

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

Dissertação de Mestrado

**A FRAGMENTAÇÃO DE AMBIENTES FLORESTAIS:  
DOIS CASOS NA REGIÃO DO BAIXO JACUÍ. RS.**

**Rodrigo Agra Balbuena**

Porto Alegre – RS

outubro de 1997

**A FRAGMENTAÇÃO DE AMBIENTES FLORESTAIS: DOIS  
CASOS NA REGIÃO DO BAIXO JACUÍ. RS.\***

Rodrigo Agra Balbueno\*\*

Dissertação de Mestrado apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

**Orientador: Prof. Dr. Paulo Luiz de Oliveira**

**Comissão Examinadora:**

**Prof. Bruno E. Irgang**

**Prof. Dr. João A. Jarenkow**

**Prof. Dr. Maria L. Porto**

Porto Alegre – RS

outubro de 1997

---

\* Trabalho financiado por CENECO – Projeto PADCT/CIAMB e CPG Ecologia (UFRGS)

\*\* Bolsista da CAPES – Demanda Social (3/94 a8/96)

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	ii
<b>ABSTRACT</b> .....	ii
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	iv
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	v
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	6
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	15
<b>3. ASPECTOS FÍSICOS REGIONAIS</b> .....	16
3.1 GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA .....	16
3.2 SOLOS .....	17
3.3 CLIMA .....	18
3.4 VEGETAÇÃO .....	18
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	25
4.1 SELEÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO .....	25
4.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO ARBÓREA .....	25
4.3 GEOPROCESSAMENTO .....	28
<b>5. RESULTADOS</b> .....	32
5.1 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO ARBÓREA .....	32
5.1.1 Horto Florestal São Pedro I .....	32
5.1.2 Horto Florestal Santa Rosa .....	45
5.1.3 Similaridade Florística .....	59
5.2 GEOPROCESSAMENTO .....	60
5.2.1 Horto Florestal São Pedro I .....	60
5.2.2 Horto Florestal Santa Rosa .....	63
<b>6. DISCUSSÃO</b> .....	66
<b>7. CONCLUSÕES</b> .....	84
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	85

## RESUMO

O presente trabalho aborda o fenômeno da fragmentação de hábitat florestais através da análise de dois fragmentos de floresta nativa inseridos em áreas de cultivo de eucalipto na região do Baixo rio Jacuí, RS: Horto Florestal São Pedro I (coordenadas UTM 4301450E/6675380N; área de 5,19 ha) e Horto Florestal Santa Rosa (coordenadas UTM 426950E/6660180N; 5,75 ha de área).

Com relação à vegetação arbórea, foram determinados os parâmetros estruturais de densidade, frequência, dominância e índice valor de importância, utilizando-se 12 parcelas justapostas de 10x 20 m. Foram amostrados e identificados todos os indivíduos cujo diâmetro à altura do peito (DAP) fosse de no mínimo 10 cm. Também foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) em cada um dos fragmentos, além da equitabilidade de Pielou (J) e do índice de dispersão razão variância/média das espécies com pelo menos dois indivíduos. Com vistas a comparar-se qualitativamente a similaridade florística entre as duas situações, foram calculados os índices de Sorensen e Jaccard.

Para a avaliação da articulação espacial dos fragmentos estudados com elementos de mesma classe (mata nativa), foi classificada uma imagem de satélite de 10 x 10 km em torno do centro geométrico de cada mancha de mata nativa considerada.

No fragmento do horto São Pedro I foram identificados 230 indivíduos pertencentes a 24 espécies, sendo as espécies mais importantes *Sebastiania commersoniana*, *Guarea macrophylla*, *Casearia sylvestris*, *Ficus organensis* e *Myrsine umbellata*. O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi de 2,23 (nats) e a equitabilidade de Pielou foi de 0,702. Na janela de 10 x 10 km foi identificado um total de 687,44 ha pertencentes à classe de mata nativa.

No fragmento do horto Santa Rosa foram amostrados 186 indivíduos pertencentes a 32 espécies, com destaque para *Sebastiania commersoniana*, *Myrcianthes pungens*, *M. gigantea*, *Luehea divaricata* e *Myrciaria cuspidata*. O índice de Shannon-Wiener foi de 2,88 e a equitabilidade de Pielou foi de 0,831, sendo identificados 2.245,44 ha pertencentes à classe de mata nativa.

A similaridade florística, determinada pelos índices de Jaccard e Sorensen foi de 0,191 e 0,243, respectivamente, com nove espécies comuns aos dois fragmentos.

## ABSTRACT

The phenomenon of forest fragmentation through the analysis of two native forest fragments imbedded in *Eucalyptus* reforestation areas in *Baixo Jacuí* region, RS: The *Horto São Pedro I* (coordinates UTM 4301450E/6675380N; area of 5,19 ha) and *Horto Santa Rosa* (coordinates UTM 426950E/6660180N; area of 5,75 ha) was studied in this work.

The arboreal vegetation was studied by determining the following structural parameters: density, frequency, dominance, and index value of importance, using twelve 10 x 20 m juxtaposed plots. All individuals with the minimum diameter at the breast height (DBH) of 10 cm were sampled and indentified. The index of diversity of Shannon-Wiener ( $H'$ ) the equitability of Pielou (J), and the index of dispersion variance-to-mean ratio of species with at least 2 individuals were calculated in each fragment. In attempt to compare qualitatively the floristic similarity between the two situations, the indices of similarity of Jaccard and Sorensen were calculated.

In order to assess the spatial articulation of studied fragments with other elements of the same class (native forest) a satellite image of 10 x 10 km around the geometric center of each patch of the native forest was classified.

In the *Horto São Pedro I* fragment 230 individuals of 24 species were identified and the most important species were *Sebastiania commersoniana*, *Guarea macrophylla*, *Casearia sylvestris*, *Ficus organensis* and *Myrsine umbellata*. The index of diversity of Shannon-Wiener was 2,23 (nats) and Pielou's equitability was 0,702. In the 10 x 10 km 687.44 ha belonging to the native forest class were identified.

In the *Horto Santa Rosa* fragment 186 individuals of 32 species were identified and the most important species were *Sebastiania commersoniana*, *Myrcianthes pungens*, *M. gigantea*, *Luehea divaricata* and *Myrciaria cuspidata*. The index of diversity of Shannon-Wiener was 2,88 (nats) and Pielou's equitability was 0,831. In the 10 x 10 km 2,245.44 ha belonging to the native forest class were identified.

The floristic similarity determined by the indices of Jaccard and Sorensen was 0.191 and 0.243, respectively, with nine species in common to both fragments.

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Rotinas do <i>software</i> IDRISI for Windows empregada.....	31
<b>Tabela 2:</b> H. F. São Pedro I. Densidade absoluta, frequência absoluta e dominância das espécies amostradas .....	36
<b>Tabela 3:</b> H. F. São Pedro I. número de indivíduos, frequência relativa dominância relativa e índice valor de importância das espécies amostradas .....	37
<b>Tabela 4:</b> H. F. São Pedro I. Espécies ordenadas segundo os índices valor de importância obtidos .....	38
<b>Tabela 5:</b> H. F. São Pedro I. Espécies ordenadas segundo os índices de dispersão calculados.....	39
<b>Tabela 6:</b> H. F. Santa Rosa. número de indivíduos, frequência absoluta e dominância das espécies amostradas .....	50
<b>Tabela 7:</b> H. F. Santa Rosa. Densidade relativa, frequência relativa, dominância relativa e índice valor de importância das espécies amostradas .....	51
<b>Tabela 8:</b> H. F. Santa Rosa. Espécies ordenadas segundo os índices valor de importância obtidos .....	52
<b>Tabela 9:</b> H. F. Santa Rosa. Espécies ordenadas segundo os índices de dispersão calculados.....	53

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Composição falsa cor RGB347 da região de estudo do Projeto PADCT/CIAMB projeto “Energia e Meio Ambiente: A questão do carvão no Rio Grande do sul .....	27
<b>Figura 2:</b> H. F. São Pedro I. Distribuição das espécies amostradas em classes de frequência absoluta .....	40
<b>Figura 3:</b> H. F. São Pedro I. Distribuição dos indivíduos amostrados em classes diâmetro .....	40
<b>Figura 4:</b> H. F. São Pedro I. Distribuição das espécies amostradas em classes de altura .....	41
<b>Figura 5:</b> H. F. São Pedro I. Croqui de distribuição dos indivíduos nas unidades amostrais .....	42
<b>Figura 6:</b> H. F. Santa Rosa. Distribuição das espécies amostradas em classes de frequência absoluta .....	54
<b>Figura 7:</b> H. F. Santa Rosa. Distribuição dos indivíduos amostrados em classes diâmetro .....	54
<b>Figura 8:</b> H. F. Santa Rosa. Distribuição das espécies amostradas em classes de altura .....	55
<b>Figura 9:</b> H. F. Santa Rosa. Croqui de distribuição dos indivíduos nas unidades amostrais .....	56
<b>Figura 10:</b> H. F. São Pedro I. Imagem classificada (janela de 10 x10 km) .....	61
<b>Figura 11:</b> H. F. São Pedro I. Imagem binária com as manchas de mata nativa em torno do fragmento.....	62
<b>Figura 12:</b> H. F. Santa Rosa. Imagem classificada (janela de 10 x10 km) .....	64
<b>Figura 13:</b> H. F. Santa Rosa. Imagem binária com as manchas de mata nativa em torno do fragmento.....	65

## 1. INTRODUÇÃO

A situação em que se encontra a vegetação florestal no Estado do Rio Grande do Sul é determinada por condicionantes que vão desde as questões relativas à dinâmica de distribuição de espécies oriundas de distintos centros de dispersão até o que se refere à estrutura das populações humanas no território, cujas origens remetem aos primórdios da colonização europeia no Estado, a partir da chegada dos portugueses no século XVIII e alemães e italianos no século XIX.

Numa visão evidentemente restrita, o futuro dos ambientes de uma dada porção de território é determinado por duas forças principais que atuam antagonicamente. Por um lado, a natureza desenvolve-se no sentido de um incremento da complexidade nas relações entre os seres vivos e o ambiente físico (HANSEN, 1991). Por outro, a civilização industrial, cada vez mais dependente de bens naturais, impõe severas restrições à evolução natural dos ecossistemas, apesar do notável desenvolvimento técnico hoje verificado.

O Estado do Rio Grande do Sul apresenta uma estrutura social e econômica com uma forte tradição no setor primário, fundada na indústria do charque, dependente da pecuária extensiva em uma época na qual, além da intangibilidade das fronteiras da jovem nação brasileira, as populações humanas restringiam-se a esparsos aglomerados que demandaram um longo tempo até receber a denominação de cidades.

A vinda da segunda leva de imigração europeia, a partir da primeira metade do século passado, encontrou as melhores terras já ocupadas pelos portugueses, cuja posse de extensas áreas originou os grandes latifúndios que ainda hoje persistem em muitas regiões.

A ocupação de áreas mais íngremes, com solos menos valorizados, por parte de alemães e italianos, foi seguida pela implantação da indústria madeireira em grande escala, tendo sido explorada à exaustão a riqueza do pinheiro na região do Planalto e a vigorosa floresta tropical da bacia do rio



Uruguai. Além disso, as dimensões reduzidas das propriedades coloniais determinaram significantes alterações na cobertura vegetal de extensas áreas do Estado, pela exploração de matéria-prima vegetal para construções e pelo uso de lenha como principal combustível doméstico.

O modelo de agricultura adotado a partir dos anos sessenta, atualmente mergulhado em grave crise de endividamento, acelerou o processo de degradação dos remanescentes de cobertura arbórea, pois a expansão da fronteira agrícola não respeitou nem mesmo as matas ciliares de rios e arroios. Hoje, os rios carregados de sedimentos e as enchentes catastróficas revelam a irresponsabilidade inerente à exploração agrícola alheia ao respeito mínimo ao ambiente, assim como a falta de um disciplinamento do uso solo que, além da viabilidade econômica, também considere a conservação do patrimônio natural.

O estudo da vegetação florestal do Rio Grande do Sul teve início no século passado, com as viagens de naturalistas como Saint-Hilaire, Sellow, Bonpland e Lindman (BAPTISTA, 1985), tendo prosseguimento através de uma série de trabalhos de fundamental importância, tanto em termos florísticos como fitogeográficos. Entre tantos, destacam-se RAMBO (1951, 1953, 1954a, 1954b, 1961) KLEIN (1967, 1975, 1984), VELOSO & KLEIN (1961, 1963, 1968), BAPTISTA (1979), BAPTISTA & IRGANG (1972), BACKES (1981), BRACK (1985), IRGANG (1980) e WAECHTER (1985).

Autores como DANIEL (1991), DANILEVICZ (1992), VASCONCELOS *et al.* (1992), ROSSONI (1993), JARENKOW (1994) e MOHR (1995) desenvolveram, mediante o emprego de distintas metodologias, estudos de caráter quali-quantitativo em diferentes formações florestais do Rio Grande do Sul, buscando uma compreensão da estrutura dessas formações a partir de informações em bases fitossociológicas.

Embora variáveis quanto ao estado de conservação e características intrínsecas, indo desde a imponente floresta da bacia do rio Uruguai no trabalho de VASCONCELOS *et al.* (1992) à mata de restinga estudada por ROSSONI

(1993) e às florestas de encosta consideradas por JARENKOW (1994), há uma característica que é compartilhada por qualquer formação florestal no sul do Brasil: a fragmentação.

A fragmentação de habitats traz como consequência uma série de alterações nas suas características. Essas alterações incluem aquelas conhecidas como "efeitos de borda" que, entre outros traços, implicam na proliferação de vegetação heliofítica, na redução da umidade relativa, em grandes variações da temperatura e no aumento das taxas de predação. Além disso, as mudanças microclimáticas e no regime de luz afetam a germinação e a sobrevivência das espécies vegetais. O interior do fragmento também sofre mudanças, pois é submetida a uma chuva de sementes de plantas ruderais, além de revelar um aumento nas taxas de queda de árvores (decorrente da modificação no regime dos ventos) e de mortalidade, que levam à alteração da composição e da estrutura da floresta (FOSTER, 1980; FRAVER, 1994; LAURANCE, 1991; LAURANCE & YENSEN, 1991; TABANEZ *et al.* no prelo).

LAURANCE (1991) prevê que em poucas décadas a maior parte das florestas tropicais consistirá de remanescentes isolados. BROWN & LUGO (1990) destacam que, com a crescente diminuição das florestas primárias, serão as secundárias e aqueles remanescentes fragmentados das primárias que deverão ser manejados e usados no futuro. Em termos globais, a cobertura florestal, que correspondia a um quarto da superfície terrestre em 1960, reduziu-se a um quinto na década de 80 e deve chegar a um sexto no ano 2000 (HARRIS, 1984). É crucial, pois, determinar-se quão extensos esses remanescentes devem ser para sustentar biotas representativas e estabelecer estratégias para minimizar os efeitos das perdas de habitat.

A descontinuidade nas condições ambientais das manchas com relação ao seu entorno e a sua significância biológica com vistas ao manejo das populações passou a receber maior atenção com o incremento na descontinuidade de habitats em todo o planeta (WIENS, 1976).

Por caracterizar-se pela presença de organismos longevos, como podem ser as árvores, os ecossistemas florestais têm nas condições pretéritas um importante elemento conformador de sua condição atual. Dessa forma, os padrões de uso da terra podem influenciar a estrutura de remanescentes que aparentemente não foram diretamente alterados por atividades humanas (CHRISTENSEN, 1987). Tal situação ocorre, por exemplo, com a floresta tropical da península de Yucatán, no México, que apresenta uma composição e estrutura fruto de padrões de utilização que remontam à civilização maia (BROWN & LUGO, 1990).

O fenômeno da fragmentação de habitats, associado às alterações decorrentes da apropriação de bens naturais por parte das populações humanas, torna urgente o estabelecimento de bases teóricas capazes de orientar os esforços voltados à conservação da diversidade biológica.

A carência de informações relativas à distribuição geográfica da maioria dos seres vivos faz com que qualquer estimativa de perda da diversidade biológica seja pouco confiável. O conhecimento disponível impede que se possa calcular corretamente a grande variedade de respostas das espécies diante da perda de habitats e da degradação, mesmo em escala reduzida (WILCOX, 1995).

A conversão de paisagens de florestas contínuas em manchas numa matriz de vegetação não florestal traz conseqüências para a biodiversidade em nível de paisagem e em nível de fragmentos. Fatores como o tamanho, o grau de isolamento e o tempo de separação da floresta contínua podem influenciar a biodiversidade de um fragmento e mesmo a biodiversidade da coleção de fragmentos que ocupam a paisagem (TURNER, 1996).

No Brasil, a fragmentação dos ecossistemas florestais passou a ser estudada concomitantemente com a expansão da ocupação da Amazônia, através de convênio estabelecido entre Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas (INPA), o *Smithsonian Institution* e o *World Wildlife Found*, que permitiu o acompanhamento ao longo de vários anos de fragmentos que variam de 1 a 1000

ha, em 24 reservas embebidas em áreas que foram desmatadas para a criação de pastagens (SCHIERHOLTZ, 1991).

Na região de Piracicaba, bastante alterada pela utilização de amplas áreas para o cultivo de cana-de-açúcar, o Laboratório de Silvicultura Tropical da ESALQ/USP vem desenvolvendo uma série de trabalhos em áreas originalmente cobertas por uma floresta tropical de planalto, na tentativa de compreender os efeitos da fragmentação que, além de muito intensa, remonta aos primórdios da colonização européia no Brasil (TABANEZ *et al.* no prelo; VIANA & TABANEZ no prelo; TABANEZ, 1995).

A velocidade com que ocorrem as modificações na cobertura florestal, notadamente nas regiões tropicais, faz com que adquira especial relevância qualquer iniciativa que venha a ser adotada com relação à compreensão dos fenômenos decorrentes dessas modificações. Conforme destaca SOLBRIG (1988), em 10 anos, em Rondônia explorou-se uma área de terra equivalente à ocupada pelo cultivo de café na região sudeste do Brasil, em 100 anos.

BRUSSARD & EHRLICH (1992) afirmam que o impacto médio de cada indivíduo sobre o ambiente (uso de energia *per capita*) mais que duplicou desde a década de 30 até os dias atuais. Os autores estimam que cerca de 40% da produtividade primária líquida sobre a terra que é usada, cooptada ou destruída pelo homem, o que elevou a perda de espécies nas florestas tropicais de um patamar de 1% a 18% ao ano na década de 80.

Do ponto de vista dos esforços visando uma adequada compreensão do fenômeno, a fragmentação de habitats adquiriu especial relevância na pauta de discussão nos meios científicos internacionais a partir da publicação do livro *The Theory of Island Biogeography* (MaCARTHUR & WILSON, 1967), o qual apresenta uma rigorosa análise dos impactos da divisão sobre a viabilidade das populações.

Em linhas gerais, a teoria do equilíbrio de MaCARTHUR & WILSON, originária de observações realizadas em ilhas oceânicas, afirma que o número

de espécies presentes em uma ilha é uma função do grau de isolamento e do tamanho da ilha, embora em ilhas formadas a partir de fragmentos continentais (Madagascar, Filipinas e Borneo, *e.g.*) os padrões de endemismo sejam muito mais complexos do que o previsto pela teoria do equilíbrio, revelando a importância das características ecológicas locais na determinação desses traços (GENTRY, 1992).

A utilização das bases teóricas da biogeografia de ilhas para fins de conservação foi uma consequência lógica, uma vez que as reservas naturais, na maioria dos casos, são ilhas de hábitat cujas características contrastam com o seu entorno (PICKETT & THOMPSON, 1978). Todavia, não se pode deixar de considerar que nas ilhas reais o meio circundante é absolutamente inóspito para as espécies terrestres, enquanto que em ilhas de hábitat certos grupos animais e propágulos de plantas podem deslocar-se entre as manchas isoladas de uma forma muito mais eficiente. (MARGULES *et al.*, 1982).

A partir dos anos setenta, o acirramento das discussões, principalmente quanto ao tamanho e forma das unidades de conservação mais adequados aos propósitos de manutenção da diversidade, gerou o que ficou conhecido como "O Dilema SLOSS", que contrapunha propostas a favor de várias pequenas unidades a outras favoráveis a poucas reservas grandes (*single large or several small*).

Além de pequenos refúgios poderem ter, conjuntamente, um maior número de espécies que um único grande, a ocorrência de catástrofes ambientais afetaria de maneira mais violenta uma grande reserva, podendo ser inócua para uma rede de pequenas unidades de conservação (SIMBERLOFF & ABELE, 1976). Por outro lado, como resultado da diferente suscetibilidade das espécies em populações isoladas, pequenos refúgios perdem principalmente as espécies sedentárias de hábitats maduros, que são mais ameaçadas por atividades humanas, e retêm espécies de dispersão rápida, que não necessitam proteção (DIAMOND, 1976).

É voz corrente na literatura especializada que a probabilidade de extinção aumenta com o grau de fragmentação das florestas. À medida que a fragmentação aumenta, altas taxas de dispersão são necessárias para maximizar a sobrevivência das espécies atingidas (BURKEY, 1989; WILCOX & MURPHY, 1985), embora resultados de diversos trabalhos indiquem que as taxas de extinção não podem ser explicadas somente pela redução nas áreas de florestas contínuas (LUGO *et al.*, 1993).

Apesar da relevância de muitos aspectos relacionados à aplicação das bases teóricas da biogeografia de ilhas para fins de conservação, uma série de controvérsias permeiam a discussão sobre a eficiência de distintos sistemas de unidades de conservação e da sistemática mais adequada de seleção, implantação e gestão de áreas de preservação (SIMBERLOFF & ABELE, 1976, 1982; TERBORGH, 1976; WHITCOMB, 1976).

A degradação da qualidade ambiental, a presente crise de extinção de espécies e a consciência da importância da manutenção de um sistema de unidades de conservação capaz de reverter essa situação determinaram a necessidade de empregar-se o conhecimento acumulado dos diversos ramos das ciências. Criou-se, assim, um novo campo de estudo denominado “Biologia da Conservação”, que lança mão de princípios biológicos para a preservação da biodiversidade (BRUSSARD & EHRLICH, 1992) e redução do acelerado processo de perda de espécies associado ao domínio humano da biosfera (NOSS, 1983).

A Biologia da Conservação, definida por SOULÉ (1985) como uma “disciplina de crise”, tolera necessariamente a incerteza; lidar com ela requer tanto informação como intuição, pois muitas vezes as decisões e os critérios de manejo são estabelecidos antes que esteja disponível a base teórica necessária à análise.

BURKEY (1989) afirma que os princípios gerais para o esboço de reservas devem estar baseados em sólidos conhecimentos da dinâmica populacional das espécies que se querem preservar.

Diversos trabalhos (LAURANCE, 1991; LAURANCE & YENSEN 1991; MATLACK, 1994; TERBORGH, 1992; WIENS *et al.*, 1985) ratificam a constatação de que não só o tamanho das unidades de conservação é importante, mas também sua forma e as relações espaciais com o mosaico que as circunda.

O contexto espacial em que se dão os processos que afetam os ambientes fragmentados torna imprescindível a utilização de conceitos advindos da Ecologia de Paisagem. A origem dessa disciplina remete ao próprio conceito de “*Oecologie*” de HAECKEL e deve seu desenvolvimento em grande medida ao advento das fotografias aéreas, notadamente na Alemanha, com TROLL, no final da década de trinta (SCHREIBER, 1990). Nos dias atuais, o notável avanço que corresponde à tecnologia de sensoriamento remoto e dos Sistemas Geográficos de Informação fazem dessa ciência uma ferramenta indispensável para a gestão do patrimônio natural.

Na sua origem, a Ecologia da Paisagem lida com um mosaico ecológico de manchas com graus variáveis de conexão e reconhece a importância da matriz e corredores para a dinâmica de habitats terrestres insularizados (NOSS, 1983). Baseada no conceito de “*Ecótopo*” como a menor unidade homogênea de um ecossistema (NAVEH & LIEBERMAN, 1984), a Ecologia de Paisagem é uma disciplina sintética que, ao analisar os ecossistemas a partir de seus padrões espaciais e das forças que determinam o arranjo analisado, representa uma aproximação das ciências naturais às ciências sociais (FERRARO, 1996).

A distribuição em manchas de componentes da paisagem como vegetação, áreas agrícolas, tipos de solo e geomorfologia implica a existência de elementos fisionomicamente contrastantes cuja conformação em mosaico, originada tanto de fatores naturais como decorrente da presença humana, além de influenciar a utilização econômica do território, apresenta especial relevância no que toca às

condições em que se encontram os ecossistemas a ele afeitos e a sua evolução no tempo (FORMAN & GODRON, 1986). Nesse sentido, manchas podem ser consideradas comunidades ou assembléias de espécies circundadas por uma matriz de comunidades com uma estrutura e composição dissimilar àquelas (FORMAN & GODRON, 1981).

As interrelações estrutural e funcional das combinações espacialmente heterogêneas dos ecossistemas, a importância dos limites das manchas influenciando as suas propriedades e a disponibilidade de recursos são aspectos cuja adequada elucidação adquirem uma notável importância com vistas ao planejamento territorial e à conservação da natureza (BAUDRY & MERRIAM, 1988; AMBROSE & BRATTON, 1990; BASKENT & JORDAN, 1995; MCCOLLIN *et al.*, 1988).

O presente trabalho representa, nesse sentido, uma tentativa de aplicar as bases teóricas da Ecologia Vegetal e da Ecologia de Paisagem à análise dos efeitos da fragmentação e do isolamento de manchas de vegetação arbórea na região de interesse do projeto “Energia e Meio Ambiente: A Questão do Carvão no Rio Grande do Sul” (PADCT/CIAMB, 1990), cuja concepção prevê a compatibilização de teorias e técnicas provenientes de distintas disciplinas, visando fomentar ações de caráter integrador na gestão e no uso sustentado do espaço.



## 2. OBJETIVOS

### GERAL

- Contribuir elementos para o desenvolvimento da base de conhecimentos relacionada à região carbonífera do Baixo rio Jacuí, visando o estabelecimento de diretrizes capazes de orientar o monitoramento, o manejo e a conservação dos remanescentes florestais que ocorrem nessa região (PADCT/CIAMB, 1990).

### ESPECÍFICOS

- Caracterizar a estrutura e a composição florística do estrato arbóreo em dois fragmentos de floresta nativa na região carbonífera do Baixo Jacuí;
- Analisar a configuração espacial do entorno dos fragmentos estudados, discutindo as relações entre a estrutura da paisagem e os processos ecológicos relevantes para fins de planejamento ambiental.

### **3. ASPECTOS FÍSICOS REGIONAIS**

#### **3.1 GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA**

A região de interesse do Projeto PADCT/CIAMB compreende uma faixa que se situa entre a Depressão Central ou Periférica e a Serra do Sudeste ou Planalto Sul-rio-grandense.

O “Levantamento de Recursos Naturais” (IBGE, 1986) enquadra os terrenos da Depressão Central na “Província Geológica Paraná”, compreendendo rochas pertencentes ao Supergrupo Tubarão e aos Grupos Passa-dois e São Bento, cujas origens se estendem do Permiano ao Jurássico, enquanto que no vale do rio Jacuí encontram-se sedimentos cenozóicos de origem lagunar e fluvial, depositados durante uma seqüência de ciclos transgressivos-regressivos (FRANK, 1989).

Já as áreas da Serra do Sudeste fazem parte da Província Mantiqueira, que inclui rochas sedimentares, ígneas e metamórficas constituintes do Escudo Sul-rio-grandense.

Em termos geomorfológicos, as áreas de baixada correspondem ao “Domínio das Bacias e Coberturas Sedimentares”, “Região Geomorfológica Depressão Central Gaúcha”, “Unidade Geomorfológica Depressão Rio Jacuí”, que se caracterizam por apresentar um relevo com poucas variações altimétricas, com eventuais coxilhas de vertentes suaves.

As áreas que perfazem o limite norte da Serra do Sudeste enquadram-se no “Domínio Morfoestrutural dos Embasamentos em Estilos Complexos”, “Região Geomorfológica Planalto Sul-rio-grandense”, “Unidade Geomorfológica Planalto Rebaixado Marginal”, que corresponde a uma superfície dissecada, configurando colinas de encostas íngremes e com a presença de matacões. Nas áreas com topos planos encontram-se afloramentos rochosos em forma de lajeados.

### 3.2 SOLOS

Em termos gerais, a região onde se localizam os fragmentos de mata nativa estudados apresenta a maior parte de seus solos incluída em duas unidades de mapeamento: a Unidade de Mapeamento São Jerônimo e a Unidade de Mapeamento Pinheiro Machado (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA/DNPA, 1973).

A Unidade de Mapeamento São Jerônimo corresponde a um solo Laterítico Bruno Avermelhado Distrófico, de textura argilosa sobre relevo ondulado.

A Unidade é formada em sua maior parte por solos profundos, bem drenados, de coloração avermelhada, textura franco argilosa a argilosa com cascalhos. São em geral fortemente ácidos, com saturação e soma de bases baixa e com teores baixos de matéria orgânica.

As pastagens correspondem ao uso do solo preponderante sobre essa Unidade de Mapeamento, estando presentes, em menor escala, lavouras de trigo, milho, soja e reflorestamentos com eucaliptos.

Já a Unidade de Mapeamento Pinheiro Machado é formada por solos Litólicos Distróficos predominantemente bem drenados, de coloração escura e textura média com percentagens elevadas de frações mais grosseiras (areia grossa e cascalhos). São geralmente ácidos, com saturação e soma de bases média e bem providos de matéria orgânica. Em muitos locais podem ser encontrados afloramentos rochosos constituídos por *boulders* de granito de diversos tamanhos.

São solos muito utilizados para pastagens, podendo também ser encontradas áreas em que predominam as pequenas propriedades onde se produzem culturas como trigo, milho, feijão e cevada.

### 3.3 CLIMA

A região do baixo rio Jacuí pertence à Zona Subtropical Sul (STRAHLER, 1977). Segundo a classificação de Köppen, corresponde ao tipo climático *Cfa* (subtropical úmido), que apresenta temperatura média entre -3°C e 18°C no mês mais frio e maiores de 22°C no mês mais quente, com uma precipitação total superior a 1200 mm, bem distribuídos ao longo do ano.

A estação meteorológica mais próxima dos fragmentos estudados localiza-se na cidade de Triunfo (29°57'S; 51°40'W; 43 m), junto à margem esquerda do rio Jacuí. FERRARO (1996) calculou as médias de uma série histórica de 28 anos, obtendo a temperatura média anual de 19,1°C, precipitação anual de 1349,9 mm, com o valor máximo observado no período em setembro (312,3 mm) e o mínimo em abril (2,4 mm). A umidade relativa anual é de cerca de 82% e o vento predominante é de sudeste, com velocidade média de 2,2 m/s.

### 3.4 VEGETAÇÃO

Na região de interesse do Projeto PADCT/CIAMB, do norte para o sul, a paisagem pode ser dividida em três compartimentos, cujas características geomorfológicas, pedológicas e hidrológicas regulam o desenvolvimento da vegetação que ocorre em cada um deles.

1. A partir do rio Jacuí e logo após a sua mata ciliar (nos pontos onde essa ainda persiste), podem ser observadas porções de áreas alagadiças, de larguras variáveis, cujas altitudes quase nunca ultrapassam os cinco metros, onde ocorre uma vegetação de caráter paludoso, permanentemente alagada.

A vegetação palustre é a que mais contribui para a fisionomia local, podendo ser subdividida nas seguintes categorias: sociedades flutuantes, sociedades de beira d'água, sociedade do banhado, sociedades do prado úmido, sociedades das ilhas inundáveis e sociedades de galeria (RAMBO, 1956). Esse tipo de vegetação também ocorre nas ilhas do delta do rio Jacuí.

Nos locais onde as áreas baixas apresentam uma continuidade, desde a margem do rio, penetrando na direção sul, o caráter paludoso da vegetação faz-se notar em amplas áreas internas, principalmente junto ao trecho a montante da barragem de Amarópolis, onde o ambiente lântico criado a partir do barramento do rio Jacuí permitiu o desenvolvimento de grandes áreas de vegetação alagada.

Segundo o IBGE (1986), o local é definido como "Área de Formações Pioneiras de Influência Fluvial", caracterizada pela ocorrência de uma vegetação típica das primeiras fases de ocupação de novos solos, de onde se depreende estarem virtualmente ausentes os endemismos, em função da "juventude" do ambiente em questão.

Esses ambientes devem ser vistos como uma unidade ecológica funcional, uma vez que têm fluxos de material e energia próprios, numa dinâmica que é determinada em grande medida pelo movimento da água através do solo.

Naqueles locais onde se verifica um permanente encharcamento, as espécies mais importantes são *Eryngium pandanifolium* (gravatá), *Panicum grumosum*, (capim-canivão), *Eleocharis* spp., *Luziola peruviana* (grama-boiadeira), *Rhynchospora* spp., *Cyperus* spp., *Utricularia* spp. e *Juncus* spp.

Em trabalho realizado por LONGHI & RAMOS (1981) no delta do rio Jacuí, no limite leste da região ora considerada, as ilhas são descritas como tendo a margem norte mais alta coberta por mata ciliar, enquanto que na parte central das mesmas verifica-se um gradiente de áreas periodicamente alagadas, constituídas de vegetação herbácea com predomínio de gramíneas e ciperáceas, e áreas permanentemente alagadas, cobertas por vegetação de macrófitos. Nas margens de cotas mais baixas (sul) há uma continuidade entre o banhado interno e a vegetação macrofítica tanto de flutuantes fixas quanto livres, destacando-se *Nymphoides indica* (soldanela-d'água), *Eicchornia azurea* (aguapé-de-baraço), *Eicchornia crassipes* (aguapé), *Pistia stratiotes* (repolho-d'água), *Azolla filiculoides* e *Salvinia auriculata*.

Entre a vegetação aquática da beira e os capões situa-se uma faixa arbustiva de transição, caracterizada pela ocorrência de espécies conhecidas popularmente por sarandis, que compreendem principalmente representantes das famílias Euphorbiaceae e Rubiaceae, assim como grandes maciços de *Mimosa bimucronata* (maricás). Esse trabalho torna manifesto o fato de que a vegetação das margens do rio apresenta uma conformação que é determinada, em grande medida, pela variação da morfologia das áreas adjacentes.

2. A partir dessa faixa alagada, encontram-se as áreas baixas, utilizadas intensivamente para o cultivo de arroz e para a pecuária. Esse trecho da área de estudo pode ser considerado o mais alterado da região.

A atividade agrícola é responsável por notáveis modificações na drenagem local, através da abertura de canais de irrigação, o que em alguns pontos chega a alterar os cursos dos arroios que drenam para o rio Jacuí. Apesar das altitudes também serem baixas, com variações que atingem poucos metros, ao contrário do que acontece com o primeiro compartimento descrito, aqui a presença de água não é constante ao longo do ano.

É nesse segmento da paisagem que se dá, desde o século passado, a exploração de carvão mineral, inicialmente através da mineração subterrânea - prática ora abandonada - e hoje em lavras à céu aberto.

Os elementos florestais que ocupam a região seriam basicamente originários da Floresta Estacional Decidual, apresentando uma estacionalidade foliar das espécies dominantes do estrato emergente (KLEIN, 1985). Tal formação arbórea, imigrada no RS, é uma floresta diluída dos rios Paraná e Uruguai e atualmente, no seu avanço em direção ao leste, ainda se encontraria em plena expansão no Estado, não fosse a violenta intervenção do homem.

Seus elementos adaptam-se à queda de temperatura dos meses frios pela perda da folhagem, como é o caso de *Parapiptadenia rigida* (angico) e *Enterolobium contortisiliquum* (timbaúva) que nesse local passam a conviver

com outros gêneros de origem climática temperada, como são *Nectandra*, *Patagonula* e *Matayba* (KLEIN, 1985).

As árvores mais abundantes nas matas ciliares da região são *Inga uruguensis* (ingá), *Luehea divaricata* (açoita-cavalo), *Parapiptadenia rigida* (angico), *Patagonula americana* (guajuvira), *Pouteria gardneriana* (aguaí), *Ficus organensis* (figueira), *Nectandra megapotamica* (canela-preta), *Salix humboldtiana* (salgueiro) e *Syagrus romanzoffiana* (gerivá), enquanto que no estrato arbustivo destacam-se *Psychotria carthagenensis*, *Daphnopsis racemosa* (embira) e diversos representantes da família Myrtaceae, como, por exemplo, *Eugenia schuechiana*, *E. bacopari* e *Myrciaria* spp., além da ocorrência de indivíduos jovens das espécies do estrato arbóreo, nos locais onde não é permitida a penetração do gado.

Já NEVES *et al.* (1987), num estudo da área prevista para a instalação do Pólo Carboquímico do Rio Grande do Sul, na margem direita do rio Jacuí, (municípios de Butiá e São Jerônimo), citam como espécies mais importantes do estrato arbóreo *Luehea divaricata* (açoita-cavalo), *Ruprechtia laxiflora*, *Vitex megapotamica* (tarumã) e *Matayba elaeagnoides* (camboatá), enquanto que nos estratos das arvoretas e arbustivo ocorrem *Sebastiania klotzshiana* (= *S. commersoniana*; branquilho), *Myrciaria tenella* (camboim), *Pouteria salicifolia* (= *P. gardneriana*; aguaí), *Guettarda uruguensis*, *Campomanesia rhombea* e *C. xanthocarpa* (guabiroba), *Daphnopsis racemosa* (embira), *Maytenus ilicifolia* (cancorosa) e *Psychotria carthagenensis*.

É importante destacar a presença marcante de *Mimosa bimucronata* (maricá) em toda a região do baixo rio Jacuí, principalmente junto aos banhados e avançando sobre os campos nos locais favoráveis ao seu desenvolvimento, como são aqueles onde há disponibilidade de água durante todo o ano.

3. O terceiro compartimento é aquele que ocupa as primeiras elevações da Serra do Sudeste, sobre cotas que vão de uma altitude de cerca de 20 m até cerca de 200 m.

A pecuária, a silvicultura de espécies exóticas para a indústria de papel e celulose e os pomares, principalmente de rosáceas, são as atividades mais comuns na região da Serra do Sudeste, na qual a mata nativa normalmente restringe-se a capões circunscritos a locais onde uma maior acumulação de água e matéria orgânica permite o desenvolvimento de vegetação de maior porte, e a matas de galeria dos arroios e sangas.

Nos capões localizados junto às áreas mais elevadas e com solos de granulometria mais grosseira, as matas são de caráter bastante distinto daquelas que ocorrem nas porções mais baixas, junto às margens do rio Jacuí. Nesses locais não se verifica a ocorrência de espécies típicas das matas ciliares como *Inga* spp., *Salix humboldtiana* e *Pouteria gardneriana* e a mata apresenta um caráter mais xeromórfico, com a abundante ocorrência de mirtáceas e a presença de espécies típicas da Serra do Sudeste, como por exemplo *Podocarpus lambertii* (pinheiro-bravo), e uma menor densidade de lianas.

Os campos, que ocupam a maior parte da área, têm a sua fisionomia e composição florística variáveis, em função do uso anterior que tiveram. Assim, nos locais de lavouras recentemente abandonadas abundam aquelas espécies pioneiras de maior agressividade, como *Sida rhombifolia* (guanxuma), *Axonopus fissifolius* (grama-fina), *Vernonia nudiflora* (alecrim-do-campo), *Piptochaetium montevidense* (cabelo-de-porco), *Cynodon dactylon* (grama-paulista), *Eragrostis neesii* e *Paspalum notatum* (grama-forquilha).

Nas áreas onde o cultivo se deu já há mais tempo, são comuns *Ischaemum minus*, *Paspalum pumilum* (palha-branca), *Andropogon lateralis* (capim-caninha), *Eryngium horridum* (gravatá), *Setaria geniculata* (flexilha), *Aristida circinalis* e *A. filifolia*, além de ciperáceas, juncáceas e onagráceas, e diversas compostas, como por exemplo *Baccharis* spp. (carquejas), *Eupatorium* spp., *Pterocaulon polystachyum* e *Senecio brasiliensis* (maria-mole).

Nos locais utilizados para a pecuária ou naqueles onde há muito não se verifica o uso para a agricultura, como os de cotas um pouco mais altas,



*Paspalum notatum* é a espécie francamente dominante, encontrando-se também *Andropogon lateralis* (capim-caninha), *Aristida laevis* (barba-de-bode), *A. jubata* (capim-barba-de-bode), *Aspilia montevidensis* (mal-me-quer), *Richardia brasiliensis* e *R. grandiflora*, *Desmodium incanum* (pega-pega), *Paspalum plicatulum* (coqueirinho) e *Piptochaetium montevidense* (cabelo-de-porco).

Em estudo realizado por BOLDRINI & MIOTTO (1987) em um campo limpo na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, município de Eldorado do Sul, as espécies mais importantes foram *Paspalum notatum* (grama-forquilha), *Paspalum paucifolium*, *Aspilia montevidensis* (mal-me-quer), *Evolvulus sericeus*, *Polygala australis*, *Herbertia pulchella*, *Coelorhachis selloana*, *Axonopus affinis* (grama-tapete) e *Borreria fastigiata*.

Nos campos utilizados para a pecuária, nos locais onde há uma lotação excessiva de gado ou a ocorrência periódica de queimadas, dominam as espécies cespitosas, como *Andropogon lateralis*, *Erianthus clandestinus* (macega-estaladeira), *Agrostis montevidensis* (capim-mimoso), *Andropogon bicornis* (macega), *Schizachyrium microstachyum* (capim-rabo-de-burro), *Eragrostis bahiensi* (capim-canivão) e *Hypogonium virgatum* (cola-de-zorro).

Em trabalho realizado também na Estação Experimental Agronômica, PILLAR (1988) procurou estudar a relação entre a estrutura da vegetação e os fatores do ambiente, amostrando um campo de cerca de 30 ha, ao longo de um gradiente que vai desde áreas úmidas de baixada até o topo de uma coxilha. Os resultados obtidos permitem afirmar que o relevo e a umidade do solo, juntamente com a pressão do pastejo atuam diretamente sobre a conformação da cobertura de campo, determinando as espécies que se instalam nos diferentes locais ao longo do gradiente.

EGGERS & PORTO (1994) desenvolveram um estudo, na mesma Estação Experimental, avaliando os efeitos do fogo sobre uma comunidade de campo do tipo paleáceo, no qual dominam gramíneas altas e rígidas, com altura que varia de 30 cm a 1 m. Em duas parcelas de 50 x 50 m foram amostrados 25 quadrados

de 1 x 1 m. Uma das parcelas foi queimada sob condições controladas e teve a dinâmica de recomposição da vegetação posteriormente acompanhada durante nove meses.

O estudo registrou o desaparecimento, na parcela queimada, de cinco espécies (*Nothoscordum* sp., *Senecio selloi*, *Galactia gracillima*, *Richardia stellaris* e *Senecio pinnatus*) que antes da queima eram raras, com frequências baixas. Apesar dos efeitos marcantes que as queimadas acarretam sobre os campos, o trabalho revelou uma tendência de retorno ao aspecto original da vegetação, decorridos nove meses após a queima.

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 SELEÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO**

Considerando a área de abrangência do Projeto PADCT/CIAMB “Energia e Meio Ambiente: A Questão do Carvão no Rio Grande do Sul”, foram selecionados dois fragmentos de superfícies equivalentes em duas situações diferentes no que se refere a sua inserção regional, um nas proximidades da cidade de Arroio dos Ratos, em área baixa, típica da Depressão Central, outro no mesmo município, sobre terrenos da Serra do Sudeste.

Ambas as áreas fazem parte da bacia de drenagem do arroio dos Ratos. O horto São Pedro I encontra-se numa área de baixada, entre a margem esquerda do arroio dos Ratos e a várzea do rio Jacuí, ao norte da cidade de Arroio dos Ratos, a aproximadamente 6 km da BR-290. O horto Santa Rosa localiza-se à margem esquerda do arroio dos Cachorros, afluente da margem direita do arroio dos Ratos.

Em função das condições gerais da cobertura arbórea na região de interesse e da proposta inicial do presente estudo, que busca analisar o efeito da fragmentação sobre porções limitadas de matas, evitaram-se as matas ciliares de arroios e sangas, que apesar das alterações a que possam estar submetidas apresentam uma continuidade espacial que se opõe aos objetivos propostos.

Com relação aos capões isolados que se distribuem na região, a grande maioria daqueles visitados por ocasião da seleção das áreas de estudo revelaram alterações decorrentes do uso das áreas contíguas que excedem os efeitos que este trabalho pretende avaliar, principalmente em função da presença de gado e da retirada seletiva de madeira.

Em vista disso, realizou-se um contato com a RIOCELL, uma vez que essa empresa dispõe de amplas áreas de cultivo de eucalipto, entre as quais se incluem manchas de vegetação nativa que correspondem a áreas de reserva legal. O fato de estarem menos suscetíveis à ação do gado e a presença limitada de pessoas que decorre das reduzidas necessidades de manutenção que demanda

a atividade silvicultural, fazem com que esses fragmentos apresentem, como regra geral, estados de conservação melhores que a grande maioria dos capões associados a áreas de agricultura e de pecuária.

A Figura 1 apresenta uma composição falsa-cor RGB 347 da imagem de satélite que inclui a região de abrangência do Projeto PADCT/CIAMB “Energia e Meio Ambiente: A Questão do Carvão no Rio Grande do Sul”..

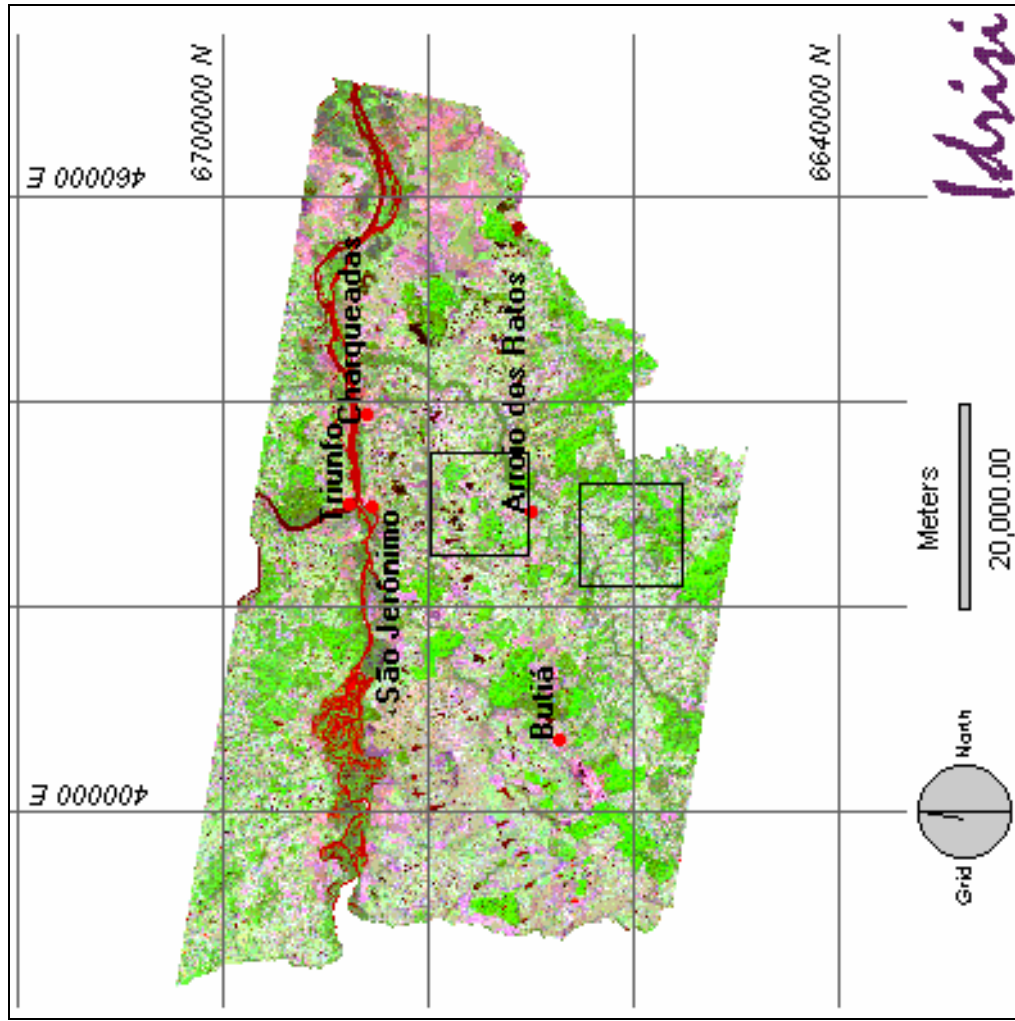


Figura 1: Composição falsa-cor RGB 347 da área de abrangência do projeto PADCT/CIAMB. Os polígonos inseridos na figura representam as janelas de 10 x 10 km analisadas no entorno dos hortos estudados. Sistema de coordenadas UTM.

#### 4.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO ARBÓREA

A amostragem da vegetação arbórea em cada fragmento foi realizada utilizando-se parcelas contíguas de 10 m de largura por 20 m de comprimento ao longo do maior eixo do fragmento, num total de 12 parcelas em cada fragmento (2.400 m<sup>2</sup>).

Conforme os resultados de um estudo de longo prazo obtidos por GIBBS & LEITÃO (1978) em uma floresta de galeria no estado de São Paulo, a distribuição regular das parcelas não influenciou o resultado final de amostragem.

A escolha de parcelas justapostas, formando um grande retângulo na porção central da mancha de vegetação arbórea vem ao encontro do que afirma KREBS (1989), segundo o qual *quadrats* longos e finos apreendem melhor a heterogeneidade dos habitats, ao cruzar mais manchas ao longo de seu desenvolvimento do que *quadrats* de formas regulares (círculos ou quadrados propriamente ditos).

Em ambos fragmentos, a orientação do eixo que conduziu a colocação das parcelas foi sul-norte ( $\pm 10^\circ$ ) e a sua demarcação foi realizada com o auxílio de bússola e trena.

Foram incluídos todos os indivíduos com Diâmetro à Altura do Peito (DAP)  $\geq 10$  cm, uma vez que o estudo concentrou-se no estrato arbóreo propriamente dito, cujas características, além de determinarem o aspecto fisionômico da mata, influenciam a resposta da vegetação na imagem de satélite.

Os indivíduos presentes em cada parcela tiveram a sua posição anotada através do estabelecimento de um sistema de coordenadas para a posterior análise da distribuição espacial das árvores na amostra.

Os indivíduos incluídos no estudo foram numerados e aqueles por ventura não identificados a campo foram coletados para posterior determinação em laboratório ou com a ajuda de especialistas.

Para cada uma das árvores amostradas foi medido, com o auxílio de trena, o perímetro para o posterior cálculo da área basal, a partir da seguinte fórmula:

$$AB_i = p^2 / 4\pi$$

onde:  $Ab_i$  = área basal do indivíduo  $i$

$p$  = perímetro do indivíduo  $i$

No caso de indivíduos ramificados na altura de medida do DAP ( $\pm 1,3$  m), foi estabelecido como critério de inclusão na amostragem a presença de pelo menos um ramo com o diâmetro mínimo de 10 cm. Nesses casos, as áreas basais foram calculadas separadamente para cada ramo e posteriormente somadas.

A altura das árvores amostradas foi medida por estimativa visual com o auxílio de uma vara graduada.

O cálculo dos parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no estrato arbóreo foi realizado a partir das seguintes fórmulas:

$$FR_i = FA_i / \sum FA \times 100$$

$$DR_i = DA_i / \sum DA \times 100$$

$$DoA_i = AB_i \text{ (cm}^2\text{)}$$

$$DoR_i = DoA_i / \sum DoA \times 100$$

$$IVI_i = FR + DR + DoR$$

Em que:

$FA_i$  = frequência absoluta da espécie  $i$  (%)

$FR_i$  = frequência relativa da espécie  $i$  (%)

$DA_i$  = densidade absoluta da espécie  $i$

$DR_i$  = densidade relativa da espécie  $i$  (%)

$DoA_i$  = dominância absoluta da espécie  $i$

$AB_i^*$  = área basal da espécie  $i$  (cm<sup>2</sup>)

$DoR_i$  = dominância relativa da espécie  $i$  (%)

$IVI_i$  = Índice de Valor de Importância da espécie  $i$

Visando-se estimar a diversidade alfa (em nível de comunidade), foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (PEET, 1974), a partir da seguinte fórmula:

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

Em que:  $p_i = n_i/N$  (proporção de indivíduos da amostragem total que pertencem à espécie  $i$ );  
 $n_i$  = indivíduos da espécie  $i$  amostrados;  
 $S$  = número de espécies.

Também foi calculada a equitabilidade de Pielou  $J$  (PEET, 1974), que visa estimar o componente da casualidade na diversidade da comunidade, a partir da seguinte fórmula:

$$J = H' / H_{\text{máx}}$$

em que:  $H'$  = índice de diversidade de Shannon-Wiener;  
 $H_{\text{máx}}$  = logaritmo natural do número de espécies amostradas.

Com vistas à análise da similaridade florística entre a vegetação nos dois hortos amostrados, foi realizada uma avaliação por índices qualitativos, considerando a presença e a ausência de espécies, mediante o emprego dos



índices de similaridade de Jaccard e de Sorensen (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974; PIELOU, 1984), assim calculados:

$$IS_j = c / (a + b + c)$$

$$IS_s = 2c / A + B + 2c$$

em que:  $IS_j$  = índice de similaridade de Jaccard  
 $IS_s$  = índice de similaridade de Sorensen  
 c = número de espécies comuns às duas áreas  
 a = número de espécies restritas ao horto São Pedro I  
 b = número de espécies restritas ao horto Santa Rosa  
 A = número total de espécies presentes no horto São Pedro I  
 B = número total de espécies presentes no horto Santa Rosa

Com vistas a avaliar-se a ocorrência de espécies distribuídas de forma agregada ao longo das unidades amostrais empregadas, foi calculado o índice de dispersão (I) razão variância/média para as espécies das quais foram amostrados pelo menos dois indivíduos. O desenvolvimento desse índice está baseado no fato de que, em uma distribuição aleatória como a descrita pela distribuição de Poisson, a razão é igual a 1 (KREBS, 1989).

#### 4.3 GEOPROCESSAMENTO

A região em questão compreende um retângulo cujos limites são ao norte o rio Jacuí, a oeste o município de Minas do Leão, a leste o município de Eldorado do Sul e ao sul as primeiras elevações da Serra do Sudeste.

O Projeto PADCT/CIAMB “Energia e Meio Ambiente: A Questão do Carvão no Rio Grande do Sul” incluiu a classificação de uma imagem de satélite com vistas ao mapeamento de uso do solo.

Para o mapeamento do uso do solo na região em foco, foi utilizada uma imagem de satélite LANDSAT/TM com data de 08/09/93, órbita 221, ponto 081, bandas 3 (vermelho), 4 (infravermelho próximo) e 7 (infravermelho), que foi

---

\* para os indivíduos ramificados foi feita a soma das áreas basais de cada ramo.

geo-referenciada mediante o uso de 45 pontos de controle, identificáveis tanto nas cartas-base (sistema de coordenadas UTM - Universal Transversa de Mercator) como na imagem de satélite.

As características espectrais do satélite LANDSAT-5 fornece elementos para uma adequada classificação de uso/cobertura do solo e para tarefas de mapeamento em geral (JENSEN, 1986).

A base cartográfica utilizada inclui as cartas Taquari (MI 2669/3), São Jerônimo (MI 2969/4), Arroio dos Ratos (MI 2986/2), Minas do Leão (MI 2985/2) e Butiá (MI 2986/1), em escala 1:50.000, da Diretoria de Serviço Geográfico do Exército (DSG). A imagem geo-referenciada compreendeu uma área de 6283 km<sup>2</sup>, com uma resolução de 30 metros (2034 linhas x 3434 colunas).

A execução das tarefas de geoprocessamento foi realizada no Sistema de Informações Geográficas IDRISI 1.0 for Windows (EASTMAN, 1992) e teve como ponto de partida a classificação supervisionada por máxima verossimilhança da imagem de satélite na qual áreas de treinamento que englobam alvos previamente conhecidos a campo estabelecem os parâmetros utilizados pelo algoritmo para enquadrar a resposta espectral de toda a imagem às classes selecionadas.

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) permitem sobrepor dados espaciais originários de distintas fontes e disponíveis em diferentes escalas, possibilitando o cruzamento dessas informações, que podem então ser analisadas de forma integrada, de modo a produzir novas informações representadas cartograficamente ou na forma de tabelas e diagramas (LANDAU, 1994).

A classificação supervisionada da imagem de satélite teve a sua acuidade posteriormente verificada a campo através da análise de 27 pontos de controle determinados por receptor GPS (*Global Positioning System*) MAGELLAN 5000 NAV PRO.

Para cada uma das manchas de vegetação nativa estudadas foi retirada, da imagem classificada no projeto PADCT/CIAMB, uma janela de 10 x 10 km em torno do centro geométrico do fragmento.

Para a análise do arranjo espacial dos fragmentos foi gerada uma imagem binária (com valores de zero e um) na qual se pode observar a distribuição de manchas incluídas na mesma classe do fragmento (mata nativa).

A tabela a seguir sumariza as rotinas do programa IDRISI for Windows 1.0 utilizadas na realização do estudo:

Tabela 1: Rotinas do *software* IDRISI 1.0 for Windows empregadas e produtos obtidos no geoprocessamento.

<b>ROTINA</b>	<b>PRODUTO</b>
COMPOSIT	composição falsa-cor RGB347;
RESAMPLE	geo-referenciamento da imagem de satélite;
MAKESIG	criação do arquivo com as assinaturas espectrais (valores de reflectância nas três bandas utilizadas);
MAXLIKE	classificação supervisionada da imagem de satélite;
WINDOW	extração da janela correspondente a cada fragmento estudado;
GROUP	estabelecimento das manchas contínuas de mesma classe;
RECLASS	transformação da imagem classificada na imagem binária com a classe de mata nativa e eliminação das manchas com áreas inferiores à 5 ha;
DISTANCE	geração da marca de 3 km em torno do fragmento;
AREA	medição das áreas dos fragmentos e das demais manchas de mesma classe;

## 5. RESULTADOS

### 5.1 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO ARBÓREA

#### 5.1.1 Horto Florestal São Pedro I

O Horto Florestal São Pedro I tem uma área total de 100,59 ha, dos quais cerca de 16% corresponde a áreas não utilizadas para o cultivo de eucalipto, situação na qual se encontra o fragmento de mata nativa estudado, na porção nordeste do horto. O centro do fragmento corresponde às coordenadas UTM 4301450E/6675380N e a sua área é de 5,19 ha.

A amostragem da vegetação arbórea incluiu 236 indivíduos, dos quais 230 correspondem a árvores vivas e 6 a árvores mortas (2,54%). A média de indivíduos por unidade amostral (considerando vivos e mortos) foi de 19,67 árvores/parcela. A altura média das árvores consideradas foi 9,48 m. O somatório das áreas basais dos indivíduos amostrados foi de 81.104,40 cm<sup>2</sup>, o que perfaz uma média de 351,10 cm<sup>2</sup>/indivíduo.

As árvores vivas pertenceram a 24 espécies, distribuídas em 19 famílias. A família Myrsinaceae foi a que apresentou o maior número de espécies (3), seguida por Flacourtiaceae e Euphorbiaceae, com 2 espécies.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) foi de 2,23 (nats), e a equitabilidade de Pielou (J) de 0,702.

A mata apresenta uma certa descontinuidade fisionômica, com porções mais abertas que se alternam com áreas onde se observa um dossel bastante fechado, com reduzida penetração de luz.

A porção leste do fragmento, em contato com talhões de eucalipto, apresenta, no limite entre a vegetação nativa e a exótica, um canal de drenagem que serviu à ampliação da área de cultivo, originando um desnível ocupado basicamente por *Bromelia antiacantha*.

Nos locais onde a mata apresenta o dossel mais contínuo, com indivíduos de maior porte, desenvolve-se um estrato arbustivo composto por espécies como

*Psychotria* sp.e *Miconia hyemalis*, além de indivíduos jovens das espécies que também ocorrem no dossel, principalmente *Casearia sylvestris*, *Myrciaria cuspidata*, *Guarea macrophylla* e *Sebastiania commersoniana*.

Além das espécies incluídas no levantamento, a observação sistemática da área do fragmento revelou a presença de *Enterolobium contortisiliquum* e *Chrysophyllum gonocarpum*, sendo que, da primeira espécie, foram encontrados dois indivíduos de grande porte, na borda do fragmento.

A Tabela 2 apresenta, em ordem alfabética, as espécies que fizeram parte do levantamento quali-quantitativo da vegetação arbórea, com os valores de densidade absoluta (DA), frequência absoluta (FA) e dominância absoluta (DoA).

As espécies que apresentaram o maior número de indivíduos foram *Sebastiania commersoniana*, *Guarea macrophylla*, *Ateleia glazioviana*, *Chrysophyllum marginatum* e *Myrsine umbellata*.

Em termos de frequência absoluta, os valores mais altos correspondem a *Sebastiania commersoniana*, *Casearia sylvestris*, *Myrsine umbellata*, *Guarea macrophylla* e *Luehea divaricata*.

Com relação à dominância absoluta ou área basal, as espécies que apresentaram os maiores valores foram respectivamente *Sebastiania commersoniana*, *Ficus organensis*, *Guarea macrophylla*, *Myrsine umbellata* e *Casearia sylvestris*. Note-se que da espécie que apresenta o segundo valor mais alto de dominância absoluta (*Ficus organensis*) ocorrem somente dois indivíduos, cujos troncos em geral apresentam volumes bastante grandes.

A Tabela 3 mostra os valores relativos dos parâmetros fitossociológicos considerados (frequência, densidade e dominância), além do índice valor de importância (IVI), que corresponde à soma dos valores relativos calculados.

Da Tabela 4 constam as espécies ordenadas de forma decrescente, segundo os valores de IVI obtidos. As cinco espécies que apresentaram os

valores mais altos foram *Sebastiania commersoniana*, *Guarea macrophylla*, *Casearia sylvestris*, *Ficus organensis* e *Myrsine umbellata*.

Com exceção de *S. commersoniana*, que apresentou os valores mais altos em todos os parâmetros relativos, as demais espécies apresentam posições intermediárias no que se refere a esses parâmetros. *Guarea macrophylla*, por exemplo, que é a segunda espécie em termos de IVI, com relação à densidade também foi a segunda espécie, sendo, porém, a quarta na frequência e a terceira na dominância. Já *Casearia sylvestris* foi a quarta na densidade, segunda na frequência e quinta na dominância.

*Ficus organensis*, que é a quarta espécie em termos de IVI, alcança essa posição exclusivamente em função dos diâmetros dos troncos dos dois indivíduos amostrados, uma vez que os valores de frequência e densidade apresentados são muito baixos. Finalmente, *Myrsine umbellata* apresenta a quinta posição em termos de densidade, a terceira em termos de frequência e a quarta posição com relação à dominância.

A Tabela 5 mostra os índices de dispersão (I) das espécies com pelo menos dois indivíduos. As espécies que apresentam os maiores valores correspondem àquelas que ocorrem de uma forma mais agregada. *Ateleia glazioviana* apresenta um valor que difere sensivelmente das demais espécies, o que se deve a sua presença (26 indivíduos) exclusivamente nas parcelas **C**, **D** e **E**. A segunda espécie de maior I, *Myrcia glabra*, tem a totalidade dos seus quatro indivíduos somente na parcela **I**. *Cupania vernalis*, da qual ocorreram nove indivíduos, ocorre em três parcelas contíguas (**G**, **H** e **I**).

A espécie que apresenta o terceiro valor mais alto do índice de dispersão, *Guarea macrophylla*, distribuiu-se ao longo de todo o conjunto formado pelas unidades amostrais justapostas, apresentando, porém, uma concentração nas porções inicial e final do grande transecto formado pelas parcelas contíguas.

A Figura 2 apresenta a distribuição das espécies amostradas em classes de frequência absoluta (agrupados em intervalos de 20%). Há uma clara preponderância das classes iniciais, que corresponde às classes de 0 a 20% (58,33% das espécies consideradas) e de 20,01 a 40% (20,83% das espécies consideradas). As três classes restantes totalizam 20,83% das espécies amostradas.

A Figura 3 mostra a distribuição dos indivíduos amostrados em classes de diâmetro de 10 cm de intervalo. A primeira classe, que corresponde aos indivíduos que possuem até 20 cm de diâmetro acumula 75,32% do total, enquanto que a segunda, 19,05%. As duas juntas compreendem 94,37% desse total, distribuindo-se nas outras três classes os 5,63% dos indivíduos restantes.

A Figura 4 traz os indivíduos amostrados distribuídos em classes de altura de 1 m de intervalo. A classe que apresenta o maior número de indivíduos é a dos 8 m, podendo ser observada uma estratificação vertical que agrupa as classes de 9 a 12 m, que compreende o estrato dominado da mata, que se segue ao estrato médio (de 4 a 8 m de altura), e é seguido pelos indivíduos de maior porte, em geral emergentes, que superam os 13 m de altura.

A Figura 5 apresenta um croqui que mostra o arranjo espacial das espécies consideradas no estudo dentro das unidades amostrais. Embora as parcelas sejam contíguas, ao longo de uma linha transeccional, para fins de apresentação cada unidade amostral é visualizada de maneira individual.



Tabela 2: H. F. São Pedro I. Espécies incluídas no estudo, apresentando os valores de Densidade Absoluta (DA), Freqüência Absoluta (FA) e Dominância Absoluta (DoA) obtidos.

ESPÉCIE	DA	FA (%)	DoA (cm <sup>2</sup> )
1. <i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	26	25,00	5226,09
2. <i>Casearia decandra</i> Jacq.	2	16,67	851,32
3. <i>Casearia sylvestris</i> Sw.	20	75,00	5986,85
4. <i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. et Arn.) Radkl.	7	33,33	1349,24
5. <i>Cupania vernalis</i> Camb.	9	25,00	1413,22
6. <i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	1	8,33	548,21
7. <i>Erythroxylum argentinum</i> Schulz	1	8,33	367,97
8. <i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	2	16,67	16676,97
9. <i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	1	8,33	175,79
10. <i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Legr.	1	8,33	91,99
11. <i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	27	58,33	8325,00
12. <i>Luehea divaricata</i> Mart.	8	50,00	4330,29
13. <i>Myrcia glabra</i> (Berg.) Legr.	4	8,33	901,14
14. <i>Myrsine lorentziana</i> (Mez.) Arechavaleta	3	25,00	443,49
15. <i>Myrsine umbellata</i> Mart.	12	66,67	6751,27
16. <i>Ocotea pulchella</i> Mart.	3	16,67	399,00
17. <i>Rapanea</i> cf. <i>acuminata</i> Mez.	1	8,33	127,32
18. <i>Rollinia silvatica</i> (St.-Hil.) Mart.	4	16,67	606,62
19. <i>Ruprechtia laxiflora</i> Meissn.	1	8,33	175,79
20. <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	5	33,33	2413,90
21. <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	1	8,33	310,67
22. <i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Smith & R.J Downs	88	100,00	22022,03
23. <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1	8,33	574,95
24. <i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Mold.	2	8,33	1035,30

Tabela 3: H. F. São Pedro I. Espécies incluídas na amostragem quali-quantitativa, apresentando os valores de Densidade Relativa (DR), Frequência Relativa (FR), Dominância Relativa (DoR) e Índice Valor de Importância (IVI).

ESPÉCIE	DR	FR	DoR	IVI
<i>Ateleia glazioviana</i>	11,30	3,85	6,44	21,59
<i>Casearia decandra</i>	0,87	2,56	1,05	4,48
<i>Casearia sylvestris</i>	8,70	11,54	7,38	27,62
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	3,04	5,13	1,66	9,84
<i>Cupania vernalis</i>	3,91	3,85	1,74	9,50
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	0,43	1,28	0,68	2,39
<i>Erythroxylum argentinum</i>	0,43	1,28	0,45	2,17
<i>Ficus organensis</i>	0,87	2,56	20,56	24,00
<i>Gochnatia polymorpha</i>	0,43	1,28	0,22	1,93
<i>Gomidesia palustris</i>	0,43	1,28	0,11	1,83
<i>Guarea macrophylla</i>	11,74	8,97	10,26	30,98
<i>Luehea divaricata</i>	3,48	7,69	5,34	16,51
<i>Myrcia glabra</i>	1,74	1,28	1,11	4,13
<i>Myrsine lorentziana</i>	1,30	3,85	0,55	5,70
<i>Myrsine umbellata</i>	5,22	10,26	8,32	23,80
<i>Ocotea pulchella</i>	1,30	2,56	0,49	4,36
<i>Rapanea cf. acuminata</i>	0,43	1,28	0,16	1,87
<i>Rollinia silvatica</i>	1,74	2,56	0,75	5,05
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	0,43	1,28	0,22	1,93
<i>Schinus terebinthifolius</i>	2,17	5,13	2,98	10,28
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0,43	1,28	0,38	2,10
<i>Sebastiania commersoniana</i>	38,26	15,38	27,15	80,80
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,43	1,28	0,71	2,43
<i>Vitex megapotamica</i>	0,87	2,56	1,28	4,71
TOTAIS	100,00	100,00	100,00	300,00

Tabela 4: H. F. São Pedro I. Espécies ordenadas pelos valores de IVI calculados.

ESPÉCIE	IVI
<i>Sebastiania commersoniana</i>	80,80
<i>Guarea macrophylla</i>	30,98
<i>Casearia sylvestris</i>	27,62
<i>Ficus organensis</i>	24,00
<i>Myrsine umbellata</i>	23,80
<i>Ateleia glazioviana</i>	21,59
<i>Luehea divaricata</i>	16,51
<i>Schinus terebinthifolius</i>	10,28
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	9,84
<i>Cupania vernalis</i>	9,50
<i>Myrsine lorentziana</i>	5,70
<i>Rollinia silvatica</i>	5,05
<i>Vitex megapotamica</i>	4,71
<i>Casearia decandra</i>	4,48
<i>Ocotea pulchella</i>	4,36
<i>Myrcia glabra</i>	4,13
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	2,43
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	2,39
<i>Erythroxylum argentinum</i>	2,17
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	2,10
<i>Gochnatia polymorpha</i>	1,93
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	1,93
<i>Rapanea cf. acuminata</i>	1,87
<i>Gomidesia palustris</i>	1,83

Tabela 5: H. F. São Pedro I. Espécies ordenadas pelos índices de dispersão calculados.

ESPÉCIE	I
<i>Ateleia glazioviana</i>	11,99
<i>Myrcia glabra</i>	4,00
<i>Cupania vernalis</i>	3,18
<i>Guarea macrophylla</i>	3,08
<i>Sebastiania commersoniana</i>	3,01
<i>Rollinia silvatica</i>	2,36
<i>Vitex megapotamica</i>	2,00
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	1,70
<i>Ocotea pulchella</i>	1,55
<i>Casearia sylvestris</i>	1,45
<i>Luehea divaricata</i>	1,18
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1,07
<i>Casearia decandra</i>	0,91
<i>Ficus organensis</i>	0,91
<i>Myrsine umbellata</i>	0,91
<i>Myrsine lorentziana</i>	0,82

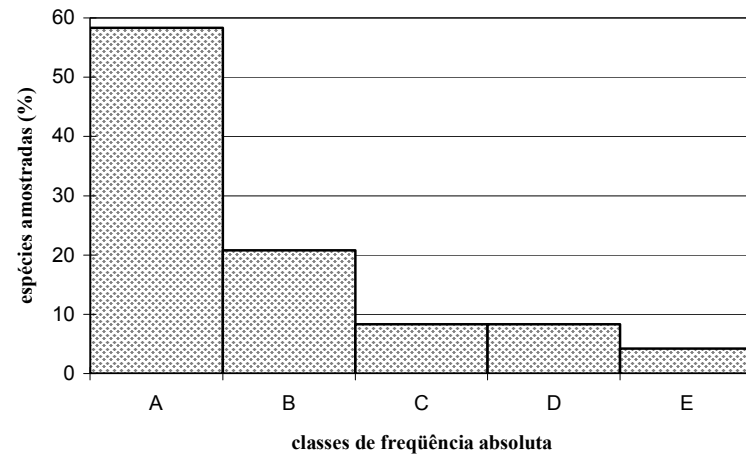


Figura 2: H. F. São Pedro I. Distribuição das espécies amostradas por classes de frequência absoluta (A a E = intervalos de 20%).

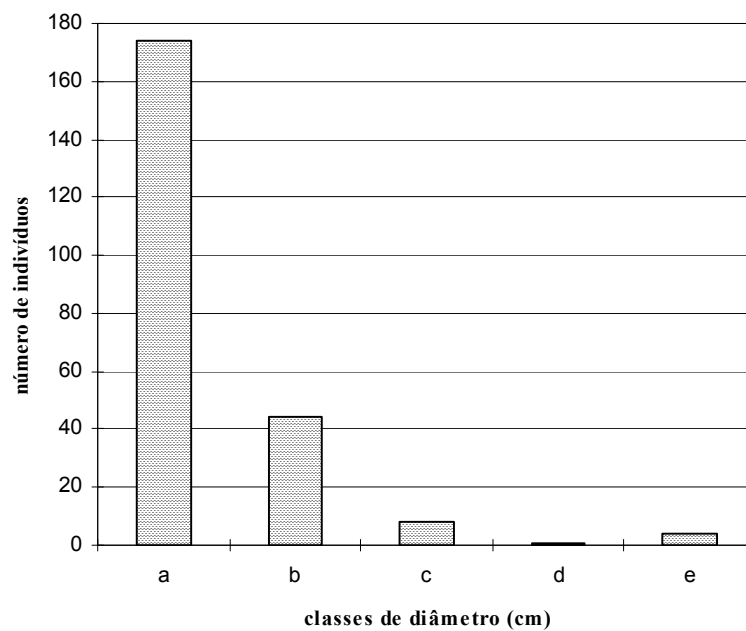


Figura 3: H. F. São Pedro I. Distribuição dos indivíduos amostrados em classes de diâmetro (a = 10 a 20 cm; b = 20,01 a 30 cm; c = 30,01 a 40 cm; d = 40,01 a 50 cm; e = > 50,01 cm).

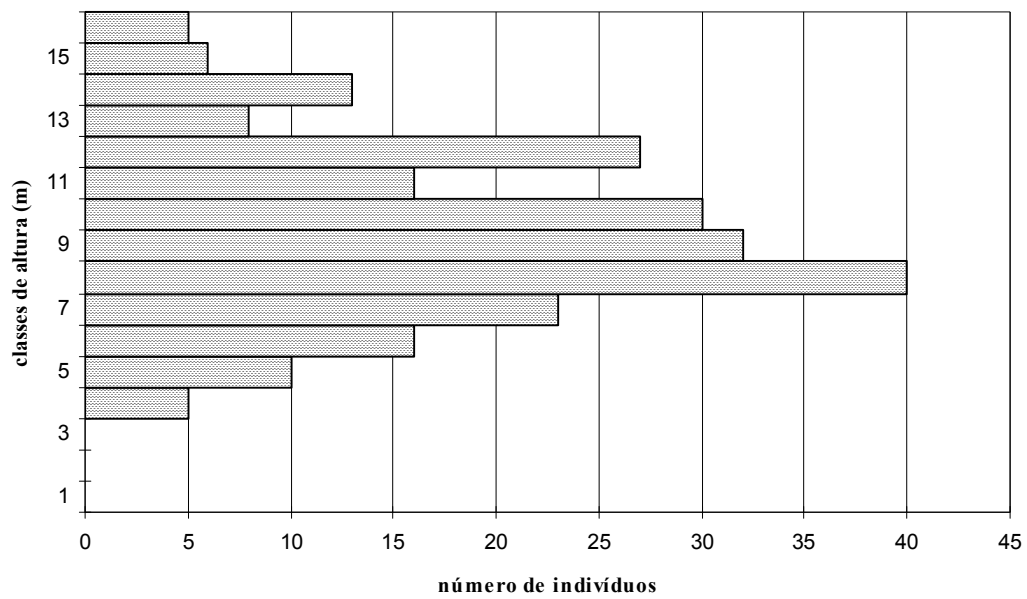


Figura 4 : H. F. São Pedro I. Distribuição dos indivíduos amostrados em classes de altura (1 m).

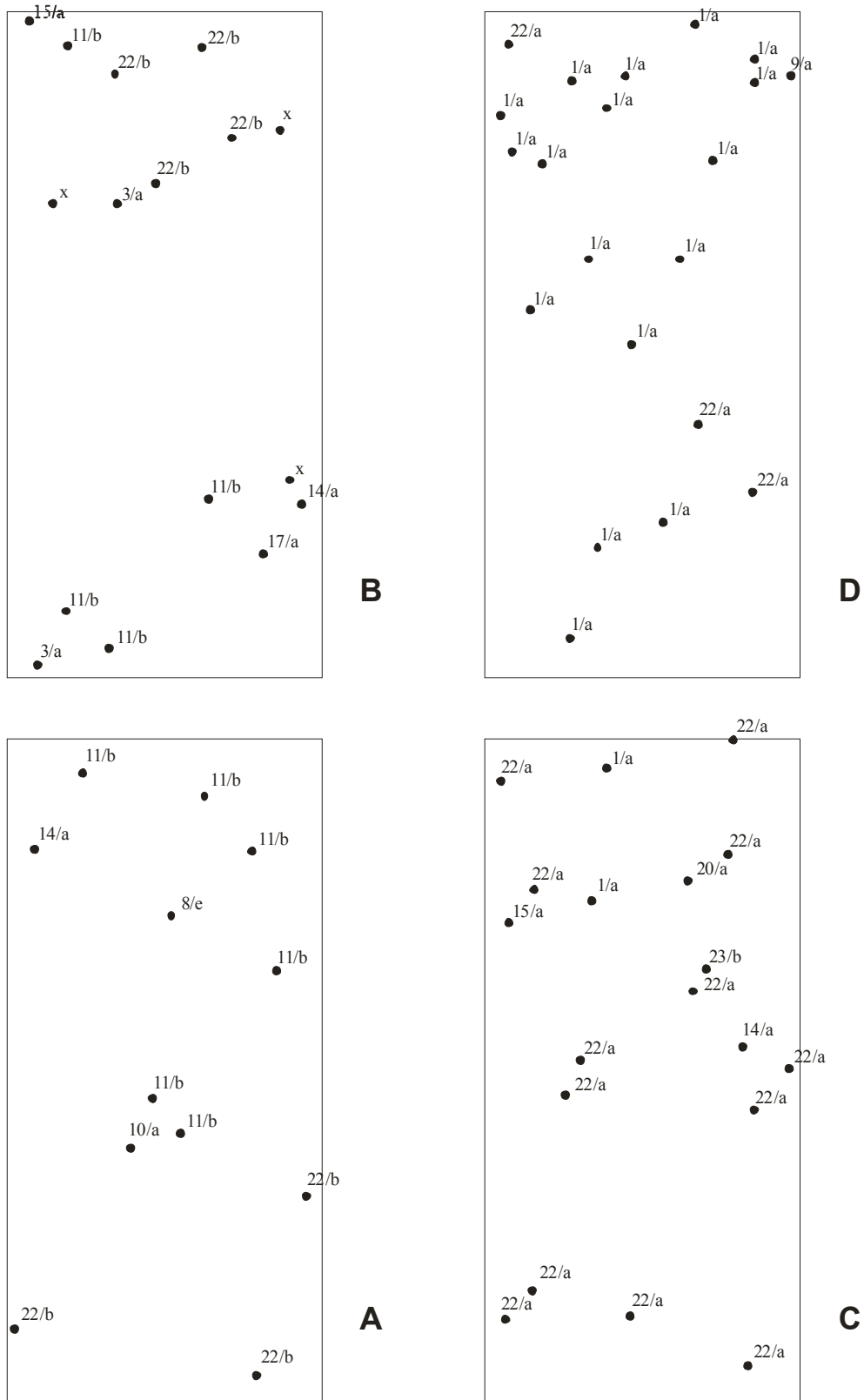
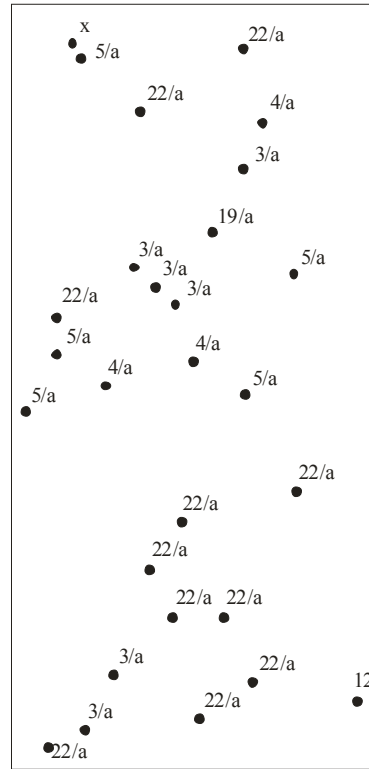
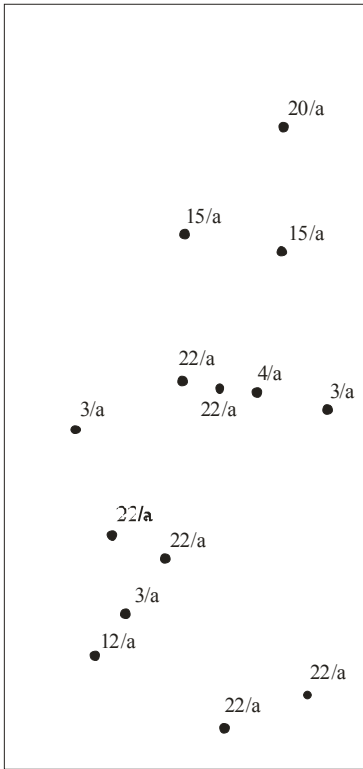
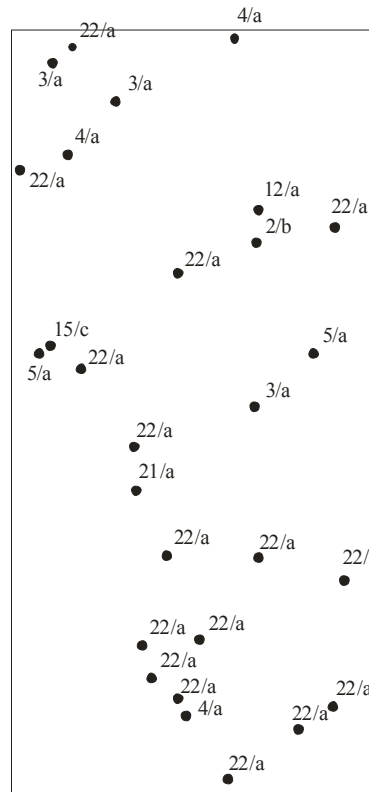
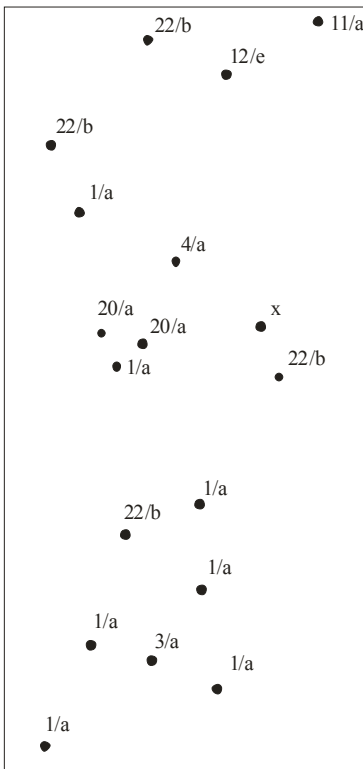


Figura 5: H. F. São Pedro I. Distribuição dos indivíduos nas unidades amostrais (espécies numeradas de acordo com a Tabela 2; a letra indica a classe de diâmetro segundo a Figura 3; x = árvores mortas). A letra ao lado do retângulo representa a unidade amostral. Escala aproximada 1:200.



F

H



E

G

Figura 5: continuação



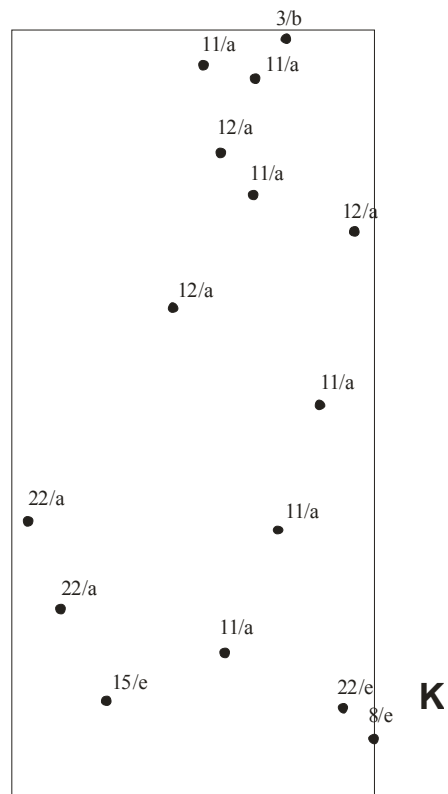
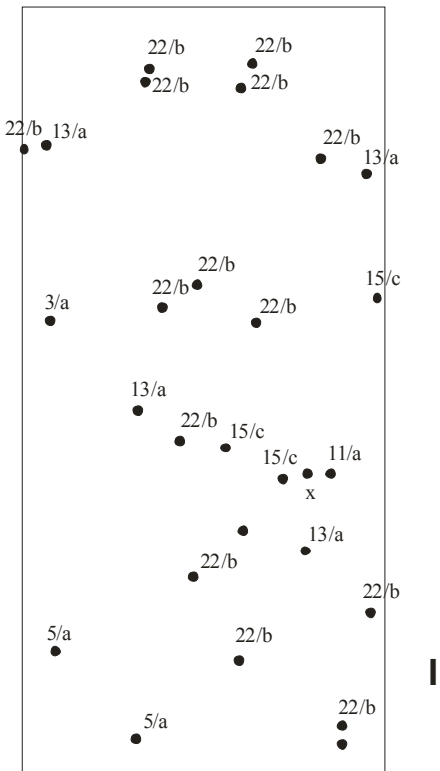
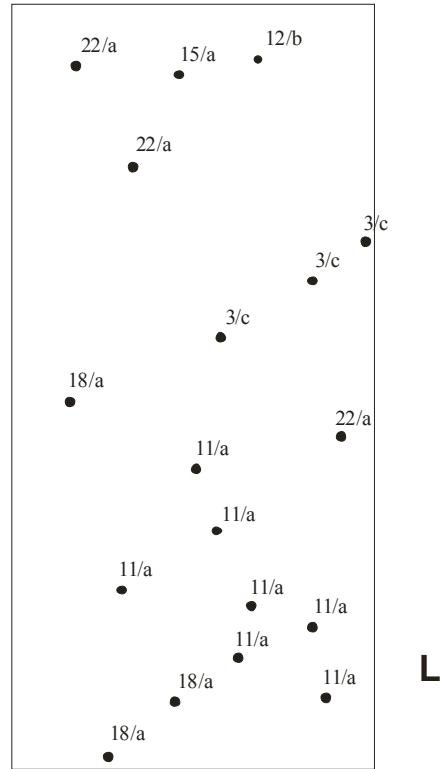
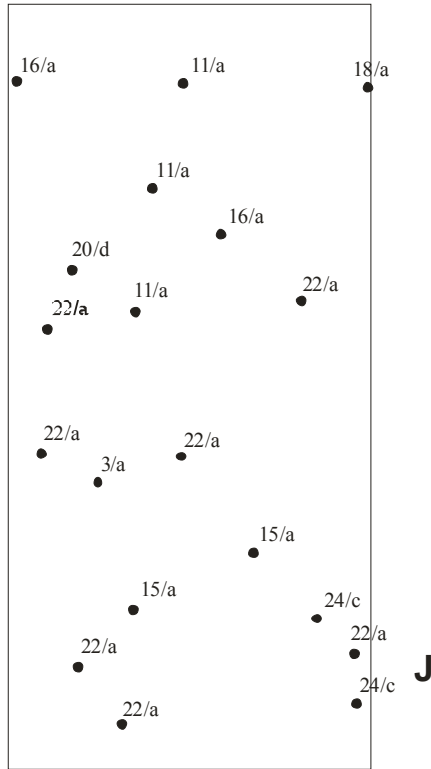


Figura 5: continuação

### 5.1.2 Horto Florestal Santa Rosa

O horto Santa Rosa situa-se ao sul da BR-290, aproximadamente à mesma longitude da cidade de Arroio dos Ratos, distando cerca de 10 km desta, no sentido sul.

O horto possui uma área total de 469,25 ha, dos quais 39,83% correspondem a áreas nas quais não se dá o cultivo de eucalipto. Essas se dividem em manchas de mata nativa, isoladas em maior ou menor grau, e afloramentos rochosos.

O horto tem como limites leste e sul a margem esquerda do arroio dos Cachorros, importante tributário da bacia do arroio dos Ratos. A mata ciliar desse arroio forma um *continuum* com a mata que acompanha aquele até a sua foz, no rio Jacuí.

O fragmento estudado situa-se na porção oeste do horto, com uma área de 5,75 ha. O seu centro corresponde às coordenadas UTM 426950E/6660180N. O fragmento está integralmente circundado pela lavoura de eucalipto, e em seu limite oeste, após um desnível de cerca de 2 m, corre um curso d'água intermitente, afluente da margem direita do arroio dos Ratos.

O fragmento apresenta uma vegetação de aspecto uniforme, inexistindo áreas mais abertas ou stands com uma discrepância exagerada em termos do porte médio dos indivíduos do estrato arbóreo.

A amostragem quali-quantitativa da vegetação arbórea incluiu 32 espécies pertencentes a 20 famílias. A família mais importante considerando o número de espécies foi Myrtaceae, com 5 espécies, seguida por Sapindaceae e Flacourtiaceae (3 espécies) e por Moraceae, Euphorbiaceae e Meliaceae, com 2 espécies.

Foi analisado um total de 205 árvores, 186 das quais vivas e 19 mortas. As árvores mortas correspondem a 9,27% do total. O número médio de indivíduos por unidade amostral foi de 17,08 árvores/parcela, e a altura média

das árvores foi de 10,57 m. A área basal total dos indivíduos amostrados foi 84.036.75 cm<sup>2</sup>, com um valor médio de 451,81 cm<sup>2</sup>/indivíduo.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi de 2,88 (nats), e a de equitabilidade de Pielou (J) de 0,831.

Além das espécies que fazem parte do estudo quali-quantitativo da vegetação arbórea o inventário realizado concomitantemente à amostragem revelou a presença de *Eugenia uruguaiensis*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Casearia sylvestris* e *Podocarpus lambertii*. É interessante notar a ocorrência quase que exclusiva dessas duas últimas na borda do fragmento.

Há um estrato herbáceo no qual ocorrem alguns maciços de *Bromelia antiacantha* e *Oplismenus setarius*. Também podem ser encontradas, de forma mais esparsa, *Richardia brasiliensis* e *Peperomia* sp., além de pteridófitas como *Doryopteris* sp. e *Rumohra adiantiformis*.

No estrato das arvoretas dominam *Psychotria* spp., *Trichilia elegans*, *Allophylus edulis*, *Faramea marginata*, *Piper gaudichaudianum*, *Daphnopsis racemosa* e *Cestrum* sp., além de indivíduos jovens de espécies que alcançam um porte maior, como *Myrciaria cuspidata*, *Trichilia clausenii*, *Sebastiania commersoniana* e *Zanthoxylum rhoifolium*.

O estrato epifítico está composto por espécies como *Rhipsalis baccifera*, *Tillandsia* spp., *Microgramma squamulosa*, *Oncidium* spp., *Lepismium warmingianum*, *Peperomia pereskeaeifolia*, *Campilocentrum aromaticum* e *Aechmea recurvata*.

Há a ocorrência de lianas como *Smilax* sp. e *Strychnos brasiliensis*, além de *Hyperbaena dominguensis*, uma trepadeira da família Menispermaceae cuja distribuição no Estado pode ser considerada rara.

No limite oeste do fragmento são encontrados núcleos de *Chusquea* sp., nas proximidades da borda do desnível que leva ao curso d'água, formando, em alguns pontos, densos maciços.

A Tabela 6 apresenta as espécies que fizeram parte do levantamento quali-quantitativo da vegetação arbórea, em ordem alfabética, com os valores de densidade absoluta (DA), frequência absoluta (FA) e dominância absoluta (DoA).

As espécies que apresentaram o maior número de indivíduos foram *Sebastiania commersoniana*, *Myrcianthes pungens*, *Myrciaria cuspidata*, *Sorocea bonplandii* e *Maba inconstans*.

Com relação à frequência absoluta, os valores mais altos correspondem a *Sebastiania commersoniana*, *Maba inconstans*, *Myrcianthes pungens*, *Myrciaria cuspidata*, *Luehea divaricata* e *Sorocea bonplandii*.

Os maiores valores de dominância absoluta ou área basal, foram apresentados pelas espécies *Myrcianthes gigantea*, *Ficus organensis*, *Sebastiania commersoniana*, *Myrcianthes pungens* e *Luehea divaricata*. É interessante destacar que a segunda espécie de maior área basal (*Ficus organensis*) estava representada na amostragem por apenas um indivíduo, superando a espécie de maior densidade (*Sebastiania commersoniana*) que apresentou um total de trinta e dois indivíduos, com uma marcante predominância de espécimens de diâmetros reduzidos. Já a espécie de maior área basal, *Myrcianthes gigantea*, apresentou valores intermediários de densidade e frequência

A Tabela 7 mostra os valores relativos dos parâmetros fitossociológicos considerados (frequência, densidade e dominância), além do índice valor de importância (IVI), que corresponde à soma dos valores relativos calculados.

A Tabela 8 apresenta as espécies organizadas em ordem decrescente a partir dos valores de IVI obtidos. As cinco espécies que apresentaram os valores mais altos foram *Sebastiania commersoniana*, *Myrcianthes pungens*, *Myrcianthes gigantea*, *Luehea divaricata* e *Myrciaria cuspidata*.

Da Tabela 9 constam os índices de dispersão das espécies que tiveram pelo menos dois indivíduos amostrados. A espécie que apresentou o maior valor

foi *Sebastiania commersoniana*, o que se deve basicamente à alta variância verificada, uma vez que os trinta e dois indivíduos considerados distribuíram-se por dez das doze unidades amostrais.

*Campomanesia xanthocarpa* teve os nove indivíduos amostrados distribuídos em três unidades amostrais (**H**, **K**, e **L**), e embora o valor de I tenha sido o segundo mais elevado, o fato de haver uma distância de pelo menos 40 metros entre as parcelas **H** e **K** desfaz a impressão de agregação revelada pelo índice de dispersão. Na mesma situação encontra-se *Syagrus romanzoffiana*, que apresenta o quarto maior valor de I, mas que se distribuiu em três parcelas distantes umas das outras (**A**, **G** e **I**).

Já *Erythroxylum argentinum*, que apresenta o terceiro maior valor de I, tem os dois indivíduos amostrados na mesma unidade amostral (**K**). *Banara parviflora*, que revela o quinto maior valor de I, tem os três indivíduos amostrados em duas parcelas contíguas (**A** e **B**).

A Figura 6 apresenta a distribuição das espécies amostradas em classes de frequência absoluta (agrupados em intervalos de 20%). Há um predomínio da primeira classe estabelecida, que corresponde ao intervalo de 0 a 20% (53,13% das espécies consideradas), havendo um decréscimo da segunda à terceira classe (18,75% e 9,38%, respectivamente), sendo que essa é superada pela quarta classe (15,63%). À última classe corresponde 3,13% das espécies consideradas.

A Figura 7 mostra a distribuição dos indivíduos amostrados em classes de diâmetro de 10 cm de intervalo. A primeira classe, que corresponde aos indivíduos que possuem até 20 cm de diâmetro acumula 59,68% do total, enquanto que a segunda, 27,42%, a terceira 5,91%, a quarta 5,38% e a quinta 1,61%.

A Figura 8 traz os indivíduos amostrados distribuídos em classes de altura de 1 m de intervalo. A classe que apresenta o maior número de indivíduos é a dos 10 m. Pode-se observar uma estratificação vertical que agrupa as classes inferiores ou sub-bosque (de 3 a 9 m), ao qual se segue o estrato que conforma

o dossel (de 10 a 14 m) e, por fim, o estrato emergente, com mais de 15 m de altura.

A Figura 9 apresenta um croqui que mostra o arranjo espacial das espécies consideradas no estudo dentro das unidades amostrais. Embora as parcelas sejam contíguas, ao longo de uma linha transeccional, para fins de apresentação cada unidade amostral é visualizada de maneira individual.

Tabela 6: H. F. Santa Rosa. Espécies incluídas no estudo, apresentando os valores de Densidade Absoluta (DA), Frequência Absoluta (FA) e Dominância Absoluta (DoA) obtidos.

ESPÉCIE	DA	FA (%)	DoA (cm <sup>2</sup> )
1. <i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	4	33,33	643,94
2. <i>Agonandra excelsa</i> Grisebach	1	8,33	484,15
3. <i>Allophylus edulis</i> (St.-Hil.) Radlk.	1	8,33	97,48
4. <i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	3	16,67	916,18
5. <i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg	7	25,00	1532,42
6. <i>Casearia decandra</i> Jacq.	2	16,67	1147,91
7. <i>Coussapoa schottii</i> Miq.	1	8,33	81,49
8. <i>Cupania vernalis</i> Camb.	1	8,33	97,48
9. <i>Erythroxylum argentinum</i> Schulz	2	16,67	758,61
10. <i>Ficus insipida</i> Willd.	1	8,33	81,49
11. <i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	1	8,33	10028,75
12. <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1	8,33	535,08
13. <i>Luehea divaricata</i> Mart.	12	66,67	8230,94
14. <i>Maba inconstans</i> (Jacq.) Grisebach	14	75,00	4150,92
15. <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	2	16,67	1705,90
16. <i>Maytenus cassiniiformis</i> Reiss.	1	8,33	395,10
17. <i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	9	58,33	1904,93
18. <i>Myrcianthes gigantea</i> (Legr.) Legr.	10	58,33	10226,98
19. <i>Myrcianthes pungens</i> (Berg) Legr.	20	75,00	9446,32
20. <i>Myrciaria cuspidata</i> Berg	19	75,00	3042,49
21. <i>Myrsine umbellata</i> Mart.	4	25,00	3621,01
22. <i>Patagonula americana</i> L.	4	33,33	2174,69
23. <i>Roupala brasiliensis</i> Kl.	6	41,67	5414,45
24. <i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Smith & R.J Downs	32	83,33	9913,05
25. <i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Burg., Lanj & Boer	15	66,67	2107,37
26. <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	5	33,33	1399,77
27. <i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vellozo) Toledo	1	8,33	305,90
28. <i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	1	8,33	1070,79
29. <i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	1	8,33	81,49
30. <i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Mold.	3	25,00	1249,68
31. <i>Xylosma</i> cf. <i>prockia</i> (Turczaninov) Turczaninov	1	8,33	471,81
32. <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	8,33	718,19

Tabela 7: H. F. Santa Rosa. Espécies incluídas na amostragem quali-quantitativa, apresentando os valores de Densidade Relativa (DR), Frequência Relativa (FR), Dominância Relativa (DoR) e Índice Valor de Importância (IVI).

ESPÉCIE	DR	FR	DoR	IVI
<i>Actinostemon concolor</i>	2,15	3,51	0,77	6,43
<i>Agonandra excelsa</i>	0,54	0,88	0,58	1,99
<i>Allophylus edulis</i>	0,54	0,88	0,12	1,53
<i>Banara parviflora</i>	1,61	1,75	1,09	4,46
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	3,76	2,63	1,82	8,22
<i>Casearia decandra</i>	1,08	1,75	1,37	4,20
<i>Coussapoa schottii</i>	0,54	0,88	0,10	1,51
<i>Cupania vernalis</i>	0,54	0,88	0,12	1,53
<i>Erythroxylum argentinum</i>	1,08	1,75	0,90	3,73
<i>Ficus insipida</i>	0,54	0,88	0,10	1,51
<i>Ficus organensis</i>	0,54	0,88	11,93	13,35
<i>Guapira opposita</i>	0,54	0,88	0,64	2,05
<i>Luehea divaricata</i>	6,45	7,02	9,79	23,26
<i>Maba inconstans</i>	7,53	7,89	4,94	20,36
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1,08	1,75	2,03	4,86
<i>Maytenus cassiniformis</i>	0,54	0,88	0,47	1,88
<i>Myrcia multiflora</i>	4,84	6,14	2,27	13,25
<i>Myrcianthes gigantea</i>	5,38	6,14	12,17	23,69
<i>Myrcianthes pungens</i>	10,75	7,89	11,24	29,89
<i>Myrciaria cuspidata</i>	10,22	7,89	3,62	21,73
<i>Myrsine umbellata</i>	2,15	2,63	4,31	9,09
<i>Patagonula americana</i>	2,15	3,51	2,59	8,25
<i>Roupala brasiliensis</i>	3,23	4,39	6,44	14,05
<i>Sebastiania commersoniana</i>	17,20	8,77	11,80	37,77
<i>Sorocea bonplandii</i>	8,06	7,02	2,51	17,59
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	2,69	3,51	1,67	7,86
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	0,54	0,88	0,36	1,78
<i>Trichilia claussenii</i>	0,54	0,88	1,27	2,69
<i>Trichilia elegans</i>	0,54	0,88	0,10	1,51
<i>Vitex megapotamica</i>	1,61	2,63	1,49	5,73
<i>Xylosma cf. prockia</i>	0,54	0,88	0,56	1,98
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,54	0,88	0,85	2,27
TOTAIS	100,00	100,00	100,00	300,00



Tabela 8: H. F. Santa Rosa. Espécies ordenadas pelos valores de IVI calculados.

ESPÉCIE	IVI
<i>Sebastiania commersoniana</i>	37,77
<i>Myrcianthes pungens</i>	29,89
<i>Myrcianthes gigantea</i>	23,69
<i>Luehea divaricata</i>	23,26
<i>Myrciaria cuspidata</i>	21,73
<i>Maba inconstans</i>	20,36
<i>Sorocea bonplandii</i>	17,59
<i>Roupala brasiliensis</i>	14,05
<i>Ficus organensis</i>	13,35
<i>Myrcia multiflora</i>	13,25
<i>Myrsine umbellata</i>	9,09
<i>Patagonula americana</i>	8,25
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	8,22
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	7,86
<i>Actinostemon concolor</i>	6,43
<i>Vitex megapotamica</i>	5,73
<i>Matayba elaeagnoides</i>	4,86
<i>Banara parviflora</i>	4,46
<i>Casearia decandra</i>	4,20
<i>Erythroxylum argentinum</i>	3,73
<i>Trichilia claussenii</i>	2,69
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2,27
<i>Guapira opposita</i>	2,05
<i>Agonandra excelsa</i>	1,99
<i>Xylosma cf. prockia</i>	1,98
<i>Maytenus cassiniiformis</i>	1,88
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	1,78
<i>Allophylus edulis</i>	1,53
<i>Cupania vernalis</i>	1,53
<i>Coussapoa schottii</i>	1,51
<i>Ficus insipida</i>	1,51
<i>Trichilia elegans</i>	1,51

Tabela 9: H. F. Santa Rosa. Espécies ordenadas pelos índices de dispersão calculados.

ESPÉCIE	I
<i>Sebastiania commersoniana</i>	2,41
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	2,01
<i>Erythroxylum argentinum</i>	2,00
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1,95
<i>Banara parviflora</i>	1,55
<i>Myrciaria cuspidata</i>	1,43
<i>Myrsine umbellata</i>	1,27
<i>Sorocea bonplandii</i>	1,04
<i>Casearia decandra</i>	0,91
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,91
<i>Vitex megapotamica</i>	0,91
<i>Luehea divaricata</i>	0,91
<i>Roupala brasiliensis</i>	0,91
<i>Myrcianthes gigantea</i>	0,84
<i>Myrcia multiflora</i>	0,76
<i>Actinostemon concolor</i>	0,73
<i>Patagonula americana</i>	0,73
<i>Myrcianthes pungens</i>	0,69
<i>Maba inconstans</i>	0,60

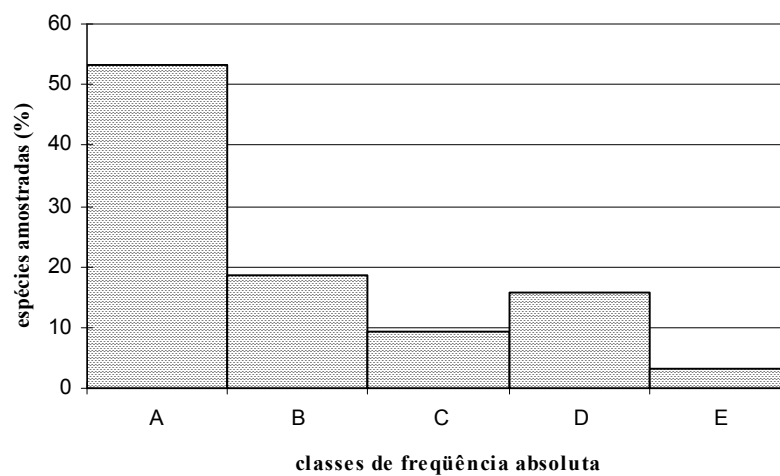


Figura 6: H. F. Santa Rosa. Distribuição das espécies amostradas por classes de frequência absoluta (A a E = intervalos de 20%).

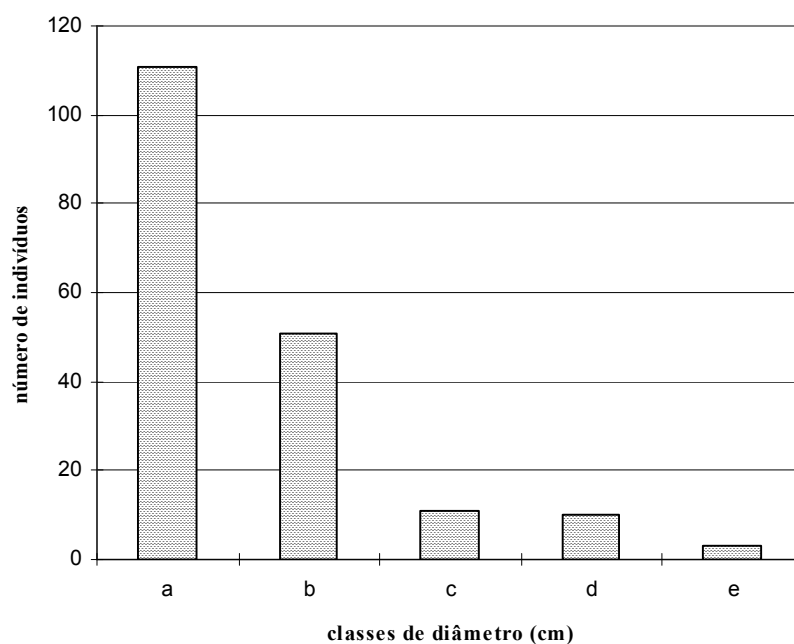


Figura 7: H. F. Santa Rosa. Distribuição dos indivíduos amostrados em classes de diâmetro (a = 10 a 20 cm; b = 20,01 a 30 cm; c = 30,01 a 40 cm; d = 40,01 a 50 cm; e = > 50,01 cm).

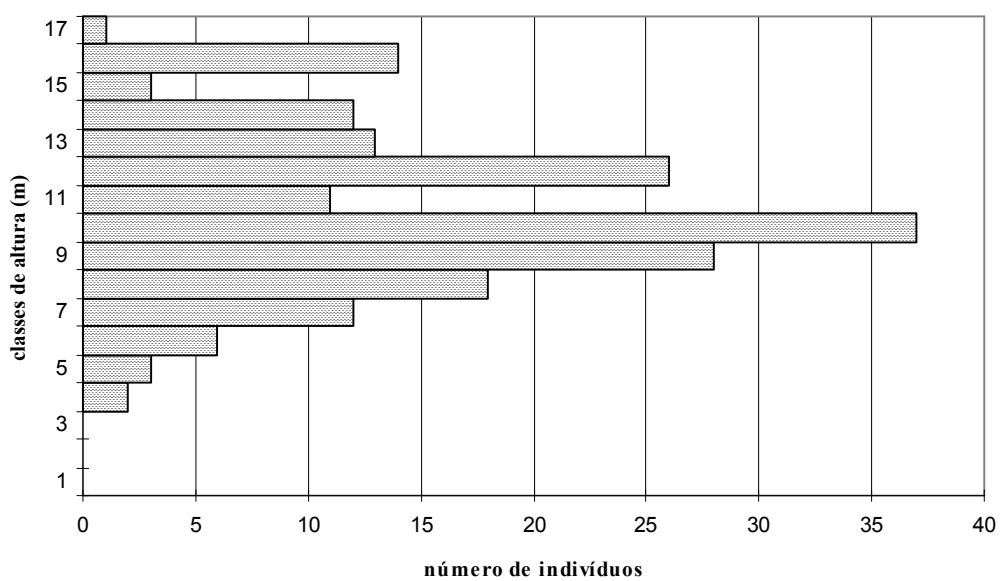


Figura 8 : H. F. Santa Rosa. Distribuição dos indivíduos amostrados em classes de altura (1 m).

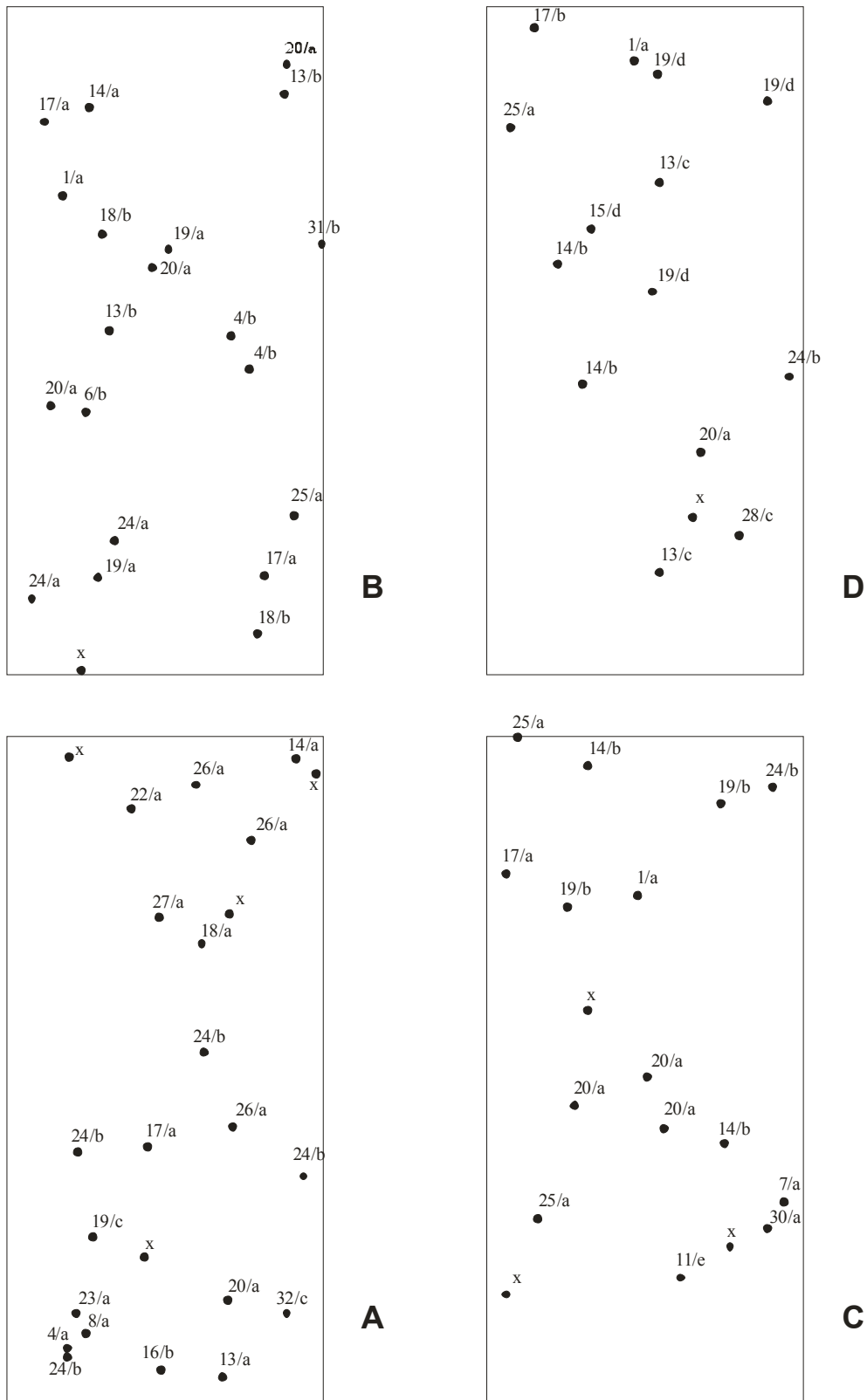
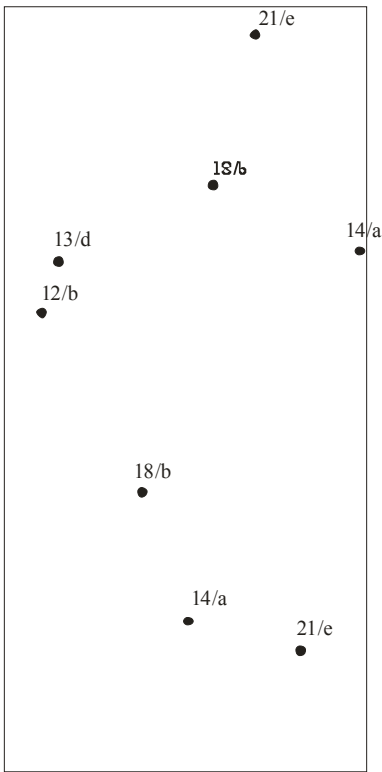
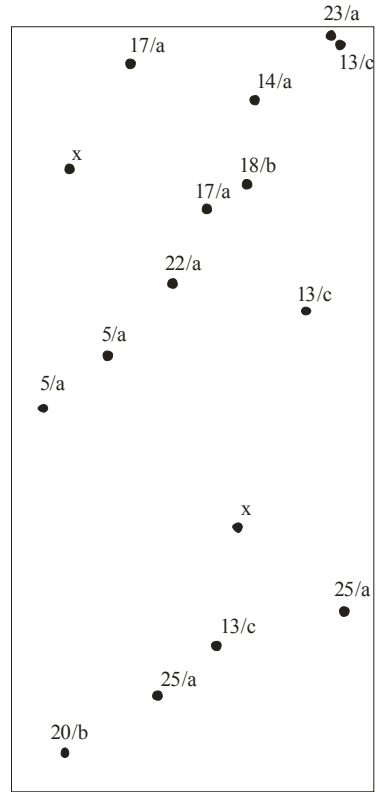


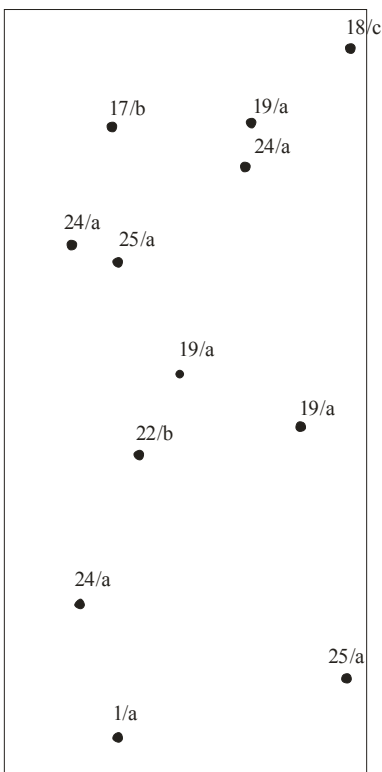
Figura 9: H. F. São Pedro I. Distribuição dos indivíduos nas unidades amostrais (espécies numeradas de acordo com a Tabela 6; a letra indica a classe de diâmetro segundo a Figura 7; x = árvores mortas). A letra ao lado do retângulo representa a unidade amostral. Escala aproximada 1:200.



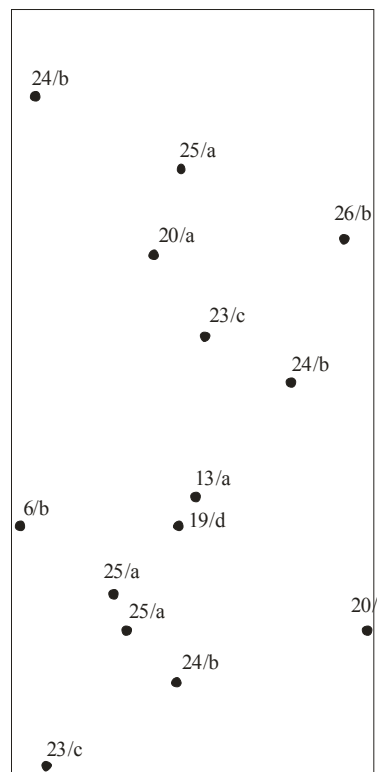
**F**



**H**

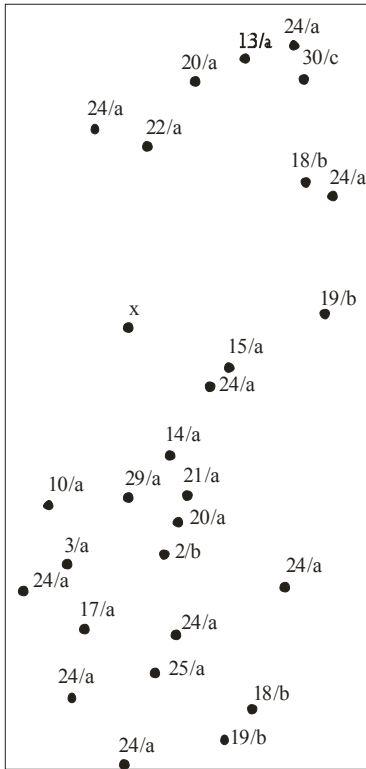


**E**

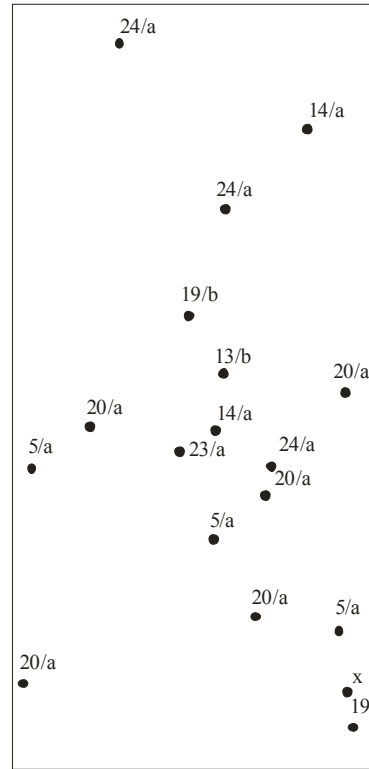


**G**

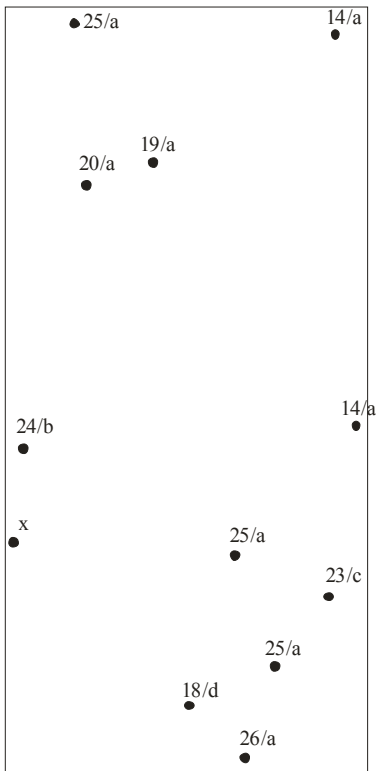
Figura 9: continuação



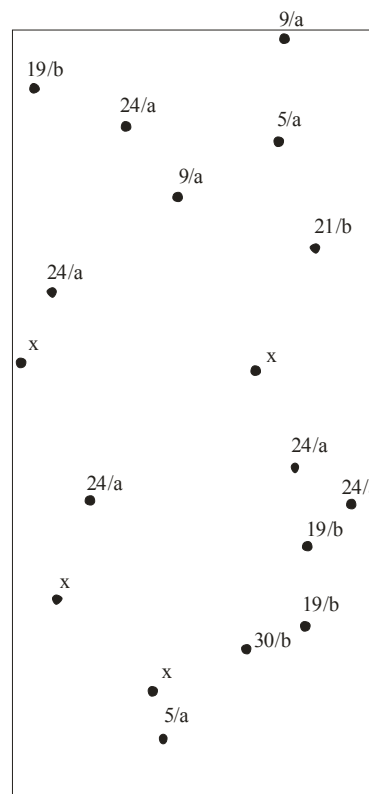
J



L



I



K

Figura 9: continuação

### 5.1.3 Similaridade Florística

A semelhança florística entre os fragmentos em foco, determinada pelos índices qualitativos de Jaccard e Sorensen (0,191 e 0,243, respectivamente), pode ser considerada baixa, com 9 espécies comuns a ambos os fragmentos, o que corresponde a 34,62% das espécies amostradas no fragmento São Pedro I e 28,13% das amostradas no fragmento Santa Rosa. Com relação às espécies exclusivas, no fragmento São Pedro I essas atingiram um total de 15 (65,38%), enquanto que no fragmento Santa Rosa essas foram 23 (71,87%).



## 5.2 GEOPROCESSAMENTO

### 5.2.1 Horto Florestal São Pedro I

A Figura 10 mostra a janela de 10 x 10 km com a imagem classificada em torno do horto São Pedro I, e a Figura 11 apresenta a imagem binária com as manchas de matas nativas cujas áreas são de pelo menos 5 ha.

As classes de uso do solo estabelecidas correspondem às seguintes:

- mata nativa: vegetação arbórea (687,44 ha);
- reflorestamento: talhões de essências exóticas (1192,87 ha);
- campo: vegetação herbáceo-arbustiva (3877,37 ha);
- solo descoberto: áreas destinadas à agricultura (2454,19 ha);
- área úmida: áreas baixas com acumulação de água (1564,87 ha);
- água: açudes e lagos (223,26 ha).

É importante ressaltar que, ao sul da coordenada 6672000N e em torno da coordenada 433600E localiza-se a periferia do núcleo urbano da cidade de Arroio dos Ratos que, em função da pequena taxa de ocupação urbana e das características de uso do solo, onde se podem observar construções de tamanhos pequenos, com terrenos intensamente arborizados, essas feições, na imagem classificada, encontram-se misturadas a outras classes de uso do solo.

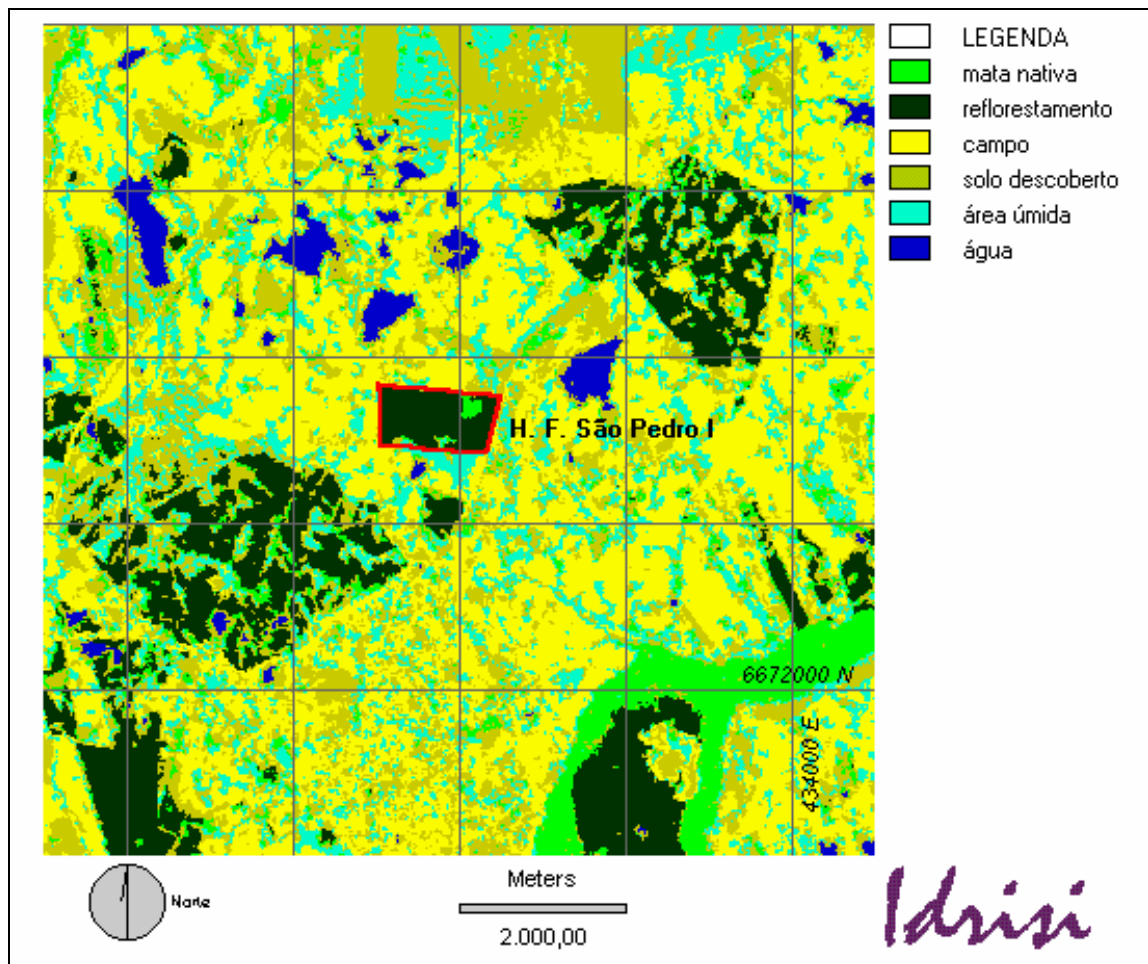


Figura 10: H. F. São Pedro I. Janela de 10 x 10 km com a imagem classificada.

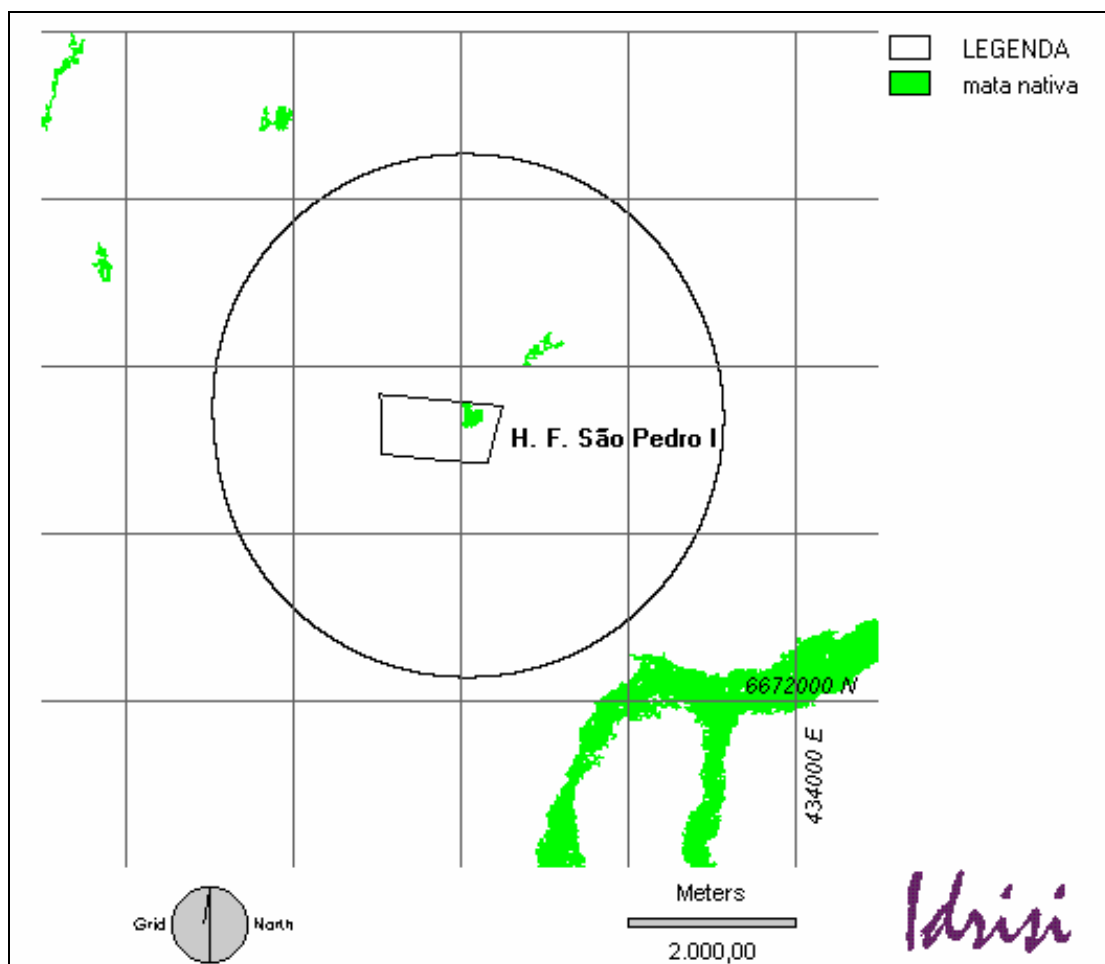


Figura 11: H. F. São Pedro I. Imagem binária apresentando as manchas de mata nativa incluídas na janela de 10 x 10 km em torno do fragmento. O polígono central demarca a área do horto florestal e o círculo assinala um raio de 3 km em torno do fragmento. Sistemas de coordenadas UTM.

### 5.2.2 Horto Florestal Santa Rosa

A Figura 12 mostra a janela de 10 x 10 km com a imagem classificada em torno do horto Santa Rosa.

A Figura 13 apresenta a imagem binária com as manchas de matas nativas cujas áreas são de pelo menos 5 ha.

As classes de uso do solo estabelecidas correspondem às seguintes:

- mata nativa: vegetação arbórea (2245,44 ha);
- reflorestamento: talhões de essências exóticas (1927,62 ha);
- campo: vegetação herbáceo-arbustiva (5190,62 ha);
- agricultura: áreas destinadas ao cultivo de milho, melancia, etc (17,00 ha);
- água: açudes e lagos (161,70 ha);
- pastagem: áreas ocupadas por pastagens cultivadas (aveia, azevém, etc).

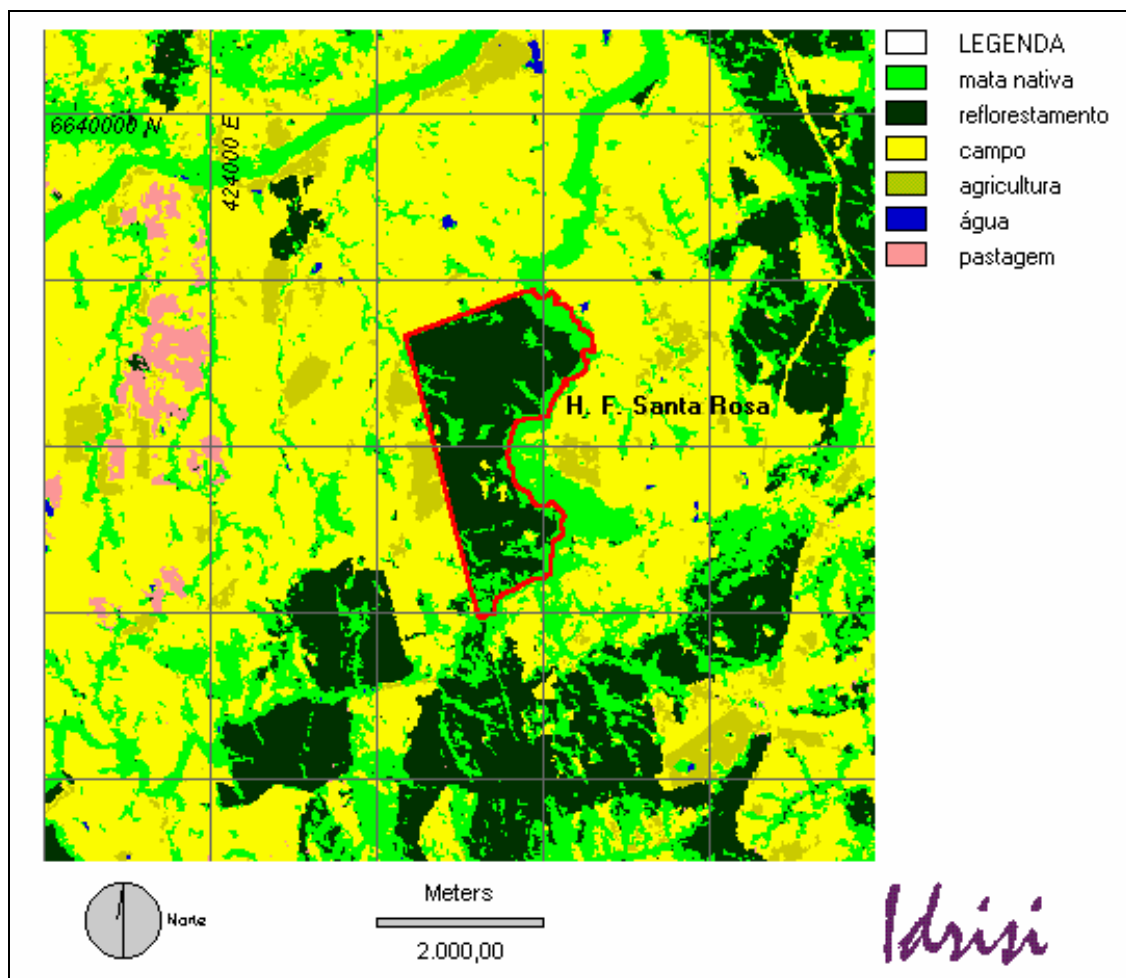


Figura 12: H. F. Santa Rosa. Janela de 10 x 10 km com a imagem classificada.

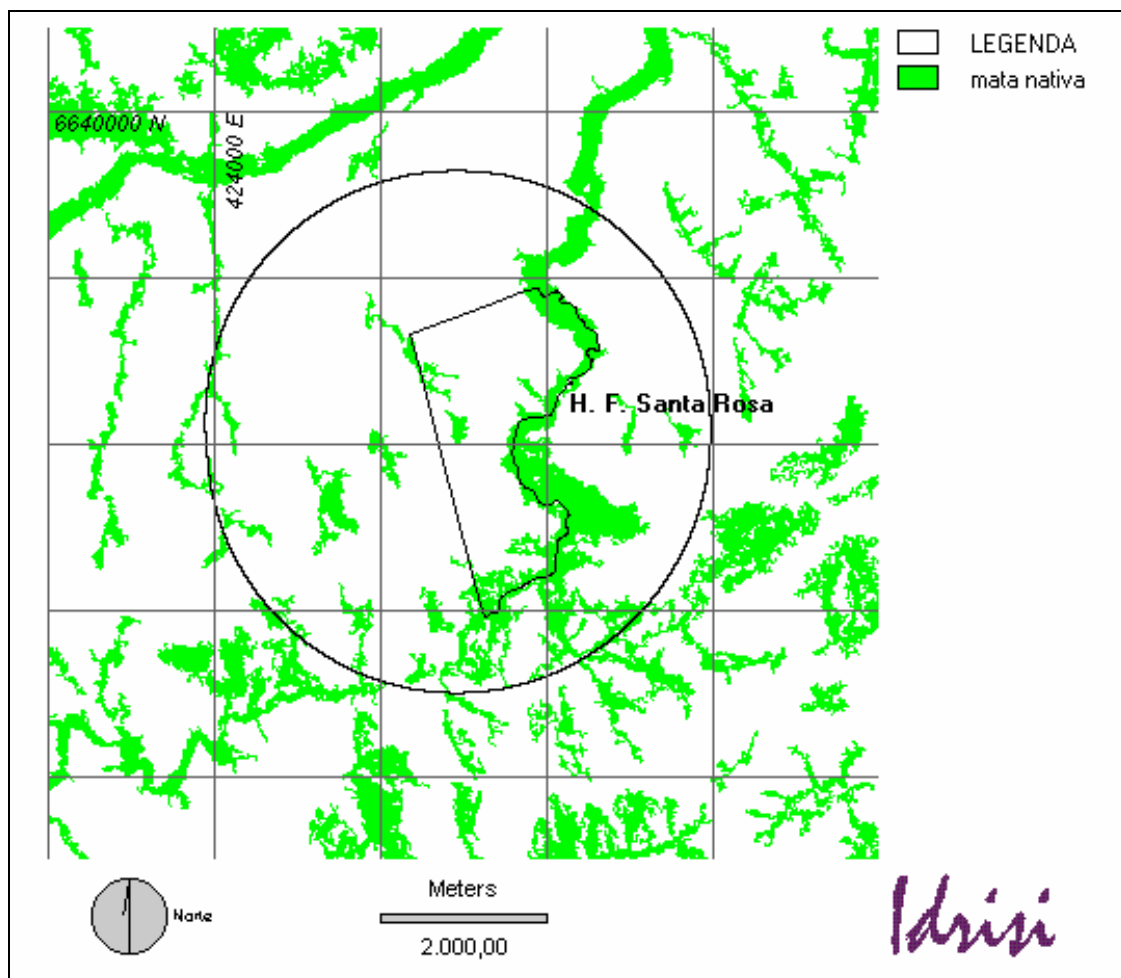


Figura 13: H. F. Santa Rosa. Imagem binária apresentando as manchas de mata nativa incluídas na janela de 10 x 10 km em torno do fragmento. O polígono central demarca a área do horto florestal e o círculo assinala um raio de 3 km em torno do fragmento. Sistemas de coordenadas UTM.

## 6. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no levantamento do estrato arbóreo dos fragmentos florestais estudados tornam-nos muito pouco semelhantes, embora fisicamente estejam separados por poucos quilômetros e pertençam à mesma bacia hidrográfica.

A situação topográfica local e o tipo de floresta do qual faziam parte antes de sofrerem o processo de fragmentação ora verificado ratificam essa disparidade, independentemente do estado de conservação em que se encontram.

Apesar disso, diversos aspectos revelados no estudo tornam possível que se estabeleça uma série de paralelos entre os núcleos arbóreos considerados, visando tanto a análise da situação da vegetação propriamente dita, como a inserção dos fragmentos na paisagem da região.

Embora tenham sido somente nove as espécies em comum nos dois fragmentos, essas têm uma marcante participação na fisionomia das matas de toda a região, como são *Luehea divaricata* (açoita-cavalo), *Ficus organensis* (figueira-de-folha-miúda) e *Myrsine umbellata* (capororoca), que, nas duas amostragens, ocupam posições intermediárias no que se refere ao IVI calculado.

*Sebastiania commersoniana* (branquilho) foi a espécie que apresentou o maior índice valor de importância (IVI) em ambos os fragmentos (Tabelas 4 e 8). Enquanto no fragmento São Pedro I o IVI dessa espécie foi de 80,80 (29,93% do total), no fragmento Santa Rosa, o valor foi de 37,77 (12,59% do total). Trata-se de uma espécie que apresenta uma grande afinidade por lugares úmidos e abertos, estando praticamente ausente das florestas muito densas (REITZ *et al.*, 1988).

No fragmento São Pedro I, *Sebastiania commersoniana* foi a espécie que apresentou o maior valor em todos os parâmetros relativos que fazem parte do cálculo do IVI, enquanto no fragmento Santa Rosa *Myrcianthes gigantea* apresentou o valor de Dominância Relativa (DoR) mais elevado que aquela, o

que se deve ao fato de que, embora esteja presente um menor número de indivíduos, o porte desses é maior do que os de *S. commersoniana*.

A observação da Figura 9 revela, no fragmento Santa Rosa, a ocorrência de *S. commersoniana* (espécie 24) quase que exclusivamente nas classes de diâmetro menores (a e b basicamente), ao passo que *M. gigantea* (espécie 18) apresenta indivíduos pertencentes a quatro das cinco classes de diâmetro estabelecidas. Esse fato pode indicar que não existe uma tendência da substituição das espécies tipicamente climácicas, como é *M. gigantea*, por pioneiras no fragmento. Essas se manteriam restritas aos estratos inferiores da mata, pelo menos até que se observe a formação de clareiras, quando passariam a ocorrer stands com maiores densidades dessas espécies.

Um outro aspecto, que no fragmento Santa Rosa suscita a discussão a respeito da dinâmica de regeneração natural da vegetação, é a questão do número de árvores mortas. O valor de 9,27% de indivíduos mortos em pé sobre o total amostrado pode ser considerado alto ao comparar-se com os dados de JARENKOW (1994) que, com o mesmo DAP de 10 cm, obteve valores de 5,20% e 2,6% em duas áreas de mata de encosta em bom estado de conservação.

Embora com relação à grande maioria dos indivíduos mortos não fosse possível a identificação da espécie a que pertenciam, em alguns casos o padrão de ramificação e a textura da superfície dos troncos permitiam supor tratar-se de *Sebastiania commersoniana*. Em adição a isso, foram observados traços de senilidade, como ramos secundários já secos e ocos em diversos indivíduos pertencentes a essa espécie, devido a uma natural perda de vigor à medida que essas árvores vão atingindo idades mais avançadas, o que corroboraria a afirmação de que se tratam de remanescentes que surgiram em decorrência de alterações ocorridas em etapas anteriores do ciclo de regeneração.

No fragmento São Pedro I, além da presença marcante, *Sebastiania commersoniana* foi observada também através de um grande número de indivíduos ramificados, o que pode servir como indício de alterações sofridas



pela vegetação arbórea, uma vez que o comportamento de multi-ramificação em muitas espécies está associado ao rebrotamento após o corte. Além disso, trata-se de uma espécie amplamente utilizada para o fornecimento de lenha (REITZ *et al.*, 1988).

A participação da dominância relativa (DoR) na configuração geral da fisionomia do estrato arbóreo revela-se no valor que corresponde a *Ficus organensis* (espécie 11), que, no fragmento Santa Rosa, ocorre com somente um indivíduo na amostragem mas, em função do notável volume de seu tronco, com 1,46 m de diâmetro, corresponde ao terceiro mais alto valor para esse parâmetro.

A presença de árvores desse porte exerce uma forte influência no seu entorno imediato, dentro do fragmento, o que pode ser notado ao verificar-se o “vazio” que existe ao redor do indivíduo de *F. organensis* (parcela C, espécie 11) na Figura 9. Assim como no fragmento Santa Rosa, também no São Pedro I essa espécie apresenta grande importância em função dos diâmetros de seus troncos, estando presentes apenas dois indivíduos cuja dominância relativa (DoR) corresponde a 20,56% do total, sendo sobrepujada apenas por *Sebastiania commersoniana*, cuja dominância relativa foi de 27,15%, mas da qual estão presentes 88 indivíduos.

Em ambas as situações analisadas, as espécies que apresentaram os maiores valores de importância foram aquelas com maiores valores de densidade e frequência relativas, com a exceção, já mencionada, de *Ficus organensis*, que ocorre exclusivamente na forma de árvores de grande porte.

Embora o estudo tenha sido concebido com uma clara ênfase no estrato superior da vegetação arbórea dos fragmentos, daí o estabelecimento de um diâmetro mínimo de 10 cm, verifica-se, em ambas situações, a presença de espécies típicas do estrato dominado, como é o caso de *Sorocea bonplandii*, *Actinostemon concolor*, *Trichilia elegans* e *Myrciaria cuspidata*, no fragmento

Santa Rosa, e *Casearia sylvestris* e *Schinus terebinthifolius*, no fragmento São Pedro I.

A presença de indivíduos dessas espécies com diâmetros superiores a 10 cm pode ser atribuída a eventuais alterações sofridas pela cobertura arbórea nos dois fragmentos, provavelmente devido à retirada seletiva de espécies de maior interesse econômico (inclusive as utilizadas para queima), sem que haja, entretanto, uma remoção completa da cobertura arbórea. Assim sendo, uma maior disponibilidade de luz possibilitou o desenvolvimento de indivíduos de maior porte de espécies que medram preferencialmente no estrato dominado.

A observação da distribuição das espécies em classes de frequência absoluta denota que, nas duas situações, a maioria das espécies ocorre com baixas frequências. No fragmento São Pedro I há um decréscimo contínuo na distribuição nas classes estabelecidas, enquanto que no Santa Rosa a quarta classe apresenta valores mais elevados que a terceira.

A análise da distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro revela que, em ambos os fragmentos, há uma clara predominância de indivíduos de diâmetros reduzidos, embora essa discrepância seja bastante mais acentuada no fragmento São Pedro I. Nesse, 75,32% das espécies presentes se enquadram na classe de menor diâmetro, distribuindo-se os 24,68% nas outras quatro classes, dos quais 19,05% correspondem à segunda menor classe.

No fragmento Santa Rosa essa diferença não é tão marcante, pois à primeira classe pertencem 59,68% dos indivíduos amostrados, com os restantes 40,32% distribuídos nas demais classes, com 27,42% na segunda menor classe.

É interessante notar que, apesar da discrepância apresentada na distribuição dos espécimens nas classes de diâmetro nos dois fragmentos, com relação à classe que corresponde a diâmetros superiores a 50 cm, os valores encontrados são bastante próximos (1,73% no São Pedro I e 1,61% no Santa Rosa). No fragmento São Pedro I foram amostrados 4 indivíduos com diâmetros superiores a 50 cm, das espécies *Myrsine umbellata*, *Luehea divaricata* e *Ficus*

*organensis* (2 indivíduos), enquanto no Santa Rosa esses foram 3, das espécies *Myrsine umbellata*, *Roupala brasiliensis* e *Ficus organensis*.

Outro ponto que merece destaque quanto ao porte das matas são as áreas basais das árvores amostradas. No fragmento São Pedro I, os 231 indivíduos amostrados totalizaram uma área basal de 81.104,40 cm<sup>2</sup>, enquanto que no Santa Rosa, os 186 indivíduos perfizeram um total de 84.036,75 cm<sup>2</sup>. Considerando-se os valores médios por indivíduo, no São Pedro I esse alcança 351,10 cm<sup>2</sup>/árvore e, no Santa Rosa, 451,81 cm<sup>2</sup>/árvore, que corresponde a um valor cerca de 28% superior àquele. Levando-se essa comparação a um extremo de simplificação, poderia dizer-se que, no fragmento Santa Rosa, cada uma das árvores amostradas é 28% maior do que as consideradas no fragmento São Pedro I.

Das Figuras 4 e 8 consta a distribuição dos indivíduos em classes de altura com intervalos de 1 m. No fragmento São Pedro I a classe de maior frequência corresponde à faixa de 8 m de altura, enquanto no Santa Rosa essa classe é formada pela faixa de 10 m de altura.

Pode-se estabelecer uma estratificação dessas matas em faixas de altura. No fragmento São Pedro I há um sub-bosque com altura de até 8 m, do qual faz parte o numeroso contingente de indivíduos com diâmetros inferiores a 20 cm; de 9 a 12 m concentra-se o estrato que forma o dossel da mata, ao qual pertencem indivíduos que correspondem às classes de diâmetro intermediárias e cuja presença é a responsável pelas características espectrais reveladas nas imagens de satélite. Entre 13 e 16 m encontram-se as árvores emergentes, de diâmetro avantajado ou hábito longilíneo, como podem ser *Ficus organensis* e *Syagrus romanzoffiana*.

No fragmento Santa Rosa, à primeira faixa correspondem alturas inferiores a 10 m, estando o dossel entre 10 e 14 m e as emergentes com mais de 15 m de altura.

Essas diferenças na estratificação horizontal dos fragmentos analisados, a exemplo das características oportunamente analisadas, ratificam as suposições relativas a um melhor estado de conservação do fragmento Santa Rosa, traduzido nos diversos aspectos abordados no presente estudo.

A riqueza de espécies na amostragem realizada reflete a maior complexidade estrutural do fragmento Santa Rosa. Ao ter-se em ambos fragmentos a mesma área amostrada, o número total de espécies 25% mais elevado no Santa Rosa serve como um indicador da maior qualidade ambiental no fragmento desse horto.

Com relação aos índices de diversidade, embora esses possam pouco revelar sobre a estrutura das comunidades consideradas, principalmente ao ter-se em conta os graus de alterações diferentes em ambos fragmentos, os valores calculados passam a adquirir maior consistência ao serem analisados em conjunto com os demais resultados obtidos. Assim sendo, o valor de 2,88 (nats) obtido no fragmento Santa Rosa revela uma estrutura mais complexa do estrato arbóreo, ao comparar-se com o valor de 2,23 (nats) obtido no fragmento São Pedro I.

Da mesma forma, o valor mais alto da equitabilidade de Pielou ( $J=0,831$ ) no fragmento Santa Rosa revela uma participação mais uniforme de cada espécie na amostragem total, quando comparado com o fragmento São Pedro I ( $J=0,702$ ), o que é corroborado pelos valores obtidos na amostragem qualitativa, pois enquanto no fragmento São Pedro I as cinco espécies de mais alto valor de IVI concentram 62,40% desse, no fragmento Santa Rosa essa proporção cai para 45,45%.

O número de indivíduos amostrados em uma área de 2.400 m<sup>2</sup> projeta uma densidade total por área (DTA) de 926,5 indivíduos/ha no fragmento São Pedro I e de 775 indivíduos/ha no fragmento Santa Rosa. Nas duas situações descritas há uma clara participação de espécies que fazem parte dos ciclos iniciais da sucessão vegetal, como é o caso de *Sebastiania commersoniana*,

*Luehea divaricata*, *Casearia sylvestris*, *Cupania vernalis*, *Cytherexylum myrianthum*, *Matayba elaeagnoides*, *Allophylus edulis* e *Vitex megapotamica*. Essa importante participação de espécies *grosso modo* ditas “pioneiras” e “comuns”, traz à tona uma importante discussão no que diz respeito à dinâmica de regeneração dos ambientes florestais em geral e dos fragmentos estudados em particular.

A dicotomia entre espécies pioneiras e climácicas, embora represente uma redução extrema da ampla variedade de comportamentos reprodutivos das espécies vegetais, é plenamente utilizável para fins da descrição, em linhas gerais, do comportamento de regeneração das florestas.

Espécies pioneiras em geral apresentam sementes pequenas e de fácil dispersão, ao mesmo tempo em que os indivíduos jovens se estabelecem em clareiras já abertas. Já as espécies tardias ou climácicas apresentam sementes grandes, que germinam sob o dossel e podem persistir sob formas jovens de crescimento até que a clareira se forme (SCHUPP *et al.*, 1989). Dessa forma, uma clareira promove a regeneração de espécies pioneiras por germinação e a de climácicas pela aceleração do crescimento.

A probabilidade de uma árvore de uma dada espécie vir a fazer parte do dossel é uma função da união de probabilidades de chegar ao local e nele sobreviver.

É possível estabelecer três características que definem a provável regeneração de uma espécie num dado local: 1) o padrão de chegada de sementes em clareiras e sob o dossel; 2) a proporção de área de floresta ocupada por clareiras e por floresta contínua e 3) a sobrevivência até a maturidade de plantas originadas de sementes germinadas em clareiras e sob o dossel.

O comportamento de dispersão e a estrutura demográfica determinam a resposta das espécies frente à fragmentação. Populações muito pequenas para serem viáveis podem persistir por longos períodos em função da longevidade

dos indivíduos. Além disso, adultos são menos sensíveis que as formas jovens (SAUNDERS *et al.*, 1991).

A interação com animais dispersores de sementes é um outro fator que age sobre a regeneração de áreas alteradas, uma vez que muitos animais evitam clareiras recém criadas, que além de oferecerem poucos recursos a frugívoros, são locais perigosos para pássaros e morcegos.

O grau de discrepância na densidade da chegada de sementes entre clareiras e sob o dossel varia com o tamanho das sementes e com o agente responsável pela dispersão. O vento dispersa sementes em clareiras mais eficientemente que animais, em função da alteração na sua velocidade decorrente do comportamento aerodinâmico das sementes na turbulência criada pelo atrito entre a clareira e floresta contínua.

Nesse sentido, é importante notar que os fragmentos incluídos em áreas de silvicultura de eucalipto, como é o caso em tela, estão sujeitos a mudanças cíclicas no que se refere à ação do vento como agente de distúrbio e de dispersão de sementes para a recolonização. Ao apresentar o manejo silvicultural dessa essência um ciclo de cerca de sete anos desde o plantio até o corte, os fragmentos, nos períodos iniciais desse ciclo, têm uma altura mais elevada que o eucalipto circundante, estando, portanto, mais sujeito à ação do vento. No período final do ciclo, quando o eucalipto atinge uma altura bastante superior à observada na mata nativa, a diferença de altura pode servir como uma importante barreira à chegada de propágulos vegetais provenientes de outros núcleos de vegetação arbórea.

Fragmentos de florestas nativas isolados em maior ou menor grau apresentam um comportamento que revela um certo paralelo com o que ocorre em clareiras de florestas contínuas, reproduzindo em escala reduzida um fenômeno com claras implicações para a própria estabilidade dos ecossistemas florestais, uma vez que florestas maduras - tanto temperadas como tropicais - podem ser descritas como um mosaico onde se alternam manchas de diferentes

tamanhos em ciclos que alternam períodos de clareira, construção e maturidade (BROKAW, 1985; WHITMORE, 1975 *apud* HARTSHORN, 1980; WATT, 1947 *apud* MARTÍNEZ-RAMOS *et al.* 1989; SWAINE & WHITMORE, 1988).

A origem dos colonizadores de clareiras e os mecanismos que causam mudanças na composição específica na medida que esses colonizadores se desenvolvem influenciam, em última instância, a estrutura de todo o mosaico florestal (CONNELL, 1989).

Em stands maduros de florestas tropicais, a taxa de retorno na formação de clareiras é estimada entre 80 e 136 anos. Isso significa que 0,7% a 1,2% da área de floresta é convertida em clareira a cada ano. A maneira como se dá a recolonização das clareiras é determinada em grande medida pela intensidade de radiação solar que chega ao substrato, o que é influenciado tanto pela área da clareira como pela topografia e pela altura do dossel adjacente (DENSLOW, 1987).

No presente caso, verifica-se um pulso de periodicidade menor de sete anos no qual o fragmento ora é circundado por elementos de maior porte ora por vegetação mais baixa.

Em muitas floras de florestas tropicais as espécies heliófilas têm em geral sementes menores e mantêm a dormência por períodos maiores quando comparadas com as sementes das espécies umbrófilas, que, em contraponto, apresentam alta tolerância à sombra durante as fases jovens de seu ciclo de vida (DENSLOW, 1987).

Em florestas tropicais, a proporção de espécies heliófilas/umbrófilas no processo de recrutamento e mortalidade em clareiras é determinada em grande medida pelo tamanho da clareira. Há uma tendência de plântulas de espécies heliófilas ocorrerem em maiores densidades em clareiras maiores, enquanto as umbrófilas ocorreriam de forma mais ou menos igual em clareiras grandes ou pequenas (BROKAW & SCHEINER, 1989).

O comportamento frente à ação de microrganismos também afeta o recrutamento em manchas de matas alteradas. A resistência a patógenos influencia a sobrevivência de sementes em dormência e o estabelecimento de plântulas na sombra. A alta disponibilidade de luz e a baixa umidade em locais abertos são inimigos de patógenos de plantas, e o crescimento rápido em clareiras reduz o período de suscetibilidade à ação de agentes externos (SCHUPP, 1989).

Ao se transpor essa situação a um nível de complexidade bastante mais reduzido, como é o caso dos fragmentos em tela, é possível analisarem-se as condições em que se encontram esses fragmentos a partir de uma abordagem que inclua a dinâmica natural que regula a estabilidade das florestas, à margem do grau de fragmentação que porventura as atinjam.

Altas densidades associadas a baixas diversidades, conforme o que ocorre no horto São Pedro I, podem ser uma função de condições ambientais severas, como um banco de espécies depauperado regionalmente e altas taxas reprodutivas das espécies colonizadoras (DENSLOW, 1995).

A estabilidade dos ecossistemas florestais é fortemente influenciada pelo regime de distúrbios que atuam sobre eles. Distúrbio, nesse contexto, pode ser definido como um evento relativamente discreto no tempo que rompe uma situação de estabilidade do ecossistema, comunidade ou população, modificando a disponibilidade de recursos e o ambiente físico. (PICKETT & WHITE, 1985 *apud* TURNER *et al.* 1989).

ROBERT & GILLIAM (1995) destacam que níveis intermediários de distúrbios mantêm a diversidade. Os estádios intermediários da sucessão possibilitam uma diversidade mais alta porque passou tempo bastante para que uma ampla variedade de espécies tenha se estabelecido, mas não o tempo suficiente para que qualquer espécie domine. Em termos sintéticos, a interação entre a natureza e a intensidade dos distúrbios e a história de vida (*life history*) das espécies dirigem os padrões de diversidade e sucessão.



Nesse sentido, cada um dos fragmentos estudados pode ser encarado sob dois pontos de vista. Ao mesmo tempo em que cada um pode ser visto como uma mancha de relativa uniformidade no mosaico da paisagem, pode-se também percebê-los compostos por diferentes stands, que revelam distintas configurações, como mosaicos dentro de um mosaico.

Isso é mais flagrante no fragmento São Pedro I, onde se pode observar uma concentração de *Ateleia glazioviana* (espécie 1) - cuja ocorrência é surpreendente nessa região, por tratar-se de espécie típica da floresta do Alto Uruguai - nas parcelas **C**, **D**, e **E** (Figura 5), formando um denso agrupamento. Também *Guarea macrophylla* (espécie 11) ocorre de uma forma relativamente agrupada, nas parcelas **A** e **B**, e **J**, **K** e **L**, ao que tudo indica acompanhando locais onde há uma maior acumulação de água.

A própria amplitude dos valores dos índices de dispersão calculados corrobora a maior heterogeneidade do fragmento São Pedro I, com valores que vão de 0,82 a 11,99, enquanto que, no fragmento Santa Rosa, esses situam-se entre 0,60 e 2,41.

Em ambos os fragmentos, conforme já destacado, a espécie que alcançou os maiores valores de importância foi *Sebastiania commersoniana*. O fato de dominar amplamente (principalmente no fragmento São Pedro I), associado a suas características heliófilas, o que a relaciona às fases iniciais do desenvolvimento das florestas, significa que, independente da origem que possam ter tido os distúrbios que afetaram os fragmentos antes de terem sido adquiridos pela RIOCELL, a situação hoje verificada corresponde a de uma floresta secundária. Os fragmentos diferem, porém, no que se refere aos efeitos das alterações e à maneira como a dinâmica natural de regeneração respondeu a elas.

Nesse ponto adquire especial importância a análise da situação espacial em que se encontram os dois fragmentos considerados. As Figuras 11 e 13, originadas a partir das janelas com as imagens classificadas que constam das

Figuras 10 e 12, trazem as manchas de mesma classe dos fragmentos analisados com áreas superiores a 5 ha. Essa delimitação foi estabelecida partindo-se do pressuposto de que, para conter biotas no mínimo de mesmas características dos fragmentos estudados, a área, independente de outras feições, é um dos principais fatores limitantes.

FORMAN & GODRON (1981) consideram a área da mancha - e secundariamente o seu isolamento - a maior variável que afeta a diversidade de espécies em uma mancha.

Em habitats fragmentados, o número de manchas e a escala espacial em que elas se distribuem devem ser grandes o bastante para permitir uma recolonização que balanceie as extinções locais. Se a estrutura da paisagem restringe o movimento entre as manchas, a área e o número de manchas têm que ser grande para suplantar as extinções locais. Se o movimento é facilitado pela paisagem, um pequeno número de manchas garante a sobrevivência regional (FAHRIG & MERRIAM, 1994).

Esses autores também definem características da estrutura da paisagem que influenciam a maneira como as extinções atuam sobre populações fragmentadas, como o tamanho, a forma e a qualidade das manchas, a presença e a qualidade das rotas de dispersão e a configuração espacial que essas manchas assumem. De uma forma geral, populações que experimentam altas taxas de extinção local necessitam altas taxas de dispersão.

Isso posto, se a paisagem muda, as limitações impostas pela paisagem à sobrevivência também mudam. Uma redução na conectividade da paisagem leva à diminuição na sobrevivência das populações. A interação entre a taxa de modificação da estrutura espacial da paisagem e a taxa de modificação do comportamento de dispersão determina a probabilidade de sobrevivência regional de uma espécie.

Para uma dada espécie, habitats extensos podem conter diversas manchas funcionalmente separadas, com populações locais. Flutuações nas abundâncias

locais podem levar a extinções em certas manchas. Assim sendo, para a sobrevivência regional, é importante que as flutuações das populações locais não sejam sincrônicas e que seja possível a manutenção de manchas com áreas significativas capazes de abrigar populações aptas a recolonizar as manchas onde se verificaram as extinções (*island-mainland model*) (FAHRIG & MERRIAM, 1994).

Assim sendo, as condições da matriz são absolutamente críticas para a conectividade da paisagem como um todo e, em muitos casos, são os controladores primários. As atividades humanas podem produzir condições muito hostis ou podem se dar de forma a permitir a sobrevivência dos organismos (FRANKLIN, 1993).

Ao se procurar entender as relações entre a estrutura da paisagem e os processos ecológicos relevantes como são os fluxos de energia, matéria e seres vivos entre manchas de mesmas feições, adquire especial relevância a análise dos elementos de conexão, ou seja, das feições estruturais da paisagem relacionadas às distâncias topológicas entre os elementos que a conformam.

BAUDRY & MERRIAM (1988) definem conexão (*connectedness*) como a relação estrutural que se estabelece entre distintos elementos da paisagem e conectividade (*connectivity*), que remete à relação funcional verificada entre esses elementos, como é, por exemplo a questão da dispersão de propágulos de espécies vegetais através do vento. A conectividade somente será efetiva se existirem barreiras que induzam a uma diminuição da velocidade do vento e permitam a queda do propágulo. Nesse sentido, as características físicas locais como a direção predominante do vento, por exemplo, representam um importante traço que atua sobre a conectividade entre manchas dispersas na paisagem.

Ao se considerar a atuação dos elementos de ligação que unem feições de mesma característica no mosaico que configura a paisagem, é possível perceber-se que as extensões estrutural e funcional de um corredor podem ser diferentes,

variando em função da complexa rede de interrelações que une as características físicas do meio aos componentes vivos.

Na análise das interrelações espaciais e das ligações entre os elementos da paisagem, o conceito de redundância adquire especial relevância. Uma conexão pode bastar como ligação, mas em caso de desaparecimento, a estabilidade das populações interligadas é afetada pela inexistência de rotas alternativas. No caso do horto São Pedro I, a virtual ausência de elementos capazes de viabilizar a conexão com manchas adjacentes torna mais difícil a manutenção dos processos naturais de regeneração da mata.

BASKENT & JORDAN (1995) apontam uma série de características a partir das quais o arranjo e a distribuição de manchas na paisagem podem ser analisados, considerando três classes de feição, assim compreendidas: características de área (área-núcleo, tamanho e forma), características lineares (relacionadas aos limites da mancha) e características topológicas (dispersão, associação espacial, isolamento e conectividade).

FORMAN & GODRON (1981) afirmam que os mecanismos que originam as manchas e a dinâmica dessas variam amplamente, apontando a história e o regime atual de distúrbios como um dos principais fatores que determinam a diversidade biológica em uma ilha ou mancha.

A distância entre as manchas é uma medida importante da interação potencial entre elas, pois o isolamento impede a recolonização das manchas por espécies de dispersabilidade limitada.

Torna-se óbvio, portanto, que o tamanho, a forma e a distribuição das manchas determinam a disponibilidade de habitats para a vida selvagem.

Com relação às áreas examinadas no presente trabalho, é flagrante o grau de isolamento que afeta o fragmento São Pedro I. Afora uma pequena mancha localizada a nordeste dele, só encontram-se elementos de mesma classe além do raio de 3 km. Nesse sentido, destaca-se a mancha de vegetação arbórea nativa a sudeste do fragmento, que corresponde às matas ciliares dos arroios dos Ratos

e Calombo. Além disso, registra-se que ao sul do fragmento, não muito distante, situa-se a periferia da área urbana do município de Arroio dos Ratos, o que por si só representa um fator de instabilidade dos sistemas naturais.

Fragmentos muito pequenos podem perder grande parte da fauna de vertebrados e isso pode afetar a composição florística da floresta. LEIGH *et al.*, (1993) *apud* TURNER (1996) relatam a dominância de espécies com sementes grandes em ilhas do *Lake Gatun*, Panamá, em função de seus tamanhos demasiado reduzidos para manter populações de predadores dessas sementes.

À diferença do que acontece no fragmento São Pedro I, o fragmento Santa Rosa, ao possuir elementos de mesma classe de tamanhos mais significativos no seu entorno pode servir como *step-stone* para diversos elementos da fauna silvestre em deslocamento pela paisagem, favorecendo os processos de polinização e transporte de sementes.

A presença de diversas espécies utilizadas pelas aves na sua alimentação, em ambos como *Schinus terebinthifolius*, *Cupania vernalis*, *Ocotea puberula*, *Casearia sylvestris*, *Allophylus edulis*, *Ficus organensis*, *Myrceugenia pungens*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Guarea macrophylla*, *Vitex megapotamica* e *Citharexylum myrianthum* (VOSS & SANDER, 1980), serve como um forte atrativo para a visitação da avifauna. Porém, no fragmento São Pedro I, o isolamento verificado certamente restringe a movimentação, principalmente daquelas espécies cujos raios de ação são mais reduzidos. Além das espécies citadas, verifica-se, em ambas as situações, a ocorrência de figueiras e gerivás, cujos frutos são considerados recursos-chave para as comunidades animais (TERBORGH, 1986) o que, ao existirem condições que permitem à fauna freqüentar os fragmentos, pode influenciar positivamente a capacidade de regeneração da vegetação silvestre.

VERKAAR (1988) destaca a existência de dois mecanismos de recuperação quando uma população se extingue: pela invasão de sementes de populações adjacentes ou pela germinação de sementes do banco. Nas fases

iniciais da sucessão, o primeiro mecanismo atua de maneira mais efetiva. Ao considerar-se o fragmento São Pedro I como um caso comparativamente menos avançado de sucessão vegetal, malgrado a presença de indivíduos de grande porte, verifica-se a virtual ausência de populações adjacentes capazes de garantir a recolonização.

Já o fragmento Santa Rosa apresenta uma situação bastante mais favorável em termos de alternativas de conexão com elementos de mesma classe. Num raio de 3 km há diversas manchas de mata, uma delas, a noroeste do fragmento, distando cerca de 300 m de sua borda. Além disso, a leste do fragmento desenvolve-se a mata ciliar do arroio dos Cachorros, cujo ponto mais próximo encontra-se a cerca de 500 m daquele, representando uma importante fonte para a movimentação de espécies.

Mesmo o valor bruto das áreas cobertas por elementos da classe de mata nativa, independente do arranjo espacial em que se configuram, já revela a marcante diferença que apresentam os dois fragmentos. De um total de 10.000 ha nas janelas definidas, a classe de mata nativa na imagem do horto São Pedro I corresponde a 6,87% do total, enquanto que no horto Santa Rosa essa atinge o valor de 22,45%.

A legislação ambiental vigente exige que as áreas utilizadas para silvicultura mantenham, como reserva legal, uma fração de terreno proporcional à área total cultivada. Na definição dessas, além de critérios restritivos como é o caso da proteção de corpos d'água, a inaptidão para o cultivo florestal termina agindo de forma determinante.

Considerando-se tanto a área total como o tipo de ambiente que pode ser protegido, o potencial de conservação de biodiversidade que essas áreas abrigam é sem dúvida relevante.

Tentando contemplar aspectos como a manutenção dos estádios sucessionais, desenvolvimento de técnicas que visem minimizar futuras extinções, prevenção de impactos decorrentes da presença humana, entre outros,

os estudos de dinâmica de fragmentos florestais são, sem dúvida alguma, de fundamental importância para a otimização de recursos investidos em preservação ambiental.

ROBERTS & GILLIAM (1995), acreditam que o manejo de florestas deve ser baseado na compreensão dos padrões naturais de diversidade e dos processos que influenciam esses padrões. Embora essa afirmação esteja relacionada à exploração de florestas naturais, a manutenção de núcleos de vegetação autóctone em áreas de silvicultura também deve estar apoiada nesse conhecimento.

Conforme apontam LUGO *et al.* (1993), o manejo das árvores nativas do sub-bosque em áreas de silvicultura pode ser uma importante fonte de conservação de biodiversidade.

O fato de a rede mundial de áreas de preservação ser muito pequena para o desafio que representa a conservação do patrimônio natural aponta para a necessidade da adoção de práticas que permitam a conservação da biodiversidade na matriz de terras semi-naturais que cercam unidades de conservação, permitindo tanto a produção de bens como proteção dos processos funcionais necessários à proteção de recursos naturais (HANSEN, 1991).

Torna-se, portanto, importante que se aumente o nível de manejo sobre a paisagem, de modo a intensificar o controle sobre aquelas terras capazes de responder ao manejo, evitando a presença humana em sistemas vulneráveis a distúrbios (LUGO, 1995).

Conforme destacam SAUNDERS *et al.* (1991), há uma crescente necessidade de utilizarem-se critérios de design para implementar sistemas de conservação em áreas já fragmentadas, o que requer uma clara compreensão dos problemas criados pela fragmentação. A simples presença de espécies nos fragmentos não é garantia da continuidade de sua existência.

É necessário que se garanta a integridade biótica dos ecossistemas florestais, mantendo-se uma situação estável, com a capacidade de auto-

regeneração quando perturbada e requerendo mínimos insumos exteriores para sua manutenção (WILCOX, 1995).

É possível mitigarem-se os piores efeitos da perda de florestas mediante a manutenção de zonas de proteção, corredores, extensos blocos de bosques naturais, assim como mediante a restauração ecológica e o repovoamento florestal.



## 7. CONCLUSÕES

Tendo-se presente as diferenças geográficas entre os dois fragmentos e os reflexos dessas condições sobre a composição e estrutura da vegetação arbórea, as características reveladas pelo presente estudo permitem afirmar que o fragmento Santa Rosa apresenta um melhor estado de conservação.

Embora seja motivo de controvérsia a distribuição e a extensão das áreas originalmente cobertas por vegetação florestal no Rio Grande do Sul, é inegável o fato de que a devastação da cobertura florestal, associada tanto à indústria madeireira como à expansão da fronteira agrícola, tenha levado esses ambientes a uma situação muito grave, restando poucos e esparsos núcleos capazes de manter condições próximas às primevas.

É muito provável que a mata a qual pertencia o fragmento São Pedro I tenha sido mais importante, tanto em termos de área contínua como no que se refere à estrutura da vegetação arbórea, do que a mata do fragmento Santa Rosa, onde o solo de menor fertilidade, a baixa capacidade de retenção de água e a presença dos maciços aflorantes de granito restringem em grande medida as áreas aptas a sustentar a vegetação florestal.

Seja em termos de diversidade de espécie (calculada pelo Índice de Shannon-Wiener), seja pela equitabilidade de Pielou, seja pela própria riqueza de espécies amostradas nas duas situações ou pela área basal total e pela densidade total por área (DTA), o fragmento Santa Rosa revela indicadores melhores que o São Pedro I.

Além disso, o maior isolamento do horto São Pedro I representa um sério obstáculo aos processos de regeneração natural da vegetação, ao passo que, no horto Santa Rosa, medidas de manejo de fácil implantação podem garantir a perpetuação do núcleo arbóreo considerado mediante o estabelecimento de corredores capazes de garantir a interconexão com as manchas adjacentes.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMBROSE, J.P., BRATTON, S.P. Trends in landscape heterogeneity along the borders of Great Smoky Montains National Park. *Conservation Biology*, v. 4, n. 2., p. 135-143, 1990.
- BACKES, A. Flora do Morro do Côco, Viamão, RS. *Iheringia Sér. Bot.*, n. 27, p. 27-40, 1981.
- BAPTISTA, L.R.M. A contribuição de Rambo para a geografia florística do Rio Grande do Sul. *Comun. Mus. Ci. PUCRS sér. bot.*, n. 30/39, p. 5-9, 1985.
- BAPTISTA, L.R.M. Levantamento florístico preliminar da Reserva Biológica do Lami - Porto Alegre, RGS. *Nideco Série Urbana*, n. 1, p. 1-30, 1979.
- BAPTISTA, L.R.M., IRGANG, .E. Nota sobre a composição florística de uma comunidade florestal dos arredores de Porto Alegre. *Iheringia Sér. Bot.*, v. 16, p.3-8, 1972.
- BASKENT, E.Z., JORDAN, G.A. Characterizing spatial structure of forest landscapes. *Can. J. For. Res.*, v. 25, p. 1830-1849, 1995.
- BAUDRY, J., MERRIAM, H.G. Connectivity and connectedness: funcional versus structural patterns in landscapes. In: *Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Seminar of the International Association for Landscape Ecology, Müntersche Geographische Arbeiten, 29, 1988, Münster*. Aus: K.F. SCHREIBER (Hrsg): Connectivity in Landscape Ecology, p. 23-28, 1988.
- BOLDRINI, I.I., MIOTTO, S.T.S. Levantamento fitossociológico de um campo limpo da Estação Experimental Agronômica, UFRGS, Guaíba, RS. - 1ª Etapa. *Acta bot. bras.*, v. 1, n. 1, p. 49-56, 1987.
- BRACK, P. *et al.* Levantamento florístico do Parque Estadual do Turvo, Tenente Portela, Rio Grande do Sul, Brasil. *Roessléria*, v. 7, p. 69-94, 1985.
- BROKAW, N.V.L. Gap phase regeneration in tropical forest. *Ecology*, v. 66, n. 3, p. 682-687, 1985.
- BROKAW, N.V.L., SCHEINER, S.M. Species composition in gaps and structure of tropical forest. *Ecology*, v. 73, n. 3, p. 538-541, 1989.
- BRUSSARD, P.F., EHRLICH, P.R. The challenges of conservation biology. *Ecological Applications*, v. 2, n. 2, p. 10-11, 1992.
- BURKEY, T.V. Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos*, v. 55, n. 1, p. 75-81, 1989.
- CHRISTENSEN, N.L. Landscape history and ecological change. *Journal of Forest History*, v. 33, n. 3, p. 116-124, 1987.
- CONDIT, R., HUBBELL, S.P., LAFRANKIE, J.V., SUKUMAR, R., MANOKARAN, N., FOSTER, R.B., ASHTON, P.S. Short-term dynamics of Neotropical forest - change within limits. *Bioscience*, v, 42, n. 11, p. 822-828, 1992.

- CONNELL, J.H. Some process affecting the species composition in forest gaps. *Ecology*, v. 70, n. 3, p. 560-562, 1989.
- DANIEL, A. Estudo fitossociológico arbóreo/arbustivo da mata ripária da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, RS. *Pesquisas*, bot. n. 41, p. 5-199, 1991.
- DANILEVICZ, E. *Estrutura da comunidade vegetal e correlações com fatores ambientais em uma mancha remanescente de mata no morro do Pinhal, Parobé, RS*. Porto Alegre: UFRGS, 1992. 76 p. - Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Curso de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1992.
- DENSLOW, J.S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, v. 18, p. 431-451, 1987.
- DENSLOW, J.S. Disturbance and diversity in tropical rain forest: the density effect. *Ecological Applications*, v. 5, n. 4, p. 962-968, 1995.
- DIAMOND, J.M. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, v. 193, p. 1027-1029, 1976.
- EASTMAN, J.R. *IDRISI USER'S GUIDE*. Worcester: Clark University, 1992.
- EGGERS, L., PORTO, M.L. Ação do fogo em uma comunidade campestre secundária, analisada em bases fitossociológicas. *Boletim do Instituto de Biosciências*, n. 53, p. 1-88, 1994.
- FAHRIG, L., MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, v. 8, n. 1, p. 50-59, 1994.
- FOSTER, R.B. Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation. In: *Conservation Biology*. M.E. SOULÉ & B.A. WILCOX (eds.). Sunderland: Sinauer Associates, p. 11-34, 1980.
- FRANK, H.T. *Geologia e geomorfologia das folhas de Morretes, São Leopoldo, São Jerônimo, Guaíba e Arroio dos Ratos, RS*. Porto Alegre: UFRGS, 1989. 160 p. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Instituto de Geociências, Curso de Pós-graduação em Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1989.
- FRANKLIN, J.F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications*, v. 3, n. 2, p. 202-205, 1993.
- FRAVER, S. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forest of the Roanoke River Basin, North Carolina. *Conservation Biology*, v. 8, n. 3, p. 822-832, 1994.
- FERRARO, L.M.W. *A temperatura do ar em ambientes alterados: Aplicações ao conforto térmico em Charqueadas, RS*. Porto Alegre: UFRGS, 1996. 98 p. - Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Curso de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1996.
- FORMAN, R.T.T., GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience*, v. 31, n. 10, p. 733-740, 1981.

- FORMAN, R.T.T., GODRON, M. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley & Sons, 1986. 619 p.
- FOSTER, R.B. Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation. In: M.E. SOULÉ & B.A. WILCOX (eds.). *Conservation Biology*. Sunderland: Sinauer Associates, 1980. p. 11-34.
- GENTRY, A.H. Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservation significance. *Oikos*, v. 63, p. 19-28, 1992.
- HANSEN, A.J. SPIES, T.A., SWANSON, F.J., OHMANN, J.L. Conserving biodiversity in managed forests. *Bioscience*, v. 41, n. 6, p. 382-392, 1991.
- HARRIS, L.D. *The fragmented forest*. Chicago: The University of Chicago Press. 1984. 211 p.
- HARTSHORN, G.S. Neotropical forest dynamics. *Biotropica*, v. 12, p. 23-30, 1980.
- HASENACK, H. *Some comments concerning the diffusion of GIS technology in Brasil*. In: UNITAR ADVANCED SEMINAR IN GIS, 1992. Frutillar Bajo, 1992.
- HUBBELL, S.P., FOSTER, R.B. Commonness and Rarity in a Neotropical Forest: Implications for Tropical Tree Conservation. In: M. E. SOULÉ (ed.). *Conservation Biology - The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland: Sinauer Associates. p. 205-231, 1986.
- IBGE. *Levantamento de Recursos Naturais*. Rio de Janeiro: IBGE, 1986. v. 33. 791 p. (6 mapas).
- IRGANG, B.E. A mata do Alto Uruguai no RS. *Ciência e Cultura*, n. 32, v. 3, p. 323-324. 1980.
- JARENKOW, J.A. *Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul*. São Carlos: UFSCar, 1994. 124 p. Tese (Doutorado em Ciências, área de concentração Ecologia) Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, 1994.
- JENSEN, J.R. *Introductory digital image processing*. Engelwood Cliffs: Prentice. 1986.
- KLEIN, R.M. Aspectos predominantes da vegetação sul-brasileira. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 15, 1964, Porto Alegre. *Anais...Porto Alegre*: Globo, 1967. p. 255-276.
- KLEIN, R.M. Southern brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper quaternary climatic changes in the floristic distribution. *Bol. Paran. Geoc.*, n. 33, p. 67-88, 1975.
- KLEIN, R.M. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. *Sellowia*, v. 36, p. 5-54, 1984.
- KLEIN, R.M. Síntese ecológica da Floresta Estacional da bacia do Jacuí e importância do reflorestamento com espécies nativas (RS). *Comun. Mus. Ci. PUCRS Sér. Bot.*, n. 32, p. 25-48, 1985.
- KREBS, C.J. *Ecological Methodology*. New York: Harper & Collins. 1989. 654 p.

- LANDAU, E.C. Ecologia de paisagem da região do vale do rio dos Sinos - Santa Cristina do Pinhal, Parobé/RS em bases fitossociológicas e de geoprocessamento. UFRGS, 1994. 110 p. - Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Curso de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1994.
- LAURANCE, W.F. Edge effects in tropical forest fragments: Applications of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, v. 57, p. 205-209, 1991.
- LAURANCE, W.F., YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, v. 55, p. 77-92, 1991.
- LONGHI-WAGNER, H.M., RAMOS, R.F. Composição florística do Delta do Jacuí, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. I. Levantamento florístico. *Iheringia Sér. Bot.*, v. 26, p. :145-163, 1981.
- LUGO, A.E., PARROTA, J.A., BROWN, S. Loss in species caused by tropical deforestation and their recovery through management. *Ambio*, v. 22, n. 2-3, p. 106-109, 1993.
- LUGO, A.E. Management of tropical biodiversity. *Ecological Applications*, v. 5, n. 4, p. 956-961, 1995.
- MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 1967.
- MARTÍNEZ-RAMOS, M. *et al.* Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. *Ecology*, v. 70, n. 3, p. 555-558, 1989.
- MATLACK, G.R. Vegetation dynamics of forest edge - trends in space and successional time. *Journal of Ecology*, v. 82, p. 113-123, 1994.
- MCCOLLIN, D., TINKLIN, R. STOREY, R.A.S. The status of island biogeographic theory and the habitat diversity hypothesis in ecotope fragmentation. **In** *Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Seminar of the International Association for Landscape Ecology, Müntersche Geographische Arbeiten, 29, 1988, Münster*. Aus: K.F. SCHREIBER (Hrsg): *Connectivity in Landscape Ecology*, p. 29-34. 1988.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA/DNPA. *Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul*. Boletim Técnico n. 30. 1973.
- MOHR, F.V. *Zoneamento da vegetação da Reserva Ecológica do Morro Santana - Porto Alegre, RS. - Aplicabilidade de geoprocessamento e bases fitossociológicas*. UFRGS, 1995. 69 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) Instituto de Biociências, Curso de Pós-graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.
- MUELLER-DOMBOIS, D., ELLENBERG, H. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547 p.
- NAVEH, Z., LIEBERMAN, A.S. *Landscape Ecology: Theory and Applications*. New York: Springer-Verlag, 1984. 341 p.

- NEVES, M.T.M.B., OLIVEIRA, M.L.A.A., BUENO, O.L., DUTRA, R.L., STREHL, T. *Levantamento preliminar da flora e vegetação fanerogâmica na área de influência do complexo do carvão Rio Grande do Sul*. FZBRGS, 1983. Relatório Técnico.
- NOSS, R.F. A regional landscape approach to maintain diversity. *Bioscience*, v. 33, n. 11, 1983.
- PADCT. Programa de Apoio do Desenvolvimento Científico e Tecnológico. *Energia e Meio Ambiente: a questão do carvão no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: UFRGS/CENECO, 1990. Relatório Interno.
- PEET, R.K. The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, v. 5, p. 285-307, 1974.
- PICKETT, S.T.A., THOMPSON, J.N. Patch dynamics and the design os nature reserves. *Biological Conservation*, v. 13, p. 27-37, 1978.
- PIELOU, E.C. *The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination*. New York: John Wiley & Sons. 1984. 263 p.
- PILLAR, V de P. *Fatores de ambiente relacionados a variação da vegetação de um campo natural*. Porto Alegre, UFRGS, 1988. 164 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia), Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1988.
- RAMBO, B. A imigração da selva higrófila no Rio Grande do Sul. *An. Bot. Herb. Barb. Rodr.*, v. 3, p. 55-91, 1951.
- RAMBO, B. História da flora do planalto riograndense. *An. Bot. Herb. Barb. Rodr.*, v. 5, p. 185-232, 1953.
- RAMBO, B. Análise histórica da flora de Porto Alegre. *Sellowia*, v. 6, p. 9-111, 1954a.
- RAMBO, B. A história da flora do litoral riograndense. *Sellowia*, v. 6, p. 113-172. 1954b.
- RAMBO, B. *A fisionomia do Rio Grande do Sul*. 3ª Ed. São Leopoldo: Editora Unisinos. 1956. 472 p.
- RAMBO, B. Migration routes of the South Brazilian rain forest. *Pesquisas, bot.*, n. 12, p. 1-54. 1961.
- REITZ, R., KLEIN, R.M., REIS, A. *Projeto Madeira do Rio Grande do Sul*. Itajaí: HBR/SUDESUL/DRNR. 1988. 525 p.
- RIPPLE, W.J., BRADSHAW, G.A., SPIES, T.A. Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. *Biological Conservation*, v. 57, p. 73-88, 1991.
- ROBERTS, M.R., GILLIAM, F.S. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. *Ecological Applications*, v. 5, n. 4, p. 969-977, 1995.
- ROSSONI, M.G. *Estudo fitossociológico da mata de restinga, no Balneário Rondinha Velha, Arroio do Sal, RS*. Porto Alegre: UFRGS, 1993. 73 p. - Dissertação (Mestrado em Botânica) Instituto de Biociências, Curso de Pós-graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1993.

- SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J., MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.
- SCHIERHOLTZ, T. Dinâmica biológica de fragmentos florestais. *Ciência Hoje*, v. 12, n. 71, p. 24-29, 1991.
- SCHREIBER, K.F. The history of landscape ecology in Europe. In: *Changing landscapes: An ecological perspective*. I.S. ZONNEVELD & R.T.T. FORMAN (eds.). Springer-Verlag, Berlin, 1990. p. 21-34.
- SCHUPP, E.W., HOWE, H.F., AUGSPURGER, C.K., LEVEY, D.J. Arrival and survival in tropical treefall gaps. *Ecology*, v. 70, n. 3, p. 562-564, 1989.
- SIMBERLOFF, D.S., ABELE, L.G. Island biogeography theory and conservation practice. *Science*, v. 191, p. 285-286, 1976.
- SIMBERLOFF, D.S., ABELE, L.G. Refuge design and island biogeography theory: effects of fragmentation. *The American Naturalist*, v. 120, n. 1, p. 41-50, 1982.
- SOLBRIG, O.T. Destrucción o transformación del paisaje tropical sud-americano? *Interciencia*, v. 13, n. 2, p. 79-82, 1988.
- SOULÉ, M.E. What is conservation biology? *Bioscience*, v. 35, n. 11, p. 727-734, 1985.
- STRAHLER, A.N. *Geografía física*. 2. ed. Barcelona: Omega, 1977. 767 p.
- SWAINE, M.D., WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species group in tropical rain forest. *Vegetatio*, v. 75, p. 81-86, 1988.
- TABANEZ, A.A.J. *Ecologia e manejo de ecounidades em um fragmento florestal na região de Piracicaba, SP*. ESALQ/USP, 1995. 85 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 1995.
- TABANEZ, A.A.J., VIANA, V.M., DIAS, A.da S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade, e sustentabilidade de um fragmento de floresta de Planalto de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Botânica*. No prelo.
- TERBORGH, J. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, v. 193, p. 1029-1030, 1976.
- TERBORGH, J. Keystone plant resources in the tropical forest. In: *Conservation Biology - The Science of Scarcity and Diversity*. M.E. SOULÉ (ed.). Sunderland: Sinauer Associates, p. 330-344, 1986.
- TERBORGH, J. Maintenance of diversity in Tropical Forests. *Biotropica*, v. 24, n. 2b, p. 283-292, 1992.
- TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, v. 33, p. 200-209, 1996.
- TURNER, M.G., GARDNER, R.H., DALE, V.H., O'NEILL, V.O. Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes. *Oikos*, v. 55, n. 1, p. 121-129, 1989.

- VASCONCELOS, J.M.O. *et al.* Fitossociologia de uma área de mata subtropical no Parque Estadual do Turvo, RS. *Rev. Inst. Flor.*, v. 4, p. 252-259, 1992.
- VELOSO, H.P., KLEIN, R.M. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil: III. As associações das planícies costeiras. *Sellowia*, v. 13, p. 205-260, 1961.
- VELOSO, H.P., KLEIN, R.M. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil: IV. As associações situadas entre o rio Tubarão e a lagoa dos Barros. *Sellowia*, v. 15, p. 57-114, 1963.
- VELOSO, H.P., KLEIN, R.M. 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 ao norte da costa sul-riograndense. *Sellowia*, v. 20, p. 127-180, 1968.
- VERKAAR, H.J. The possible role of road verges and river dykes as corridor for the exchange of plant species between natural habitats. In: *Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Seminar of the International Association for Landscape Ecology, Müntersche Geographische Arbeiten, 29, 1988, Münster*. Aus: K.F. SCHREIBER (Hrsg): *Connectivity in Landscape Ecology*, p. 79-84. 1988.
- VIANA, V.M., TABANEZ, A.A.J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian atlantic moist forest. In: *Forest patches in tropical landscapes*. J. SCHELLAS & R. GRENBERG (eds.). Island Press. no prelo.
- VOSS, W. A., SANDER, M. Frutos de árvores nativas na alimentação das aves. *Trigo e Soja*, v. 51, p. 26-30, 1980.
- WAECHTER, J.L. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. *Comun. Mus. Ci. PUCRS Bot.*, v. 33, p. 48-68, 1985.
- WHITCOMB, R.F., LYNCH, J.F., OPLER, P.A., ROBBINS, C.S. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, v. 193, 1030-1032, 1976.
- WIENS, J.A. Populations responses to patchy environments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, v. 7, p. 81-120, 1976.
- WIENS, J.A., CRAWFORD, C.S., GOSZ, J.R. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos*, v. 45, n. 3, p. 421-427, 1985.
- WILCOX, B.A., MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*, v. 125, p. 879-887, 1985.
- WILCOX, B.A. Bosques tropicales y diversidad biológica: los riesgos de la pérdida y degradación de los bosques. *Unasyuva*, v. 46, p. 43-49, 1995.