, 2007).

### 3 RESULTADOS

Foram amostradas 1223 árvores e arbustos de 87 espécies, pertencentes a 40 famílias botânicas. A família mais representativa foi Myrtaceae que contribuiu para a riqueza florística com 12 espécies, seguida por Fabaceae (nove), Lauraceae (sete), Rutaceae, Salicaceae e Sapindaceae (quatro) cada. Vinte e quatro famílias (60%) foram representadas por apenas uma espécie. As espécies com o maior número de indivíduos foram *Allophylus edulis* (105), *Cupania vernalis* (87), *Nectandra megapotamica* (75), *Matayba elaeagnoides* (72), *Casearia decandra* (59), *Lonchocarpus nitidus* (57), *Luehea divaricata* (48), *Sebastiania brasiliensis* (44) e *Araucaria angustifolia* (41). As espécies raras, aquelas com até dois indivíduos registrados representaram 27,6% do total. O anexo apresenta a lista florística da amostra.

As seis encostas estudadas se revelaram ambientalmente heterogêneas com relação à topografia e aspecto conforme revelado pelos resultados da MANOVA (Lambda de Wilks 0,84, gl 4,84,  $P < 0,001$ ). As unidades amostrais foram instaladas em encostas com terrenos acidentados, com altitudes variando entre 621m e 849m a.n.m, e declividade entre 3° e 43°. Todas as transecções (que agrupam as parcelas de forma alinhada, portanto possuem o mesmo aspecto) variaram no aspecto entre nordeste (16° a 80°) e noroeste (293° a 353°).

Os resultados da MANCOVA revelaram diferenças na estrutura florestal de um modo geral ao longo das encostas dos três rios (Lambda de Wilks 0,52, gl 6,16,  $P < 0,0001$ ). Além dessas diferenças gerais, também foram registradas variações na estrutura florestal em cada um dos rios para o tratamento efeito da barragem (Lambda de Wilks 0,84, gl 3,80,  $P < 0,004$ ). Ou seja, houve diferenças na estrutura florestal entre encostas situadas às margens do reservatório da UHEBG e encostas situadas em áreas controle. A MANCOVA também revelou que as variáveis descritoras da estrutura florestal covariaram significativamente com a altitude (Lambda de Wilks 0,87, gl 3,80,  $P < 0,0001$ ), e com o aspecto (Lambda de Wilks

0,86, gl 3,80,  $P < 0,001$ ). Convexidade (Lambda de Wilks 0,98, gl 3,80,  $P < 0,825$ ) e declividade (Lambda de Wilks 0,92, gl 3,80,  $P < 0,111$ ) não apresentaram efeitos significativos sobre a variação da estrutura florestal. De forma complementar correlações simples de Pearson revelaram que a declividade foi positivamente correlacionada com a densidade de árvores ( $r = 0,51$ ;  $P < 0,001$ ), e negativamente correlacionada com a altura média das árvores ( $r = - 0,40$ ;  $P < 0,001$ ). Aspecto apresentou correlação positiva com a densidade ( $r = 0,35$ ,  $P < 0,001$ ) e correlação negativa com a altura média ( $r = - 0,47$ ,  $P < 0,001$ ) e com a área basal ( $r = - 0,27$ ;  $P < 0,001$ ).

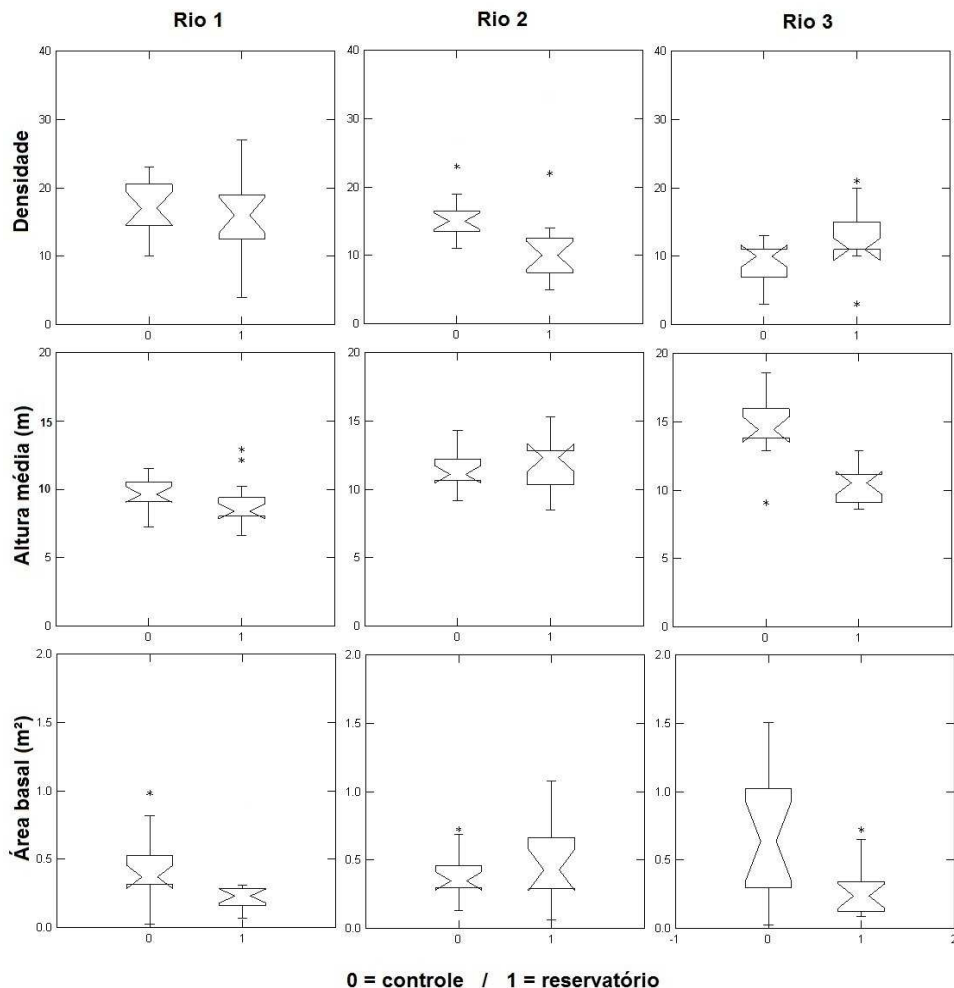


Gráfico 1. Diagrama com gráficos do tipo caixa ilustrando diferenças nas variáveis descritoras da estrutura florestal para as seis encostas dos três rios. Áreas controle = 0. Reservatório = 1. Nos gráficos as barras verticais unem os valores mínimos e máximos medidos. \* refere-se aos valores extremos, enquanto os entalhes nas caixas representam a mediana.

A composição de espécies variou significativamente ao longo das seis encostas estudadas, inclusive em cada um dos rios para o tratamento efeito da barragem, conforme revelado pela PERMANCOVA ( $F=4.98$ ,  $P < 0.0001$ ). Foi observada covariação significativa entre a composição de espécies e a altitude ( $F=4,40$ ,  $P < 0,05$ ) e o aspecto ( $F=2.01$ ,  $P < 0.01$ ), da mesma forma como ocorreu com a estrutura florestal. Considerando a influência do aspecto das encostas sobre a composição de espécies foi realizada uma análise de espécies indicadoras (ISA, da sigla em inglês: Indicator Species Analysis), (DUFRENE; LEGENDRE 1997) com a finalidade de verificar a ocorrência de espécies com distribuição associada à determinada encosta. A ISA foi realizada utilizando o aspecto de forma categorizada, pois sua variação observada ocorreu apenas entre nordeste ( $16$  a  $80^\circ$ ) e noroeste ( $293^\circ$  a  $353^\circ$ ). A ISA foi realizada separadamente para cada um dos rios devido às diferenças abióticas ocorrentes entre eles, principalmente com relação à variação na altitude, considerando que essa variável também covariou significativamente com a composição de espécies. Coincidentemente nos rios Lajeado da Limeira e Vacas Gordas as encostas situadas às margens do reservatório da UHEBG tiveram o aspecto no sentido nordeste (NE), e as encostas situadas em áreas controle tiveram o aspecto no sentido noroeste (NO). No rio Zé Lila todas as encostas tiveram o aspecto no sentido noroeste (NO). A tabela 1 mostra os resultados da ISA com as espécies significativamente indicadoras e respectivos valores indicadores (VI) para encostas situadas às margens do reservatório da UHEBG e áreas controle, nos três rios.

Tabela 1. Listagem das espécies indicadoras em cada rio, com respectivo valor indicador (VI), nível de significância (P).

Espécie	Valor Indicador			
	(VI)	P	Aspecto	Encosta
Rio Lajeado da Limeira (1)				
<i>Allophylus edulis</i>	0,77	0,001	NE	controle
<i>Myrcia bombycina</i>	0,66	0,003	NE	controle
<i>Casearia decandra</i>	0,60	0,002	NE	controle
<i>Araucaria angustifolia</i>	0,60	0,001	NE	controle
<i>Myrcianthes pungens</i>	0,33	0,044	NE	controle
<i>Ocotea catharinensis</i>	0,53	0,003	NO	reservatório
<i>Myrsine coriacea</i>	0,46	0,005	NO	reservatório
<i>Ocotea puberula</i>	0,40	0,018	NO	reservatório
Rio Zé Lila (2)				
<i>Cupania vernalis</i>	0,60	0,033	NO	controle
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0,46	0,007	NO	controle
<i>Nectandra megapotamica</i>	0,54	0,024	NO	reservatório
<i>Persea willdenowii</i>	0,49	0,014	NO	reservatório
Rio Vacas Gordas (3)				
<i>Araucaria angustifolia</i>	0,45	0,037	NE	controle
<i>Ilex microdontha</i>	0,30	0,028	NO	reservatório
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	0,30	0,03	NO	reservatório

A rarefação dos dados (Gráfico 2) mostrou relativa homogeneidade na riqueza de espécies entre as seis encostas estudadas. Foram registradas entre 40 e 46 espécies nas encostas situadas às margens do reservatório, e entre 29 e 46 espécies nas encostas controle. Os valores de diversidade verdadeira (Jost 2006) registrados para as encostas do reservatório (Lajeado da Limeira = 20,65, Zé Lila = 26,39 e Vacas Gordas 3 = 28,94), e controle (Lajeado da Limeira = 19,13, Zé Lila = 22,79 e Vacas Gordas = 23,17) não se mostraram diferentes significativamente, conforme revelou a ANOVA ( $F=0,21$ , gl 2,  $P<0,825$ ). A Tabela 2 mostra

valores de diversidade verdadeira calculados para outras florestas montanas do sul do Brasil (NASCIMENTO et al., 2001; RONDON-NETO et al., 2002; SEGER et al., 2005; SONEGO et al., 2007; VALÉRIO et al., 2008; RUSCHEL et al., 2009; KLAUBERG et al., 2010; BERGAMIN 2010). Todos esses trabalhos utilizaram Índice de diversidade de Shannon, e a comparação direta com o presente trabalho foi possível após a transformação dos valores em diversidade verdadeira ( $q=1$ ) conforme proposto por JOST (2006).

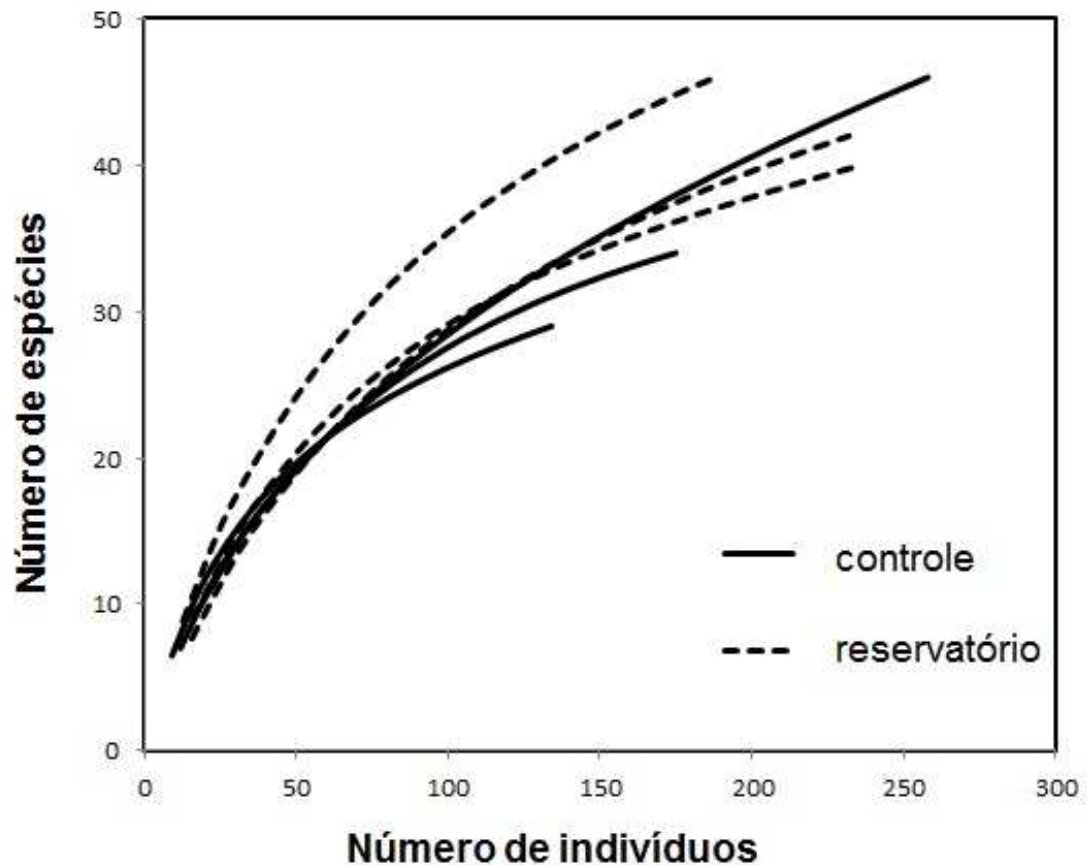


Gráfico 2. Curvas de rarefação de espécies de árvores de seis florestas de encosta em três tributários do rio Pelotas, Campo Belo do Sul, Santa Catarina. As curvas tracejadas representam encostas situadas no perímetro do reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Grande. E as curvas íntegras representam áreas controle.



Tabela 2. Comparação de valores de diversidade de espécies arbóreas em florestas montanas do sul do Brasil. FOM – Floresta Ombrófila Mista / FED – Floresta Estacional Decídua / H' – índice de diversidade de shannon / DV – Diversidade verdadeira (JOST 2006).

Referência	Localidade	Formação	H'	DV
BERGAMIN 2010	Pró-Mata – RS	FOM	3,09	21,98
	EEE Aratinga – RS	FOM	2,56	12,94
	Aparados da Serra - RS/SC	FOM	3,06	21,30
SONEGO et al., 2007	FLONA SFP – RS	FOM	2,95	19,10
RONDON-NETO 2002	Criúva – RS	FOM	2,77	15,96
NASCIMENTO et al., 2001	Nova Prata – RS	FOM	3,00	20,09
KLAUBERG et al., 2010	Lajes – SC	FOM	3,05	21,12
VALÉRIO et al., 2008	Clevelândia – PR	FOM	2,74	15,49
SEGER et al., 2005	Pinhais – PR	FOM	2,37	10,70
RUSCHEL et al., 2009	São Valentim – SC	FED/FOM	3,58	35,88

## 4 DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho corroboram algumas tendências gerais do papel da heterogeneidade dos habitats na estruturação de comunidades vegetais (FUKAMI 2010). As diferenças abióticas em topografia e aspecto entre as florestas de encosta estudadas parecem se refletir em sua estrutura florestal diante da variação observada em densidade de árvores, altura média e área basal. Esses resultados estão de acordo com diversos estudos em florestas que apontam relação entre a distribuição de espécies arbóreas e estrutura florestal de um lado, e variáveis topográficas e de solo de outro (WHITTAKER 1956; CLARK et al., 1998; VAN DEN BERG; OLIVEIRA-FILHO 1999; HARMS et al., 2001; OLIVEIRA-FILHO et al., 2001; BOTREL et al., 2002; ESPÍRITO-SANTO et al., 2002; LOSOS et al., 2004; CARVALHO et al., 2005; RODRIGUES et al., 2007; TSUJINO; YUMOTO 2007; BIANCHINI et al., 2010). Segundo LIEBERMANN (1996) entre os fatores ambientais ligados ao relevo a altitude é considerada como o filtro ambiental primário para a estruturação de comunidades vegetais, pois influencia fortemente outras variáveis como rugosidade, declividade e matéria orgânica no solo (FONTAINE et al., 2007; VÁSQUEZ; GIVNISH 1998). Sua importância se deve à influência que exerce sobre a temperatura e a precipitação ao longo dos gradientes altitudinais, variando fortemente de acordo com a latitude e o clima regional (HOMEIER et al., 2010). Portanto, é esperado que a influência da altitude sobre a estrutura da vegetação seja mais proeminente em grandes escalas espaciais (LIEBERMANN 1996; AIBA; KITAYAMA 1999). No entanto, nossos resultados revelaram covariação significativa da altitude das parcelas com a estrutura florestal. Esse resultado é relevante considerando a extensão das transecções estabelecidas nas encostas, de apenas 50m, e a reduzida amplitude altitudinal máxima entre as parcelas das diferentes encostas, de 228m, em comparação com outros estudos em gradientes altitudinais mais extensos (VÁSQUEZ;

GIVNISH 1998; REICH et al., 2010), apesar de que essa variação pode ser considerada expressiva localmente pois ocorre em uma distância linear menor do que 11 quilômetros.

Apesar de a variação topográfica ser considerada um fator ambiental secundário em relação à variação altitudinal, gradientes topográficos podem promover mudanças na estrutura florestal de forma similar aos gradientes altitudinais (HOMEIER et al., 2010). A declividade do terreno pode influenciar a estrutura da floresta, riqueza e composição de espécies por afetar a drenagem da água e a lixiviação de nutrientes, determinando a profundidade e fertilidade do solo (ASHTON; HALL 1992). Baseado na relação espécie-área LOSOS et al. (2004) propuseram que um terreno mais plano na floresta fornece mais superfície na qual as árvores podem crescer, podendo ocorrer diferenças na densidade de árvores e área basal ao longo de platôs, encostas e vales. Por outro lado, florestas em encostas íngremes possuem taxas mais elevadas de queda de árvores (SCATENA; LUGO 1995) o que influencia a dinâmica do dossel florestal por potencializar a frequência de ocorrência de clareiras e sua colonização, acarretando uma maior densidade de indivíduos em áreas mais íngremes (AIBA; KITAYAMA 1999; THOMPSON et al., 2002). Além disso, segundo LEITÃO-FILHO (1993) florestas de encosta se comportam de forma diferente daquelas situadas em terrenos planos, pois a disposição das árvores permite maior recepção de luminosidade, resultando em matas com menores alturas do que aquelas em áreas planas. WEBB et al. (1999) ao estudar florestas em uma ilha oceânica do pacífico sul encontraram maior densidade de árvores nas encostas do que nos vales (mais baixos e planos) e platôs (mais altos e planos). A altura do dossel foi menor nas encostas (com maior declividade) do que nos vales. Nossos resultados sugerem uma influência da declividade das encostas sobre a densidade e altura média árvores, mesmo que de forma não muito pronunciada.

Além da influência da altitude e fatores topográficos o aspecto foi um fator determinante da estrutura das florestas de encosta dos tributários do rio Pelotas. Segundo

BALE et al., (1998) o aspecto é amplamente reconhecido como um fator promotor de diferenças nas características dos ecossistemas por determinar a intensidade dos efeitos da exposição a radiação solar e correntes ar sobre a vegetação, afetando o balanço energético e a umidade local. Nossos resultados estão de acordo com aqueles relatados por FONTAINE et al., (2007) onde a altitude e o aspecto foram as variáveis determinantes para a estrutura de florestas montanas mediterrâneas na Turquia, inclusive em detrimento de fatores topográficos. Além disso, nossos resultados corroboram aqueles obtidos por BUDKE et al. (2009) que apontam para efeitos importantes da radiação solar direta e difusa sobre a fenologia de espécies arbóreas da região do Alto Uruguai em florestas com proximidade geográfica e similaridade ecológica com aquelas presentemente estudadas.

A área basal representa o acúmulo de biomassa dos caules das árvores ocorrente acima do solo da floresta, sendo que a sua variação, da forma como foi observada neste trabalho, pode ser interpretada como heterogeneidade na produtividade florestal (HOMEIER et al., 2010). E diferenças em produtividade em florestas de encosta podem ter reflexos na coexistência de espécies em escala local, pois ambientes mais produtivos tendem a ser também mais dinâmicos (PHILLIPS et al., 1994). Porém, as variações na área basal e das demais variáveis descritoras da estrutura florestal: densidade e altura média ao longo das áreas de estudo provavelmente também sejam influenciadas por diferenças sutis no histórico de manejo dos remanescentes florestais, que é desconhecido em detalhes, a não ser pela informação sobre o manejo de corte seletivo que foi cessado há mais de 30 anos em todas as áreas. Entre as encostas dos três rios foi possível identificar diferenças fisionômicas que são expressas pelas variáveis estruturais medidas. Em termos de valores médios as florestas de encosta do rio Lajeado da Limeira registraram a maior densidade de árvores ( $17,4 \pm 4,0$  e  $15,53 \pm 6,32$ ), menor altura média (m) ( $9,62 \pm 1,3$  e  $8,98 \pm 1,68$ ) e menor área basal ( $m^2$ ) ( $0,43 \pm 0,25$  e  $0,32 \pm 0,30$ ), em comparação com o rio Zé Lila: densidade de árvores ( $15,73 \pm$

4,38 e  $11,73 \pm 7,29$ ), altura média ( $11,42 \pm 1,37$  e  $11,67 \pm 2,10$ ) e área basal ( $0,39 \pm 0,16$  e  $0,48 \pm 0,31$ ), e principalmente com o rio Vacas Gordas, que apresentou menor densidade de árvores ( $8,93 \pm 2,89$  e  $12,53 \pm 5,33$ ) e os maiores valores de altura média ( $15,53 \pm 3,30$  e  $10,33 \pm 1,34$ ) e área basal ( $0,68 \pm 0,47$  e  $0,29 \pm 0,21$ ). Os primeiros valores se referem às encostas às margens do reservatório e os segundos às áreas controle. A menor densidade e maiores altura média e área basal ocorrentes no rio Vacas Gordas se devem principalmente à ocorrência nesse local de exemplares de grande porte de *Araucaria angustifolia*. O rio Vacas Gordas possui o remanescente florestal fisionomicamente mais maduro entre as áreas estudadas, com dossel elevado composto de *Cedrela fissilis*, *Luehea divaricata* e *Lamanonia ternata*, além das Lauraceae: *Nectandra megapotamica*, *Ocotea puberula* e *Persea wildenowii*, situado abaixo das copas de indivíduos emergentes de *A. angustifolia*, e com a presença de sub-bosque pouco denso, abrigando exemplares de grande porte de *Dicksonia sellowiana*. As florestas de encosta do rio Zé Lila apresentaram valores intermediários para as variáveis da estrutura florestal.

Estudos recentes têm reafirmado o papel da heterogeneidade ambiental na estruturação das comunidades, enfatizando a importância do nicho das espécies (juntamente com processos neutros) na determinação da composição e riqueza ocorrentes em um determinado habitat. De forma que em ambientes pouco heterogêneos, onde os filtros ambientais são menos pronunciados se espera que as comunidades sejam estruturadas com base em fatores estocásticos como diferenças na capacidade de dispersão dos indivíduos (CHASE 2006; FUKAMI 2010). Nossos resultados apontam para fatores determinísticos como as diferenças em altitude das parcelas e aspecto como responsáveis pela variação na composição de espécies ao longo das encostas de rio estudadas. Da mesma forma que ocorre com a estrutura florestal, a altitude afeta a composição de espécies. OLIVEIRA-FILHO e FONTES (2000) apontaram a altitude como o principal determinante da diferenciação na composição florestal

em diferentes formações de mata atlântica (sentido amplo). Segundo BERGAMIN (2010) os padrões de distribuição de espécies arbóreas entre as diferentes formações florestais ocorrentes no extremo sudeste da mata atlântica se devem fortemente à variação na altitude e independentemente da distância geográfica, o que reforça o papel do filtro ambiental em detrimento da limitação de dispersão. A influência da altitude sobre a composição de espécies arbóreas na bacia hidrográfica do rio Pelotas foi enfatizada por KLEIN (1978) que propôs a existência de uma zona de interpenetração de espécies típicas de Floresta Estacional Decídua e Floresta Ombrófila Mista entre 600m e 800m de altitude. As unidades amostrais deste trabalho foram estabelecidas quase que exatamente nesta faixa altitudinal, entre 621m e 849m a.n.m. Portanto, a variação na composição de espécies observada pode ser explicada pela variação na temperatura local que é determinada pela altitude, e atua como limitador da distribuição das espécies entre as duas formações florestais. Diante dessas condições ambientais é esperado que haja predominância de ocorrência de espécies com maior plasticidade ecológica. Os resultados da análise de espécies indicadoras confirmaram essa expectativa, pois a maioria (nove) das 15 espécies significativamente indicadoras encontradas é de ampla distribuição no sul do Brasil e outras cinco de ocorrência associada à Floresta Ombrófila Mista (FOM). A exceção foi *Myrcia bombycina* que é típica regionalmente, pois ocorre na FOM e eventualmente na Floresta Estacional Decídua do Alto Uruguai (REITZ et al., 1988; SOBRAL et al., 2006).

A relativa homogeneidade em riqueza e diversidade verdadeira de espécies entre as encostas estudadas nos três rios contraria de certa forma as diferenças em estrutura florestal e composição de espécies observadas. Seria esperada variação na riqueza de espécies diante das diferenças abióticas existentes, principalmente com relação à altitude (GIVNISH 1998; LEGENDRE et al., 2009), porém é provável que as diferenças na densidade de árvores entre as áreas seja um fator de homogeneização na riqueza de espécies (HOMEIER et al., 2010).

Independentemente da similaridade na riqueza e diversidade entre as áreas de estudo, a elevada diversidade registrada nas florestas de encosta da bacia do rio Pelotas pode ser explicada pela condição ecotonal em que ela se encontra entre formações florestais, pois segundo JARENKOW e BUDKE (2009) a riqueza florística aumenta em áreas de contato da FOM com outras formações. Isso foi evidenciado por RUSCHEL et al., (2009) que obtiveram valores elevados de diversidade para um remanescente em transição entre Floresta Estacional Decídua e Floresta Ombrófila Mista, também na região do Alto Uruguai, em Santa Catarina.

As variações observadas na estrutura florestal e composição de espécies ao longo das encostas dos três rios estudados foram explicadas principalmente pelas diferenças em altitude e aspecto verificadas. Essas diferenças também ocorreram em cada um dos rios para o tratamento efeito da barragem. Portanto, as florestas de encosta situadas às margens do reservatório da UHEBG apresentaram estrutura e composição de espécies diferentes daquelas obtidas para as encostas situadas em áreas controle. Esses resultados permitem a interpretação de que a elevação de nível do rio Pelotas e tributários pode ter causado modificações nos níveis de umidade e disponibilidade de nutrientes no solo devido à elevação do lençol freático, o que poderia ter influência sobre as árvores adultas por aumentar sua mortalidade, e também afetar as condições microclimáticas do solo influenciando a regeneração de espécies arbóreas. No entanto, a mortalidade de árvores e a regeneração de espécies arbóreas não foram medidas no presente trabalho. Além disso, é preciso ressaltar que o período transcorrido após a formação do reservatório da UHEBG foi de apenas quatro anos, tempo provavelmente insuficiente para que eventuais alterações ambientais tenham provocado mudanças estruturais no componente arbóreo da floresta. Tais efeitos podem tornar-se detectáveis somente após um período maior de tempo. Isso foi observado por WHITE (2007) que refutou a hipótese de TERBORGH (2001, 2006) sobre o papel da herbivoria por formigas cortadeiras (na ausência de predador) no aumento drástico da mortalidade de árvores

remanescentes em topos de morro que se tornaram pequenas ilhas após a formação de um reservatório hidrelétrico na Venezuela. O aumento da mortalidade de árvores de dossel nessas pequenas ilhas foi verificado somente após 16 anos do enchimento do reservatório, e atribuído por WHITE (2007) ao alagamento das raízes profundas das árvores do dossel, que ocorreu de forma lenta e gradual.



## 5 CONCLUSÕES

Os resultados do presente trabalho se constituem em uma abordagem preliminar sobre os impactos da formação de reservatórios hidrelétricos sobre remanescentes de florestas montanas no sul do Brasil. As diferenças em estrutura e composição florestal observadas suscitam a realização de outros estudos para o melhor entendimento das causas e magnitude dos efeitos da formação de reservatórios hidrelétricos sobre remanescentes florestais. Tais estudos envolvem análises de solo, monitoramento da mortalidade de árvores, da dinâmica do dossel florestal, e do recrutamento e desenvolvimento de espécies lenhosas.

O entendimento do papel dos fatores topográficos sobre a estruturação dos remanescentes de floresta montana na bacia hidrográfica do rio Pelotas é fundamental para subsidiar estratégias de conservação para aqueles ambientes tão ameaçados. Nossos resultados revelaram uma influência da altitude e da orientação das encostas na estruturação da floresta, e na distribuição das espécies arbóreas. Essas informações podem orientar projetos de restauração florestal, e devem ser considerados na elaboração de diretrizes de conservação, e definição de critérios para a criação de áreas protegidas, colaborando para a otimização do investimento de recursos públicos em conservação da natureza.

Considerando que a região hidrográfica do Uruguai Superior, que inclui a bacia hidrográfica do rio Pelotas, é uma das mais exploradas e com maior interesse do setor energético para a instalação de empreendimentos hidrelétricos no Brasil, os nossos resultados também podem servir como subsídios ao poder público na elaboração de diretrizes para a mitigação dos impactos decorrentes desse ramo de atividades, pois os programas de monitoramento existentes são principalmente direcionados à fauna e às espécies vegetais ameaçadas de extinção, objeto de realocação. Porém, monitoramento de vegetação terrestre remanescente no entorno das áreas de alagado são raros, senão inexistentes no Brasil. Tais

estudos poderiam fornecer bases sólidas para garantir a conservação a longo prazo dos remanescentes naturais, e contribuir para a estimação mais realista dos impactos ambientais decorrentes de empreendimentos hidrelétricos.

## REFERÊNCIAS

- AIBA, S.; KITAYAMA, K. **Structure, composition and species diversity in an altitude-substrate matrix of rain forest tree communities on Mount Kinabalu, Borneo.** *Plant Ecology*, v. 140, p. 139-157, 1999.
- ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; CAMARGO, P. B.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. **Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil).** *Forest Ecology and Management*, v. 260, p. 679–691, 2010.
- ANDERSON, M. J. **A new method for non-parametric multivariate analysis of variance.** *Austral Ecology*. v. 26, p. 32–46, 2001.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. 2009. **An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III.** *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 162, p. 105-121.
- ASHTON, P.S.; HALL, P. **Comparisons of structure among mixed dipterocarp forests of north-western Borneo.** *Journal of Ecology*. v 80, p. 459-481, 1992.
- BALE, C. L.; WILLIAMS, J. B.; CHARLEY, J. L. **The impact of aspect on forest structure and floristics in some Eastern Australian sites.** *Forest Ecology and Management*, v. 110, p. 363-377, 1998.
- BAPTISTA, S.R.; RUDEL, T.K. **A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil.** *Environmental Conservation* v. 33 (3), p. 195–202, 2006.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas.** 4. Ed. Porto Alegre: Artmed, 2006.
- BERGAMIN, R. S. **Especificidade de Espécies Arbóreas no Sudeste da Mata Atlântica e Padrões de Diversidade em Floresta com Araucária.** 82 f. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.

BIANCHINI, E.; GARCIA, C.C.; PIMENTA, J.A.; TORENZAN, J.M.D. **Slope variation and population structure of tree species from different ecological groups in South Brazil.** Anais da Academia Brasileira de Ciências. v. 82; n. 3, p. 643-652, 2010.

BOND-BUCKUP, G (Org.). **Biodiversidade dos campos de cima da serra.** Porto Alegre: libretos, 2008.

BOTREL, R.T.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RODRIGUES, L.A.; CURI, A. **Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG.** Revista Brasileira de Botânica. v. 25, n. 2, p.195-213, 2002.

BRAATNE, J.H., ROOD, S.B., GOATER, L.A., BLAIR, C.L. **Analyzing the impacts of Dams on riparian ecosystems: A review of research strategies and their relevance to the Snake River through Hells Canyon.** Environmental Management. v. 41, p. 267–281, 2008.

BUDKE, J. C. **Pulsos de inundação, padrões de diversidade e distribuição de espécies arbóreas em uma floresta ribeirinha no sul do Brasil.** 195 f. Tese de Doutorado. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. (Orgs). **Mata Atlântica – Uma Rede pela Floresta,** Brasília: RMA, 2006.

CARVALHO, D.A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VAN DEN BERG, E.; FONTES, M. A. L.; VILELA, E. A.; MARQUES, J. J. G. S. M.; CARVALHO, W. A. C. **Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil.** Acta Botanica Brasílica, v.19, n.1, p.91-109, 2005.

CHAO, A.; CHAZDON, R. L.; COLWELL, R. K.; SHEN, T. **A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data.** Ecology Letters v. 8, p. 148–159, 2005.

CHASE, J. **Community assembly: when should history matter?.** Oecologia, v. 136, p. 489-498, 2003.

CLARK, D.B.; CLARK, D.A.; READ, J.M. **Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest.** *Journal of Ecology*, v. 86, 101-112, 1998.

GOTTELI, N. J.; COLWELL, R. K. **Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness.** *Ecology Letters*, v. 4, p. 379-391, 2001.

COLWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application.** Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>. Acesso em 10 dez. 2010.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Mountains biodiversity: Why is it Important?** Disponível em <http://www.cbd.int/mountain/importance.shtml>. Acesso em 10 abr. 2011.

R CORE TEAM DEVELOPMENT. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, v. 2.9.1. Disponível em: <http://www.r-project.org>. Acesso em 15 out. 2009.

CRUZ, R.C. **Prescrição de vazão ecológica: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados.** 176 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2005.

DEAN, W. **With Broadax and Firebrand. The destruction of the Brazilian Atlantic Forest.** Berkeley: University of California Press, 1996.

DESENVIX. **Relatório de Impacto Ambiental da UHE Barra Grande.** 2002.

DUFRENE, M., LEGENDRE, P. **Species assemblages and indicators species: the need for a flexible asymmetrical approach.** *Ecological Monographs*, v. 67, p. 345-366, 1997.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. **Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP.** *Revista Brasileira de Botânica*. v. 23, n. 4, p. 371-383, 2000.

EASDALE, T. A.; HEALEY, J. R.; GRAU, H. R. MALIZIA, A. **Tree life histories in a montane subtropical forest: species differ independently by shade-tolerance, turnover rate and substrate preference.** *Journal of Ecology*, v. 95, p. 1234–1249, 2007.

ENGEMIX/ENGEVIX. **Estudo de impacto ambiental UHE Barra Grande.** v. I e II. 1998.

EPAGRI. **Relatório técnico.** Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina. 2006.

ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MACHADO, E. L. M.; SOUZA, J. S.; FONTES, M. A. L.; MARQUES, J. J. G. S. M. **Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de Floresta Estacional Semidecídua Montana no campus da Universidade Federal de Lavras, MG.** *Acta Botanica Brasilica*, v. 16, n. 3, p. 331-356, 2002.

ESRI. **ArcGIS Desktop: Release 9.3.** Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2010.

FEPAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER. **Mapeamento das PCHs e UHEs existentes na Região Hidrográfica do Uruguai.** Porto Alegre: FEPAM. Relatório final, 2007.

FLORESTAL GATEADOS LTDA. **Plano de Manejo da RPPN Emílio Einsfeld Filho,** 2010.

FONTAINE, M.; AERTS, R.; ÖZKAN, K.; MERT, A. GÜLSOY, A.; SÜEL, H.; WAELKENS, M.; MUYS, B. **Elevation and exposition rather than soil types determine communities and site suitability in Mediterranean mountain forests of southern Anatolia, Turkey.** *Forest Ecology and Management* v. 247 p. 18–25, 2007.

FORTES, A.B. 1959. **Geografia Física do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: Oficina gráfica Livraria do globo, 1959.

FU, P. & P. M. RICH. **A geometric solar radiation model with applications in agriculture and forestry.** *Computers and Electronics in Agriculture*, v. 37, p. 25-35, 2002.

FUKAMI, T. **Community assembly dynamics in space**. In: Verhoef, H. A.; Morin, P. J. (Eds.). *Community Ecology: Process, Models, and Applications*. Oxford University Press, 2010.

GARMIN. **Manual do utilizador do eTrex Legend H e do eTrex Vista H**. Garmin International Inc. 2008.

GENTRY, A. H. **Diversity and floristic composition of neotropical dry forests**. pp. 146-194. In: S. H. Bullock, H. A. Mooney & E. Medina, (eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge, 1995.

GIVNISH, T. **On the causes of gradients in tropical tree diversity**. *Journal of Ecology*, v. 87, n. 2, p. 193-210, 1999.

GONZÁLEZ-ESPINOSA, M.; REY-BENAYAS, J.M.; RAMÍREZ-MARCIAL, N.; HUSTON, M.A.; GOLICHER, D. **Tree diversity in the northern Neotropics: regional patterns in highly diverse Chiapas, Mexico**. *Ecography*, v. 27, p. 741–756, 2004.

GOTELLI, N.J.; ELLISON, A. M. **A Primer of Ecological Statistics**. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA. 2004.

GUEDES, S. F. F. **Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais no planalto dos campos gerais, SC**. 58 f. Dissertação de Mestrado em Agronomia. Lages: Universidade do Estado de Santa Catarina, 2005.

GUERRA, M. P.; SILVEIRA, V.; REIS, M. S.; SCHNEIDER, L. **Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*)**. In: Simões, L.L.; Lino, C. F. (Eds.). *Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais*. São Paulo: Ed. SENAC, p. 85-101, 2002.

HAIR, J.P.J.F.; ANDERSON, R.E.; TATHAN, R.L.; BLACK, W.C. **Análise Multivariada de dados**. 6 ed. Porto Alegre: Bookman, p. 688 p, 2005.

HARMS, K.E.; CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. **Habitat associations of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot**. *Journal of Ecology*, v. 89, n. 6, p. 947-959, 2001.

HASENACK, H.; WEBER, E.; DADALT, A. M. **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul 1:50.000.** 2010.

HOMEIER, J.; BRECKLE, S.; GÜNTER, R.; ROLLENBECK, R. T. LEUSCHNER, C. **Tree diversity, forest structure and productivity along altitudinal and topographical gradients in a species-rich ecuadorian montane rain forest.** *Biotropica*, v. 42, n. 2, p. 140–148, 2010.

INDRUSIAK, C.; MONTEIRO, S. A. **Unidades de conservação na área de distribuição da Araucária.** P. 253-266. In: FONSECA, C. R.; SOUZA, A. F.; LEAL-ZANCHET, A. M.; DUTRA, T. L.; BACKES, A.; GANADE, G. *Floresta com Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável.* Ribeirão Preto: Holos Editora, 2009.

IVANAUSKAS, N, M.; ASSIS, M.C. **Formações florestais brasileiras.** In: Martins, S.V. (Ed.). *Ecologia de florestas tropicais do Brasil.* Viçosa: Editora UFV, MG, 2009.

JARENKOW, J. A.; BUDKE, J. C. **Padrões florísticos e análise estrutural de remanescentes de Florestas com Araucária no Brasil.** In: FONSECA, C. R.; SOUZA, A. F.; LEAL-ZANCHET, A. M.; DUTRA, T. L.; BACKES, A.; GANADE, G. *Floresta com Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável.* Holos Editora, 2009.

JARVIS, A.; TOUVALS, J. L.; SCHMITZ, M. C.; SOTOMAYOR, L.; HYMAN, G. G. **Assessment of threats to ecosystems in South America.** *Journal for Nature Conservation*, v. 18, p. 180-188, 2010.

JOST, L. **Entropy and diversity.** *Oikos*, v. 113, n. 2, p. 363-375, 2006.

JUSTUS, J. O. 1990. **Hidrografia.** In: IBGE. *Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Geografia do Brasil: Região Sul.* Rio de Janeiro, p. 190-218.

KLAUBERG, C.; PALUDO, G. F.; BORTOLUZZI, R. L. C.; MANTOVANI, A. **Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense.** *Biotemas*, v. 23, n. 1, p. 35-47, 2010.

KLEIN, R.M. **O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro.** *Sellowia*, v. 12, p. 17-51, 1960.

KLEIN, R. M. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina.** Itajaí: SUDESUL/FATMA/HBR, 24p, 1978.



- KOCH, Z.; CORRÊA, M., C. **Araucária – A Floresta do Brasil Meridional**. Curitiba: Editora Olhar Brasileiro, 2002.
- LEGENDRE, P.; MI, X., REN, H.; MA, K.; YU, M.; SUN, I.; HE, F. **Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China**. *Ecology*, v. 90, p. 663-674, 2009.
- LEITÃO-FILHO, H.F. (org.). 1993. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão**. Campinas: Editora da UNESP e Editora da Universidade de Campinas, 1993.
- LEITE, P.F.; KLEIN, R.M. **Vegetação**. In: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Geografia do Brasil: Região Sul*. Rio de Janeiro, v. 2, p.113-150, 1990.
- LEITE, P. F. **Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil**. p. 51. *Ciência & Ambiente*, v. 24, p. 51-73, 2002.
- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G. S. **Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica**. *Journal of Ecology*. v. 84, n. 2, p. 137-152, 1996.
- LOSOS, E.; LEIGH JR., E.G. (eds.) **Results from Tropical Forest Dynamics Plots of the CTFS: A Long-Term Ecological Research Network in the Tropics**. Chicago & London: The University Chicago Press, 2004.
- LOVETT, J.C.; MARSHALL, A.R.; CARR, J. **Changes in tropical forest vegetation along an elevational gradient in the Udzungwa Mountains National Park, Tanzania**. *African Journal of Ecology*, v. 44, p. 478–490, 2006.
- MÄHLER-JUNIOR, J.K.F. & LAROCCA, J.F. **Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da Floresta com Araucaria**, p. 243-252. In: FONSECA, C.R.; SOUZA, A.F.; LEAL-ZANCHET, A.M.; DUTRA, T.L.; BACKES, A.; GANADE, G. (eds.). *Floresta com Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável*. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2009.
- MALUF, J. R. T. **Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul**. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v.8, n.1, p.141-150, 2000.
- MARTINELLI, G. **Mountain biodiversity in Brazil**. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 30, n. 4, p. 587-597, 2007.

- MATTOS, J. R. **O pinheiro brasileiro**. 2. ed. Lages: Artes Gráficas Princesa, 1994.
- MCCUNE, B.; GRACE, J. B. **Analysis of ecological communities**. MJM Software, Glenenden Beach, 2002.
- MEDEIROS, J. D.; GONÇALVES, M. A.; PROCHNOW, M.; SCHÄFFER, W. B.; **Floresta com Araucária: um símbolo da Mata Atlântica a ser salvo da extinção**. Rio do Sul, APREMAVI, 82P. 2004.
- MMA. **Avaliação e Identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da Biodiversidade Brasileira**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 05 mar. 2011.
- MOSELEY, D.G.; RAY, D.; BRYCE, J. **A Forest Habitat Network for the Atlantic Oakwoods in Highland Region, Scotland**. Botanical Journal of Scotland, v. 57, p. 197-209, 2006.
- MURADÁS, J. A. **Geopolítica e a formação territorial do sul do Brasil**. 339 f. Tese de Doutorado em Geografia. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.
- MYERS, N.; MITTERMEIER R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA G. A. B.; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. Nature v. 403, p. 853–858, 2000.
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. **The ecology of interfaces: Riparian zones**. Annual Review of Ecology and Systematics, v. 28, p. 621–658, 1997.
- NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. **Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de floresta ombrófila mista em nova prata, rs**. Ciência Florestal, Santa Maria, v.11, n.1, p.105-119, 2001.
- NASCIMENTO, F, H, F.; GIULIETTI, A. M.; QUEIROZ, L.P. **Diversidade arbórea das florestas alto-montanas no Sul da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil**. Acta botanica brasílica, v. 24, n. 3, p. 674-685, 2010.
- NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. **Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems**. Science, v. 308, p. 405–408, 2005.

NILSSON, C.; SVEDMARK, M. **Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities.** *Environmental Management* v. 30, p. 468–480, 2002.

NORDEN, N.; CHAZDON, R. L.; CHAO, A.; JIANG, Y.; VÍLCHEZ-ALVARADO, A. **Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests.** *Ecology Letters*, v. 12, p. 385-394, 2009.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. **Classificação das fitofisionomias da América do Sul Cisandina Tropical e Subtropical: proposta de um novo sistema – prático e flexível – ou uma injeção a mais de caos?** *Rodriguésia*, v. 60, n.2, p. 237-258, 2009.

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

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. **Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil.** *Edinburgh Journal of Botany*, Cambridge, v. 58, n. 1, p. 139-158, 2001.

PAIM, E. S.; ORTIZ, L. S. (coords.). **Hidrelétricas na bacia do rio Uruguai: guia para ONGs e movimentos sociais.** Porto Alegre: Núcleo Amigos da Terra/Brasil, 2006.

PHILLIPS, O.L.; HALL, P.; GENTRY, A. H.; SAWYER, S. A.; VÁSQUEZ, R. 1994. **Dynamics and species richness of tropical rain forests.** *Proceedings of National Academy of Science*, v. 91, p. 2805-2809, 1994.

POTTER, R. O.; FASOLO, P. J.; CARVALHO, A. P.; FLORES, C. A.; BOGNOLA, I.; RAUEN, M. J.; CARDOSO, A.; CARVALHO, A. P.; HOCHMULLER, D. P.; RIBAS, G. C.; RACHWAL, M. C. **Solos do Estado de Santa Catarina.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 726p. (Boletim de Desenvolvimento, 46), 2004.

POTVIN, C. **ANOVA: Experiments in controlled environments.** In: Scheiner, S.; Gurevitch, J. (eds.). *Design and Analysis of Ecological Experiments.* Chapman and Hall, p. 46-68, 1993.

QIAN, H.; RICKLEFS, R. E. 2000. **Large-scale processes and the Asian bias in temperate plant species diversity**. *Nature*, v. 407, p. 180-182.

RAMBO, B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. 2 ed. Porto Alegre: Selbach, 1956.

REITZ, R.; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Projeto Madeira do Rio Grande do Sul**. Governo do Estado do Rio Grande do Sul, Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Porto Alegre, 525p., 1988.

REITZ, R.; KLEIN, R. M. **Araucariáceas: flora ilustrada catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation**. *Biological Conservation* v. 142, p. 1141–1153, 2009.

RICKLEFS, R.E. **Disintegration of the Ecological Community**. *The American Naturalist*. v. 172, n 6, 2008.

ROBERTS, D. W. **Package ‘LABDSV’: ordination AND MULTIVARIATE analysis for ecology**. 2009. Version 1.4. Disponível em: <http://cran.r-project.org/web/packages/labdsv/labdsv.pdf>. Acesso em: 28 nov. 2009.

RODRIGUES, L. A.; CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N. **Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG**. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 25-35, 2007.

RONDON-NETO, R. M. 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, SC – Brasil**. *Ciência Florestal*, v. 12, n. 1, p. 29-37.

RUSCHEL, A. R.; GUERRA, M. P; NODARI, R. O. **Estrutura e composição florística de dois fragmentos da Floresta Estacional Decidual do Alto-Uruguai, SC**. *Ciência Florestal*, v. 19, n. 2, p. 225-236, 2009.

SANTA CATARINA. **Atlas de Santa Catarina**. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. Sub-chefia de Estatística, Geografia e Informática. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro, 1986. 176p.

SCATENA F.N.; LUGO A.E. **Geomorphology, disturbance, and the soil and vegetation of two subtropical wet steep-land watersheds of Puerto Rico**. *Geomorphology*, v. 13, p. 199-213, 1995.

SEGER, C. D.; DLUGOSZ, F. L.; KURASZ, G.; MARTINEZ, D. T.; RONCONI, E.; MELO, L. A. N. DE; BITTENCOURT, S. M. DE.; BRAND, M. A.; CARNIATTO, I.; GALVÃO, F.; RODERJAN, C. V. **Levantamento florístico e análise fitossociológica de um remanescente de floresta ombrófila mista localizado no município de Pinhais, Paraná-Brasil**. *Floresta*, v. 35, n. 2, p. 291-302, 2005.

SILVA, W. G.; METZGER, J. P.; SIMÕES, S.; SIMONETTI, C. **Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP**. *Brazilian Journal of Biology*, v. 67, n. 3, p. 403-411, 2007.

SOBRAL, M.; JARENKOW, J. A.; BRACK, P.; IRGANG, B.; LAROCCA, J.; RODRIGUES, R. S. **Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil**. Rima; Novo Ambiente, São Carlos, Brasil, 350p., 2006.

SOKAL, R.R.; ROHLF, F. J. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. Freeman, Nova York, 1995.

SONEGO, R. C.; BACKES, A.; SOUZA, A. F. **Ecological interpretation of multiple population size structure in trees: the case of *Araucaria angustifolia* in South America**. *Austral Ecology*, v. 32, p. 524-533, 2007.

SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. 2008. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2000 a 2005**. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br>. Acesso em: 10 mai. 2011.

SOUZA, A.F. **Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: the case of *Araucaria angustifolia* in South America**. *Austral Ecology*, v. 32, p. 524-533, 2007.

SPEHN, E.; KÖRNER, C. **Global Mountain Biodiversity Assessment (GMBA): A Global *diversitas* Network**. Abstract of poster presentation at the Eighth meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice of the Convention on Biological Diversity. United Nations Environment Programme, Montreal, 2005.

STERNBERG, R. **Damming the river: a changing perspective on altering nature**. Renewable and suitable energy Reviews, v. 10, n. 3, p. 165-197, 2006.

STILL, C. J.; FOSTER, P. N.; SCHNEIDER, S. H. **Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests**. Nature, v. 398, 1999.

SVENNING, J. C. **Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador**. Journal of Tropical Ecology, v. 87, p. 55-65, 1999.

SVENSSON, B. W. **Environmental heterogeneity in space and time: path use recruitment and dynamics of a rock pool population a gyrenid beetle**. OIKOS, 84: 227-238, 1999.

SYSTAT SOFTWARE INC, 2007.

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

TERBORGH, J.; KENNETH, F.; SILMAN, M.; NUÑEZ, P.; BALUKJIAN, B. **Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands**. Journal of Ecology, v. 94, p. 253-263, 2006.

THOMPSON, J., BROKAW, N.; ZIMMERMAN, J.K.; WAIDE, R.B.; EVERHAM, E.M.; LODGE, D.J.III.; TAYLOR, C.M.; GARCIA-MONTIEL, D.M.; FLUET, M. 2002. **Land use history, environment, and tree composition in a tropical forest**. Ecological Applications 12:1344–1363.

TILMAN, D.; KAREIVA, P. M. 1997. **Spatial Ecology: The Role of Space in Population Dynamic and Interspecific Interactions**. Princeton, NJ, USA: Princeton University Press.

TROPICOS. **Tropicos, botanical information system at the Missouri Botanical Garden**. Disponível em: <http://www.tropicos.org>. Acesso em: 10 mai. 2011.

TSUJINO, R. & YUMOTO, T. 2007. **Spatial distribution patterns of trees at different life stages in a warm temperate forest.** J. Plant. Res. 120: 687–695.

UNEP/CBD/AHTEG-MB. **Programme of work on mountain biological diversity.** United Nations Environmental Program, Convention of Biological Diversity, Ad Hoc Technical Expert Group on Mountain Biodiversity. United Nations Environment Programme, Montreal, 2003.

VALÉRIO, A. F.; WATZLAWICK, L. F.; BALBINOT, R. **Análise florística e estrutural do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Clevelândia, Sudoeste do Paraná.** Revista Acadêmica, Ciências Agrárias Ambientais, v. 6, n.2, p. 239-248, 2008.

VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. **Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil.** Flora, v. 194, n. 2/3, p. 249-266, 1999.

VÁZQUEZ, J.A. & GIVNISH, T.J. 1998. **Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán.** Journal of Ecology, vol. 86, no. 6, p. 999-1020.

VEBLEN, T. T., BURNS, B. R., KITZBERGER, T., LARA, A. & VILLALBA, R. **The ecology of the conifers of southern South America.** In: Ecology of the Southern Conifers. Enright, N.; Hill, R. S. (eds) p. 120–155. Smithsonian Institution Press, Washington, 1995.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 123p. 1991.

VERHOEF, H.A & MORIN, P.J. 2010. **Community ecology: Processes, Models, and Applications.** Oxford University Press. 249p.

WAECHTER, J. L.; JARENKOW, J. A. **Padrões geográficos como evidência de processos dinâmicos em florestas sul-brasileiras.** p. 217-226. In: Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2003.

WARD, J. V.; TOCKER, K.; ARSCOTT, D. B.; CLARET, C. **Riverine landscape diversity.** *Freshwater Biology*, v. 47, p. 517-539, 2002.

WEBB, C.O.; PEART, D.R. 2000. **Habitat associations of trees and seedlings in a Bornean rain forest.** *Journal of Ecology* 2000, 88: 464-478.

WHITE, T.C.R. 2007. **Flooded forests: Death by drowning, not herbivory.** *Journal of Vegetation Science*, v. 18, p. 147-148, 2007.

WHITTAKER, R.H. 1956. **Vegetation of the Great Smoky mountains.** *Ecological Monograph*, v. 26, p. 1–80.

WILLIAMS-LINERA, G. **Tree species richness, complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest.** *Biodiversity and Conservation*, v. 11, p. 1825–1843, 2002.

WILLIG, M. R.; KAUFMAN, D. M.; STEVENS, R. D. **Latitudinal gradients of biodiversity.** *Annual Rev. of Ecology and Systematics*, v. 34, p. 273-309, 2003.



**ANEXO:** Listagem florística das espécies arbóreas e suas respectivas famílias encontradas em florestas de encosta situadas na RPPN Emílio Einsfeld Filho em Campo Belo do Sul, SC.

<b>ESPÉCIE</b>	<b>FAMÍLIA</b>
<i>Acca sellowiana</i> (O. Berg) Burret	Myrtaceae
<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Barneby & J.W. Grimes	Fabaceae
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil. A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae
<i>Allophylus guaraniticus</i> Radlk.	Sapindaceae
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H. Rainer	Annonaceae
<i>Annona neosalicifolia</i> Ekman & R.E. Fr.	Annonaceae
<i>Annona</i> sp.	Annonaceae
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae
<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	Apocynaceae
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Rutaceae
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	Salicaceae
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	Salicaceae
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Myrtaceae
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	Myrtaceae
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schanke	Canellaceae
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae
<i>Celtis iguaneae</i> (Jacq.) Sarg.	Cannabaceae
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	Solanaceae
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Sapotaceae
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard	Cardiopteridaceae
<i>Citronella paniculatta</i> (Mart.) R.A. Howard	Cardiopteridaceae

---

<i>Cletha scabra</i> Pers.	Clethraceae
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S. Mill.	Boraginaceae
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Boraginaceae
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Ebenaceae
<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	Escalloniaceae
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Rutaceae
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	Aquifoliaceae
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	Aquifoliaceae
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae
<i>Jacaranda micratha</i> Cham.	Bignoniaceae
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	Anacardiaceae
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae
<i>Lonchocarpus nitidus</i> (Vogel) Benth.	Fabaceae
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Malvaceae
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Fabaceae
<i>Manihot grahamii</i> Hook.	Euphorbiaceae

---

<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae
<i>Maytenus aquifolia</i> Chodat	Celastraceae
<i>Myrceugenia mesomischa</i> (Burret) D. Legrand & Kausel	Myrtaceae
<i>Myrcia bombycina</i> (O.Berg) Kiaersk.	Myrtaceae
<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N. Silveira	Myrtaceae
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	Myrtaceae
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	Myrtaceae
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Fabaceae
<i>Myrsine coriacea</i> Nadeaud	Primulaceae
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Primulaceae
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	Lauraceae
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Lauraceae
<i>Oreopanax fulvum</i> Marchal	Araliaceae
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae
<i>Persea wildenowii</i> Kosterm.	Lauraceae
<i>Phytolacca dioica</i> L.	Phytolaccaceae
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae

---

<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Rubiaceae
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Proteaceae
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Polygonaceae
<i>Schaefferia argentinensis</i> Speg.	Celastraceae
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Euphorbiaceae
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	Phytolaccaceae
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Solanaceae
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Loganiaceae
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Styracaceae
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	Symplocaceae
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob.	Asteraceae
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Lamiaceae
<i>Xylosma psedosalzmannii</i> Sleumer	Salicaceae
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Rutaceae
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae

---