

MARIA DE FÁTIMA DE OLIVEIRA

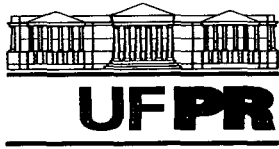
**USO DE AMBIENTES POR MAMÍFEROS EM ÁREA
DE FLORESTA ATLÂNTICA COM PLANTIOS DE
EUCALIPTOS NO VALE DO PARAÍBA/SP**

Dissertação apresentada como requisito
parcial à obtenção do grau de Mestre em
Ciências Florestais, Setor de Ciências
Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Firkowski

CURITIBA

2002



Universidade Federal do Paraná
Setor de Ciências Agrárias – Centro de Ciências Florestais e da Madeira
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Av. Lothário Meissner, 3400 - Jardim Botânico - CAMPUS III
80210-170 - CURITIBA - Paraná
Tel. (41) 360.4212 - Fax. (41) 360.4211 - <http://www.floresta.ufpr.br/pos-graduacao>
e-mail: pinheiro@floresta.ufpr.br

PARECER
Defesa nº 484

A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após argüir a mestrand *MARIA DE FÁTIMA OLIVEIRA* em relação ao seu trabalho de dissertação intitulado "USO DE AMBIENTES POR MAMÍFEROS EM ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA COM PLANTIOS DE EUCALIPTOS NO VALE DO RIO PARAÍBA/SP", é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** da acadêmica, habilitando-a ao título de *Mestre em Ciências Florestais*, na área de concentração em *Conservação da Natureza*.

Dr. Carlos Firkowski

Departamento de Ciências Florestais da UFPR
Orientador e presidente da banca examinadora

Fundação Universidade Regional de Blumenau - FURB
Primeiro examinador

Dr. Fernando de Camargo Passos
Departamento de Zoologia da UFPR
Segundo examinador

Curitiba, 14 de agosto de 2002.

Nivaldo Eduardo Rizzi
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Franklin Galvão
Vice-coordenador

*À minha Mãe
Dedico*

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Prof^o Carlos Firkowski, pelo incentivo, paciência, transmitindo experiência e orientação segura e por sua indispensável ajuda durante todas as etapas deste trabalho.

A CAPES e a coordenadoria de pós-graduação em Engenharia Florestal da UFPR.

Ao meu co-orientador Prof^o Emygdio L. A. Monteiro-Filho, pelas correções e sugestões dadas.

A Votorantim Celulose e Papel – Unidade Jacareí, por todo apoio logístico na fase de coleta de dados, agradeço à todo time de pesquisa pela colaboração em particular ao Eng. Florestal Fausto Camargo pelo incentivo e seu real interesse e profissionalismo nas questões ambientais, ao Biólogo Marcio Irias pelo apoio durante o trabalho de campo e ao Eng. Florestal Cláudio pelas informações referentes a estudos sobre manejo de subosque.

Agradeço também ao Centro de Monitoramento Ambiental da Serra do Itapety (Cemasi) pelo suporte dado durante todo trabalho, à Celina e a toda equipe técnica em especial a Lucila pela colaboração, sugestões, apoio moral e principalmente pela amizade.

Ao Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo e ao Museu de História Natural de Capão da Imbuia (Curitiba) pela identificação dos pequenos mamíferos.

Aos meus grandes colaboradores e amigos Mônica, Camila, Rodnei, CP(PC), Bianca, Edinho e Alexandre que dividiram comigo as alegrias e dificuldades durante o trabalho de campo e a redação final, especialmente ao meu companheiro Marcos que além disso ainda entendeu minhas ausências e minhas alterações de humor. Aos amigos que mesmo não entendendo bem o que estava sendo feito me apoiaram incondicionalmente (Jundy & Cia).

Aos colegas de curso pelo constante apoio e incentivo, principalmente nos momentos de desânimo. Aos meus queridos amigos Danielle, Juarez, Danyella e Medianeira por tudo.

As equipes dos Núcleos de Educação Ambiental de Capão Bonito e Santa Branca, pelo carinho e colaboração, mesmo quando eu abusava da hospitalidade.

Ao pessoal da secretaria do curso, Reinaldo e Elinor, por todos os e-mails, avisos e quebra galhos.

Enfim a minha família pelo grande incentivo, em especial a minha irmã Beth com quem sempre pude contar.

SUMÁRIO

SUMÁRIO	iii
LISTA DE TABELAS	iv
LISTA DE FIGURAS	v
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
INTRODUÇÃO	1
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	
Floresta Atlântica	3
Fragmentação da floresta	5
Diversidade em áreas fragmentadas	7
Fauna em ambientes fragmentados	12
Conservação da fauna em áreas de reflorestamento	14
Métodos de captura	17
MATERIAL E MÉTODOS	
Área de estudo	20
Clima	27
Vegetação	27
Métodos de amostragem	28
Análise de dados	33
RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
Composição da mastofauna	34
Espécies ameaçadas	35
Capturas em armadilhas de queda	37
Capturas em armadilhas de arame	39
Observação direta e identificação de pegadas	40
Índices calculados	43
Fixação de residência em áreas de povoamento e em recuperação	47
Manutenção do subosque	48
CONCLUSÕES	50
RECOMENDAÇÕES	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53
ANEXOS	63

LISTA DE TABELAS

1. Espécies nativas utilizadas no repovoamento de áreas _____	25
2. Valores de precipitação na região de Santa Branca – SP _____	27
3. Lista geral dos mamíferos da Fazenda Taboão _____	34
4. Número de capturas em armadilhas de queda _____	38
5. Número de capturas em armadilhas de arame _____	40
6. Espécies registradas por observação direta e identificação de pegadas _____	42
7. Frequência de ocorrência _____	44
8. Índices de abundância e densidade relativa _____	44
9. Índice de similaridade de Jaccard _____	46
10. Taxas de recapturas de pequenos mamíferos _____	47

LISTA DE FIGURAS

1. Remanescentes de floresta Atlântica no Brasil e estado de São Paulo	8
2. Modelos de distribuição de armadilhas de queda	18
3. Localização do município de Santa Branca	21
4. Uso do solo na Fazenda Taboão e localização dos ambientes estudados	22
5. Fragmento de vegetação nativa na época de implantação do povoamento	23
6. Fragmento de vegetação nativa limítrofe ao plantio de eucaliptos	23
7. Talhão de eucaliptos com subosque nativo	24
8. Talhão de eucaliptos sem subosque	25
9. Área em recuperação	26
10. Armadilhas de queda instaladas no fragmento nativo	29
11. Disposição das armadilhas de queda no campo	29
12. Armadilha de arame no fragmento nativo	30
13. Marcação de roedor com anilha metálica numerada	31
14. Estabelecimento das caixas de areia para impressão de pegadas	32
15. Pegada de onça-parda (<i>Puma concolor</i>)	33
16. Captura de roedores em armadilha de queda	37
17. Espécies registradas em função da técnica utilizada	41
18. Espécies registradas por ambiente	18

USO DE AMBIENTES POR MAMÍFEROS EM ÁREA DE FLORESTA ATLÂNTICA COM PLANTIOS DE EUCALIPTO NO VALE DO PARAÍBA, SP

RESUMO

A redução das áreas de florestas e a insularização dos remanescentes acarretam a necessidade urgente de elaboração e implementação de técnicas que minimizem os impactos a esses remanescentes e que, ao mesmo tempo, promovam a conservação da vida silvestre local. Pela inexistência de áreas de vegetação original adequadas, todo e qualquer fragmento se torna elemento vital na manutenção da fauna local. Para gerar informações que subsidiem ações de conservação de fragmentos e de sua fauna, este trabalho visa a coleta sistemática de dados referentes a mastofauna de remanescentes florestais inseridos em uma matriz antrópica em área de floresta Atlântica no Vale do Paraíba, SP. A área escolhida para o estudo é formada por mosaicos de vegetação original, plantios de eucalipto (*Eucalyptus grandis* e *E. saligna*) e áreas em recuperação. A amostragem em cada um dos diferentes ambientes (fragmento, talhões de eucalipto com e sem subosque e área em recuperação) foi feita bimestralmente, totalizando 6 excursões de sete dias cada ao longo de um ano. Pequenos mamíferos foram capturados em 2 tipos de armadilhas (de arame galvanizado e de queda – *pitfall*). Observação direta e de vestígios de mamíferos de médio e grande porte complementou o levantamento. O esforço foi de 5.760 armadilhas/noite com rendimento de 2,4% e 2.880 *pitfalls*/noite com rendimento de 4,5%. Vinte espécies foram identificadas sendo 8 por captura, 4 marsupiais (*Didelphis marsupialis*, *Philander opossum*, *Monodelphis americana* e *Gracilinanus microtarsus*) e 4 roedores (*Nectomys squamipes*, *Akodon cursor*, *Oligoryzomys eliurus* e *Calomys* sp), e 12 por observação direta ou de vestígios (*Sciurus ingrami*, *Dasypus novemcinctus*, *Cabassous* sp, *Procyon cancrivorus*, *Eira barbara*, *Cerdocyon thous*, *Leopardus pardalis*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Puma concolor*, *Mazama* sp, *Hydrochaeris hydrochaeris* e *Sylvilagus brasiliensis*). A maioria das espécies identificadas (18) utiliza o fragmento, seguido pelos outros ambientes: talhão de eucalipto com subosque (12), área em recuperação (11) e talhão de eucalipto sem subosque (9). Os resultados mostram que as áreas com povoamentos florestais podem funcionar como uma extensão da área de vida das espécies existentes, sendo que o subosque que se desenvolve em talhões de eucalipto favorece a mastofauna local.

HABITAT USE BY MAMMALS IN A MATRIX OF ATLANTIC FOREST FRAGMENTS AND COMMERCIAL STANDS OF EUCALYPTUS, SÃO PAULO, BRAZIL

ABSTRACT

The reduction of the forest areas in every national territory and the isolation of the existent remnants creates the urgent need of elaboration and application of techniques that minimize the impacts on those remnants and that at the same time promote the conservation of the local wild life, once, unprovided great areas of continuous vegetation, all and any fragment becomes vital element in the maintenance of the wild life of an area. In the attempt of generating information that subsidize actions of conservation of fragments and of the wild fauna in them contained, this work seeks the systematic collection of referring data on the native mammals, in natural remnants inserted in an altered landscape, located in Atlantic forest region of southeastern Brazil. Such area is formed by mosaics of native vegetation, eucalyptus plantations (*Eucalyptus grandis* and *E. saligna*), and areas recovered to 4 years with native species. The sampling in each one of the different sites (native vegetation, stand of eucalyptus (one homogeneous and other with a native species understory) and regeneration area with native species) it was made totaling 6 trips along the year bimonthly, with 7 days of duration each, counting 6 collection nights. Small mammals (rodents and marsupials) they were captured in 2 types of traps (live-traps and pitfalls), from January to December 2001. In addition to trapping efforts, direct observations and animal spoor, such as tracks and scat piles, were recorded to identify the presence of medium and large sized terrestrial mammals. The trapping effort was of 5,760 trap night with trapping success of 2,4% and 2,880 pitfall night with trapping success of 4,5%, in the case of the small mammals. In the total 20 species they were identified being 8 for capture, 4 marsupials (*Didelphis marsupialis*, *Philander opossum*, *Monodelphis americana* and *Gracilinanus microtarsus*) and 4 rodents (*Nectomys squamipes*, *Akodon cursor*, *Oligoryzomys eliurus* and *Calomys* sp) and 12 for direct observation or vestiges (*Sciurus ingrami*, *Dasypus novemcinctus*, *Cabassous unicinctus*, *Procyon cancrivorus*, *Eira barbara*, *Cerdocyon thous*, *Leopardus pardalis*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Puma concolor*, *Mazama* sp, *Hydrochaeris hydrochaeris* and *Sylvilagus brasiliensis*). Of the identified species, most (18 species) it used the native vegetation followed by the other sites, stand with native species understory (12 species), regeneration area (11 species) and homogeneous eucalyptus forest (9 species). The results show that the areas of eucalyptus plantations works as an extension of the home-range of the existent species, and the native vegetation in the eucalyptus plantation understory favors the native terrestrial mammals in relationship to the homogeneous eucalyptus forest, therefore such areas with correct management they can contribute to conservation of animal species and of the own natural remnants.

**USO DE AMBIENTES POR MAMÍFEROS EM ÁREA DE
FLORESTA ATLÂNTICA COM PLANTIOS DE EUCALIPTO NO VALE
DO PARAÍBA, SP**

INTRODUÇÃO

A floresta Atlântica é um conjunto único de ecossistemas com altíssima diversidade e endemismo. Originalmente, ocorria em 16 estados brasileiros cobrindo 1.100.000 km², cerca de 12% do país (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 1993). Esta formação está entre as mais ameaçadas formações tropicais do mundo, principalmente pela destruição da floresta para uso agrícola e pecuário do solo (FONSECA, 1985).

A fragmentação da paisagem tem sido um dos aspectos mais marcantes da alteração ambiental causada pelo homem. A destruição da floresta Atlântica iniciou-se com a colonização portuguesa ao longo da costa brasileira no século XVI (DEAN, 1996) e progrediu com a fronteira agrícola, principalmente com plantações de café, em direção ao interior do país (VIANA & TABANEZ, 1996).

Segundo VIANA *et al.* (1997), historicamente, as taxas anuais de desmatamento na floresta Atlântica têm variado, ao longo dos anos, nos diversos estados brasileiros. Os fragmentos existentes de floresta Atlântica variam em tamanho e estado de conservação, significando que, nos diferentes fragmentos que surgiram, as populações animais e vegetais sofreram redução em diferentes períodos de tempo e intensidades. Estes históricos de desmatamentos, portanto, são ferramentas importantes para o entendimento da atual dinâmica e futura restauração

desses fragmentos.

Segundo WILSON & JOHNS (1982), fragmentos existentes em áreas agrícolas ou de reflorestamento constituem importantes refúgios para vida silvestre; espécies que habitam tais fragmentos podem não estar adequadamente representadas em reservas protegidas. VIANA (1995) sugere que pesquisas sejam feitas envolvendo os proprietários de áreas particulares e que estes sejam considerados peças-chave na elaboração de estratégias de conservação a longo prazo, o que, de certa forma, amenizaria a constante ameaça sobre os remanescentes de floresta Atlântica.

Objetivos

O presente estudo, realizado em área fragmentada de floresta Atlântica isolada por plantios de eucalipto, pretende:

- gerar informações referentes à distribuição das espécies de mamíferos em fragmento de vegetação original, talhão de eucalipto com subosque, talhão de eucalipto sem subosque e área em recuperação com espécies nativas.

- comparar os ambientes verificando a utilização e fixação de residência das espécies animais registradas,

- verificar o efeito da supressão ou manutenção do subosque em povoamentos florestais sobre mamíferos silvestres,

- gerar subsídios para aplicação de técnicas que viabilizem melhorias ambientais em áreas de reflorestamento.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Floresta Atlântica

O termo "Floresta Atlântica" foi primeiro utilizado por Burmeister em 1853, ao dividir a vegetação brasileira em grandes zonas (DÁRIO, 1999). Tal designação foi também utilizada por Pelzeln, do museu de Viena, ao identificar espécimes da avifauna brasileira que foram coletadas pelo zoólogo Natterer entre 1817 e 1835 (PELZELN, 1871 citado por DÁRIO, 1999). Essa formação vegetal estendia-se, originalmente, desde o paralelo 5°30' Sul até 30°00' Sul, uma faixa desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul (MAGNANINI, 1965). Na região do rio Doce, ultrapassava a serra do Mar, encontrando seu limite na borda da serra do Espinhaço. Nos estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina, a floresta Atlântica estendia-se até o rio Paraná (CAMPOS, 1912).

O conceito de "Floresta Atlântica" tem sido objeto discussões quanto à sua definição e delimitação. Em muitos sistemas de classificação, a floresta Atlântica é considerada como sinônimo de uma única tipologia, representada apenas pela faixa próxima ao litoral, definida como Floresta Ombrófila Densa. Entretanto, AB'SABER (1977), RIZZINI (1979) e EITEN (1983), entre outros, concordam com uma visão mais ampla da formação "Floresta Atlântica", embora com áreas de abrangência distintas e terminologias próprias. A floresta Atlântica, com base no mapa de vegetação do Brasil editado pelo IBGE, é composta pelas seguintes formações: (i) a totalidade da Floresta Ombrófila Densa que acompanha o litoral, indo do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul; (ii) as Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São

Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo; (iii) as Florestas Estacionais Semidecíduais de Mato Grosso do Sul, incluindo os vales dos rios da margem direita do rio Paraná, de Minas Gerais, nos vales dos rios Paranaíba, Grande e afluentes, de Minas Gerais e Bahia, nos vales dos rios Paraíba do Sul, Jequitinhonha, rios intermediários e afluentes, e das regiões litorâneas limitadas do Nordeste, contíguas às florestas ombrófilas; (iv) a totalidade da Floresta Ombrófila Mista e os encaves de araucária em São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais; (v) as formações florísticas associadas, como manguezais, vegetação de restingas e das ilhas oceânicas; (vi) os encaves de cerrado, campos e campos de altitude compreendidos no interior das áreas citadas acima; (vii) as matas de topo de morro e de encostas do Nordeste (brejos e chãs), particularmente as do Ceará, nas da serra de Ibiapaba e de Baturité, e nas da chapada do Araripe; e (viii) as formações vegetais nativas de Fernando de Noronha (IBGE, 1993).

A floresta Atlântica, como descrita por IBGE (1993), é composta por uma série de ambientes bastante diversificados, além de biologicamente distintos daqueles encontrados em outras regiões do país. Esse bioma é considerado um dos mais ameaçados do mundo e é a grande prioridade para a conservação da biodiversidade em todo o continente americano (RANTA *et al.*, 1998).

Devido a este rico mosaico, a floresta Atlântica é considerada centro de diversidade e de endemismo para várias famílias e gêneros de plantas vasculares. Centros de endemismo vêm sendo reconhecidos ao longo desta formação como, por exemplo, o sul da Bahia e o Rio de Janeiro. A taxa de endemismo existente neste bioma é comparável à do Escudo das Guianas, com 53,5% das espécies arbóreas e

37,5% das espécies não arbóreas (77,4% incluindo bromélias) (MORI et al., 1981), contabilizando 20.000 espécies de plantas e 8.000 endêmicas.

Este bioma está entre os cinco primeiros *hotspots* (centros de biodiversidade) mundiais, abrigando uma parcela expressiva da diversidade biológica do Brasil, com altíssimos níveis de endemismo não só de flora mas também de fauna. (AYRES et al., 1997).

As estimativas indicam que a região abriga 261 espécies de mamíferos (73 deles endêmicos), 620 espécies de pássaros (160 endêmicos), 260 anfíbios (128 endêmicos). Mais de 2/3 dos primatas da floresta Atlântica são endêmicos a essa formação. A densidade de espécies para alguns animais como, por exemplo, os roedores, pode ser superior à da Amazônia. A riqueza pontual é tão significativa que os dois maiores recordes de diversidade botânica para plantas lenhosas foram registrados na floresta Atlântica (SMA, 1996; FONSECA, 1996).

Fragmentação da floresta

As florestas tropicais estão atualmente desaparecendo a uma taxa anual de 15,4 milhões de hectares (0,8%). Esta taxa, embora obviamente alarmante, aumentou pouco desde a década de 60.

As taxas de desmatamento diferem entre regiões e tipos de floresta, resultando na degradação de importantes áreas remanescentes, pela fragmentação e extração de madeira (WHITMORE, 1997). A eliminação das florestas é um dos aspectos mais marcantes da alteração ambiental causada pelo homem (CERQUEIRA et al., no prelo). A Amazônia já perdeu quase 15% de sua cobertura

florestal (FEARNSIDE, 1995), a floresta Atlântica está reduzida a cerca de 7% de sua extensão original (CAPOBIANCO *et al.*, 1997; MYERS *et al.*, 2000) e o cerrado está com dois terços de sua área descaracterizada (DIAS, 1993).

O bioma Floresta Atlântica é a expressão plena de fragmentação, pois, menos de 10% de sua área original ainda existe.

Segundo o Atlas da Evolução das Formações Florestais e Ecossistemas Associados da Mata Atlântica (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 1993) restava em 1990, em relação à área original, 23,7% da Floresta Ombrófila Densa; 10,5% da Floresta Ombrófila Mista; 4,2% da Floresta Estacional Semidecidual; e 3,8% da Floresta Estacional Decidual.

Durante 500 anos foram aproveitados da floresta Atlântica espécies animais, vegetais e seus produtos minerais. As queimadas eram sinônimos de solos férteis para agricultura que alimentava uma população cada vez maior (DEAN, 1996), tudo isso colaborou para que ela se transformasse hoje numa das florestas tropicais mais ameaçadas no planeta (FERRI, 1980).

No estado de São Paulo, o período mais crítico para essa formação foi entre 1920 e 1934, quando eram destruídos mais de 300 mil hectares por ano. Na metade do século, a floresta que cobria 81,8% do estado reduziu-se a 18%. Em 1973, somente 8,3% ainda restavam e estimativas pessimistas previam apenas 3% da área original para o ano 2.000 (VICTOR, 1975).

Com mais de 80% da floresta Atlântica paulista destruída, o que permanece de seus remanescentes localiza-se junto ao litoral, principalmente na região do Vale do Ribeira, nas escarpas das serras do Mar e Mantiqueira e nas planícies litorâneas

(Figura 1). Nestas áreas ainda ocorrem porções de floresta Atlântica razoavelmente bem conservadas, em parte devido às difíceis condições de acesso e exploração agrícola impostas por um relevo muito acidentado (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 1993; LEITÃO-FILHO, 1993).

Diversidade em áreas fragmentadas

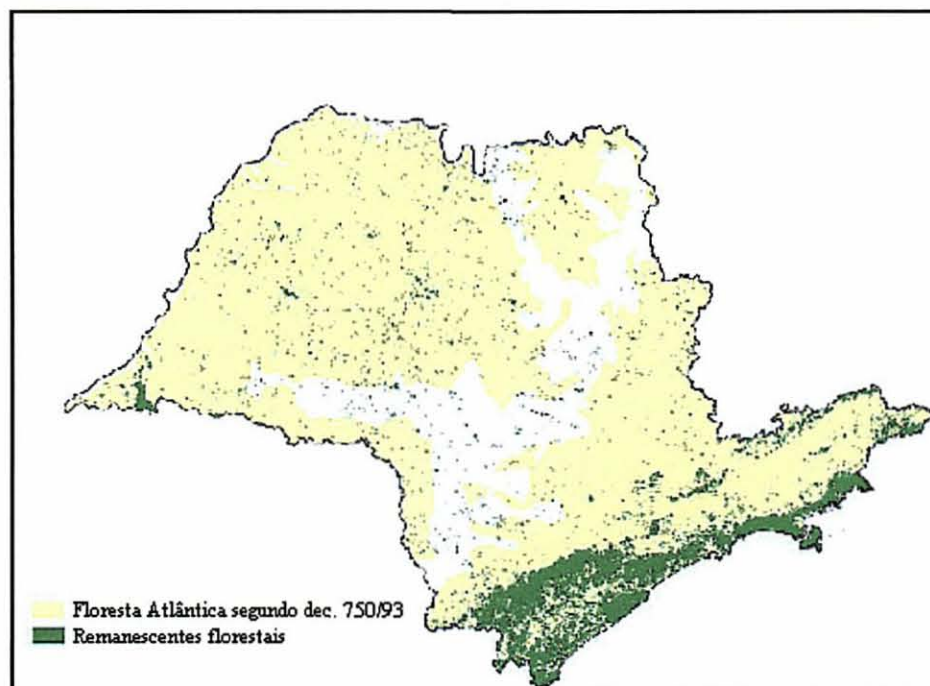
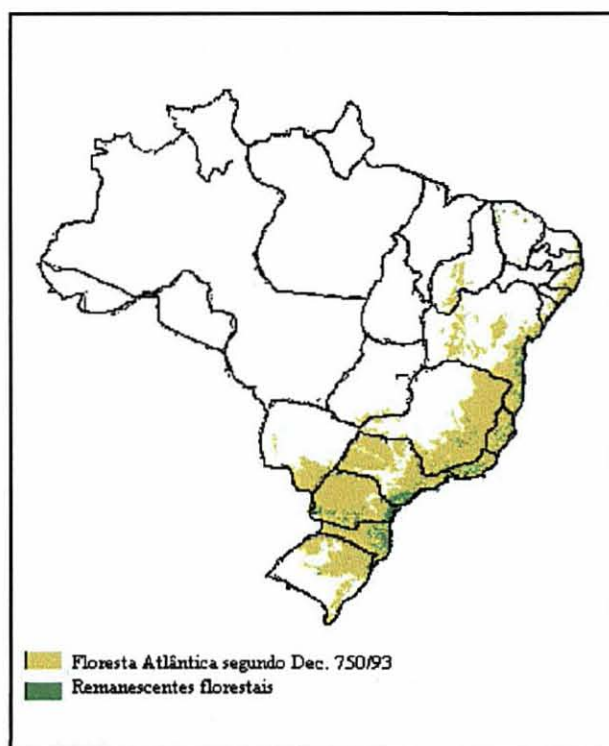
A conservação da biodiversidade representa um dos maiores desafios deste final de século em função do elevado nível de perturbações causado pelo ser humano em ambientes ainda preservados (VIANA, 1995).

Segundo WHITMORE (1997), a provável futura paisagem de muitos países com florestas tropicais, que irão oferecer algum espaço para a flora e fauna nativas, será a de manchas de floresta primária conservada, grandes áreas de florestas comerciais implantadas e pequenos fragmentos de floresta primária ou perturbada persistindo como manchas ou faixas marginais em terras agrícolas.

A situação brasileira, no que se refere à conservação da biodiversidade, é considerada uma das mais graves no mundo. No caso da floresta Atlântica e de algumas regiões de cerrado, onde se concentra grande parte da diversidade biológica do país, assim como a maior fração das espécies endêmicas brasileiras, somente a recuperação das áreas degradadas, com um manejo dos remanescentes existentes, poderá assegurar uma extensão geográfica adequada aos objetivos de conservação, a longo prazo, da biodiversidade.

A extensão original da floresta Atlântica, considerando a definição mais ampla, (grandes amplitudes em latitude, longitude, altitude, relevo, tipo de solo e condição climática) abrigou uma enorme variabilidade vegetacional entre as

FIGURA 1. REMANESCENTES DE FLORESTA ATLÂNTICA NO BRASIL E NO ESTADO DE SÃO PAULO



Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE/ISA – “Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica”. 1998

diferentes regiões em que ocorria no país (MAYO & FEVEREIRO, 1982; SILVA & LEITÃO FILHO, 1982; MORI *et al.*, 1983; RODRIGUES *et al.*, 1989; KLEIN, 1990; MANTOVANI *et al.*, 1990; PEIXOTO & GENTRY, 1990; MAMEDE *et al.*, 1993; MELO & MANTOVANI, 1994; MORIM-DE-LIMA & GUEDES-BRUNI, 1994), portanto, a conservação da diversidade desta floresta está obrigatoriamente ligada a proteção das diferentes fisionomias. No entanto, estas diferentes fisionomias estão espalhadas no que resta de 7% ou 8% da floresta Atlântica. Segundo VIANA (1995), estes remanescentes, porém, são pequenos fragmentos, altamente perturbados, isolados, pouco conhecidos e pouco protegidos, especialmente em paisagens intensamente cultivadas.

Apesar o quadro atual, os estudos realizados em áreas fragmentadas evidenciam que remanescentes florestais de umas poucas dezenas de hectares podem conter uma inesperada e alta fração da flora regional (WHITMORE, 1997) que pode persistir por décadas nestes fragmentos (TURNER & CORLETT, 1996).

Muitos autores sustentam que o tamanho e a forma dos fragmentos são fatores extremamente relevantes para a conservação dos mesmos e das espécies animais neles contidas. Fragmentos com formas arredondadas parecem se mostrar mais eficientes se comparados aos de forma longilínea (AMBUEL & TEMPLE, 1983; MEFFE & CARROL, 1994). No entanto, FONSECA *et al.*, (1996) questionam o que seriam as duas qualidades de um fragmento (tamanho e forma) usando como exemplo a própria floresta Atlântica que é mais comprida do que larga e, mesmo assim, sua diversidade por área não é menor que da Amazônia. Porém, nesse caso, o seu tamanho anularia a questão da forma além de não poder ser

considerada como fragmento.

Estas hipóteses são importantes para subsidiar estudos em biologia da conservação que buscam soluções para minimizar as conseqüências do processo de fragmentação, quando o isolamento de populações é considerado um dos fatores mais marcantes. Neste aspecto, uma das alternativas mais viáveis sugerida é o estabelecimento de corredores biológicos, os quais têm a função primordial de proporcionar vias de intercâmbio e incrementar as possibilidades de movimento de indivíduos pertencentes a populações que se encontram, em maior ou menor grau, isoladas (SIMBERLOFF & COX, 1987; TAYLOR *et al.*, 1993; RICH *et al.*, 1994; SPACKMAN & HUGHES, 1995; DOWNES *et al.*, 1997; TISCHENDORF & WISSEL, 1997; PÁDUA *et al.*, 2000).

Apesar de ser considerada uma das mais importantes ferramentas para o manejo e conservação da vida silvestre, ainda não se chegou a um consenso sobre o formato ideal de tais corredores (HOBBS, 1992); em parte devido a poucos estudos existentes sobre o assunto, mas também devido a falhas no emprego de rigorosos procedimentos amostrais (SAUNDERS, *et al.*, 1991; DOWNES, 1997). Estudos com mamíferos realizados por LINDENMAYER *et al.* (1994), na Austrália, revelam que, além do formato, outros fatores afetam a eficiência dos corredores e, conseqüentemente, as espécies que os utilizam, sendo um deles a influência humana. SIMBERLOFF *et al.*, (1992) afirmam que não é possível concluir se os corredores são mais ou menos importantes para a vida silvestre que a paisagem que circunda os fragmentos, enquanto os estudos não determinarem se os animais se movem através dos corredores ou nas áreas externas a eles.

Paisagens fragmentadas, no entanto, ainda permitem a movimentação de organismos, em maior ou menor grau, dependendo da matriz em que os fragmentos estão inseridos. Tais "ilhas continentais", diferentemente de ilhas verdadeiras, raramente estão completamente isoladas. Normalmente, os fragmentos estão inseridos em uma matriz que se compõe também de vários fragmentos. Assim, a não ser em situações extremas, paisagens naturais modificadas ainda permitem, em diferentes graus, o deslocamento e o intercâmbio de indivíduos. (CERQUEIRA, 1985; FERNANDEZ *et al.*, 1988; MALCOM, 1991).

A matriz em que se insere ou a paisagem que circunda o fragmento é de extrema importância no que se refere à conservação e longevidade do mesmo. A vizinhança pode afetar profundamente a diversidade biológica e a sustentação dos fragmentos florestais. A paisagem que circunda pode funcionar como fonte de propágulos, mas também de poluentes e de perturbação, como modificadores climáticos e barreiras para o trânsito de animais (VIANA, 1990).

Segundo DAVIES (1998), o entendimento da natureza e da extensão causada pelas alterações, de qualquer origem, nos processos naturais é um requerimento básico para o manejo de paisagens fragmentadas na tentativa de manter a diversidade biológica.

O argumento acima reforça a idéia de que tão importante quanto a forma dos fragmentos, o tamanho, o grau de isolamento e sua possível conexão com outros fragmentos é a matriz que o isola e o grau de interferência causado por esta matriz.

Fauna em ambientes fragmentados

O grau de isolamento e o tamanho dos fragmentos podem interferir na composição das comunidades e das espécies de topo da cadeia trófica, como carnívoros (SOULÉ, 1987). À medida que uma população isolada se torna pequena, aumentam os riscos com a consangüinidade e perda da diversidade genética tornando mais graves os problemas demográficos, o que pode levar a população à extinção (GILPIN & SOULÉ, 1986). No entanto, segundo TURNER & CORLETT (1996), apesar da garantia de proteção da biota estar na existência de grandes áreas florestais protegidas, pesquisas recentes demonstram que pequenos fragmentos podem não sustentar grandes vertebrados, mas servem de refúgio para muitas espécies vegetais e animais. Tais fragmentos podem ser considerados como fontes de propágulos para o restabelecimento da vegetação, principalmente em áreas com poucos remanescentes florestais (TOCHER *et al.*, 1997).

Os remanescentes de floresta Atlântica ainda existentes são extremamente complexos, compreendendo uma variedade de ambientes, verdadeiros mosaicos capazes de abrigar uma fauna bastante rica (FONSECA, 1985; HERMANN, 1991; TERBORGH, 1992). Segundo FONSECA & HERMANN (1991), a fauna de mamíferos existente nestas áreas compreende mais de 200 espécies. Em estudos de fragmentos florestais de tamanho reduzido e alto grau de isolamento, se constatou que certos fragmentos representam verdadeiros refúgios para fauna de mamíferos de determinadas regiões, principalmente em áreas de agricultura quando, após a colheita, oferecem pouca proteção. Nessas situações e regionalmente, a conservação de fragmentos mesmo de tamanho reduzido e alto grau de isolamento é de extrema

importância para a conservação de espécies a médio e longo prazo. (FITZGIBBON, 1997; CHIARELLO, 2000).

Dentre os vários grupos de animais, o dos mamíferos tem sido utilizado como indicador do estado de conservação em que um sistema biológico se encontra (SOULÉ & WILCOX, 1980). O fato de ser um grupo razoavelmente bem conhecido o torna especialmente útil nos inventários faunísticos, principalmente quando se considera pequenos mamíferos, cuja diversidade corresponde a quase 80% da fauna de mamíferos brasileira, além de serem mais fáceis para se amostrar (FONSECA *et al.*, 1996; MALCOLM, 1990 e 1997).

Alguns autores sugerem que se faça monitoramentos contínuos de populações deste grupo para se avaliar os impactos das perturbações sobre a diversidade e abundância das espécies (CERQUEIRA *et al.*, 1993). Muitos pesquisadores utilizam a mastofauna como indicativo para verificar a perda de diversidade biológica em fragmentos em função do tamanho, da matriz em que se inserem e do nível de efeito de borda (FITZGIBBON, 1997; STEVENS & HUSBAND, 1998; CHIARELLO, 1999 e 2000). Esses estudos mostram que, apesar do número de espécies diminuir com a redução no tamanho dos fragmentos, várias espécies ainda podem persistir em pequenos fragmentos potencialmente manejáveis.

Conservação da fauna em áreas de reflorestamento

Alguns estudos vêm sendo conduzidos em áreas com florestas implantadas de exóticas, particularmente coníferas e eucalipto, onde ainda persistem fragmentos da vegetação original. ALMEIDA (1979) estudou a avifauna de áreas de povoamento e argumenta que estes remanescentes naturais mantidos em áreas de

reflorestamento são de grande importância para sobrevivência de espécies ali encontradas.

Um estudo realizado na região de Arapoti, PR, por VIANA & PINHEIRO (1998), comparou a altura média, a área basal e número de indivíduos arbóreos a diferentes distâncias da borda de um fragmento florestal, circundado em parte por pastagem e em parte por talhões de pinus, a fim de determinar o efeito da vizinhança no nível do efeito de borda nesse fragmento. O estudo concluiu que, quando o fragmento era limítrofe a pastagem, estava sujeito a um efeito de borda mais intenso que quando era limítrofe a talhões de pinus.

Portanto, se comparadas às atividades agrícolas ou áreas de pastagens, as florestas implantadas parecem atenuar o efeito de borda em fragmentos florestais. Além disso, o risco de incêndios é menor, uma vez que as empresas adotam práticas de prevenção e combate, normalmente ausentes na maioria das propriedades rurais.

O reflorestamento, em muitos casos, pode representar um grande benefício para a conservação de fragmentos florestais (VIANA & PINHEIRO, 1998). Neste caso, a existência de uma plantação florestal adequadamente manejada pode favorecer em termos gerais a presença e permanência da biota local se comparada com uso pecuário da mesma área, desde que haja uma melhoria das características do ambiente através de alterações simples, espelhadas em processos naturais, que não impliquem perdas ou desvantagens comerciais (FIRKOWSKI, 1993; AGUDELO & CASTILLO, 1997).

Os efeitos das florestas implantadas sobre o ambiente natural vêm sendo há muito estudados em outros países e, por vezes, seus efeitos sobre a vida silvestre

são considerados negativos (NATIONAL ACADEMIC PRESS, 1982, WILSON & JOHNS, 1982). No entanto, MELLO (citado por ALMEIDA, 1979) salienta que os reflorestamentos de monocultura podem abrigar uma fauna variada se técnicas objetivas forem aplicadas, conservando os fragmentos nativos e enriquecendo estas áreas através do plantio de árvores. WHITMORE (1997) afirma que muitas espécies de animais podem sobreviver em florestas produtoras de madeira. Alguns animais podem utilizar florestas plantadas ou secundárias que cercam os fragmentos de floresta primária. Todos estes fatores contribuem para uma melhoria ambiental e conseqüente sobrevivência de espécies.

Alguns autores chamam a atenção para efeitos benéficos de algumas culturas, em relação a outras, que circundam áreas naturais, particularmente povoamentos florestais, sugerindo que tais áreas podem aumentar a área efetiva do fragmento e ainda funcionar como uma zona tampão dos remanescentes naturais (STALLINGS, 1990). Além disso, um ciclo de corte apropriado que permita a formação de um subosque com espécies nativas pode favorecer a fauna silvestre oferecendo alimento e abrigo, criando uma efetiva extensão da área de uso de muitas espécies (EVANS, 1982; FIRKOWSKI, 1993; OLIVEIRA *et al.*, 2001).

Contudo, apesar dos reflorestamentos consistirem em importante matriz de inserção dos remanescentes de florestais e da real necessidade de conservação destes remanescentes, são escassos os estudos realizados sobre a vida silvestre nestes ambientes (DIETZ *et al.*, 1975; ALMEIDA, 1979; STALLINGS, 1991).

Métodos de captura

No estudo da fauna, a captura de animais é sempre tarefa pouco produtiva. Assim, diferentes técnicas têm sido descritas na bibliografia objetivando uma maior eficiência.

Para coleta de dados sobre mamíferos silvestres, são comumente utilizados os métodos diretos de detecção do animal e aqueles indiretos. Os diretos são aqueles que subentendem a captura de um indivíduo ou a visualização do animal.

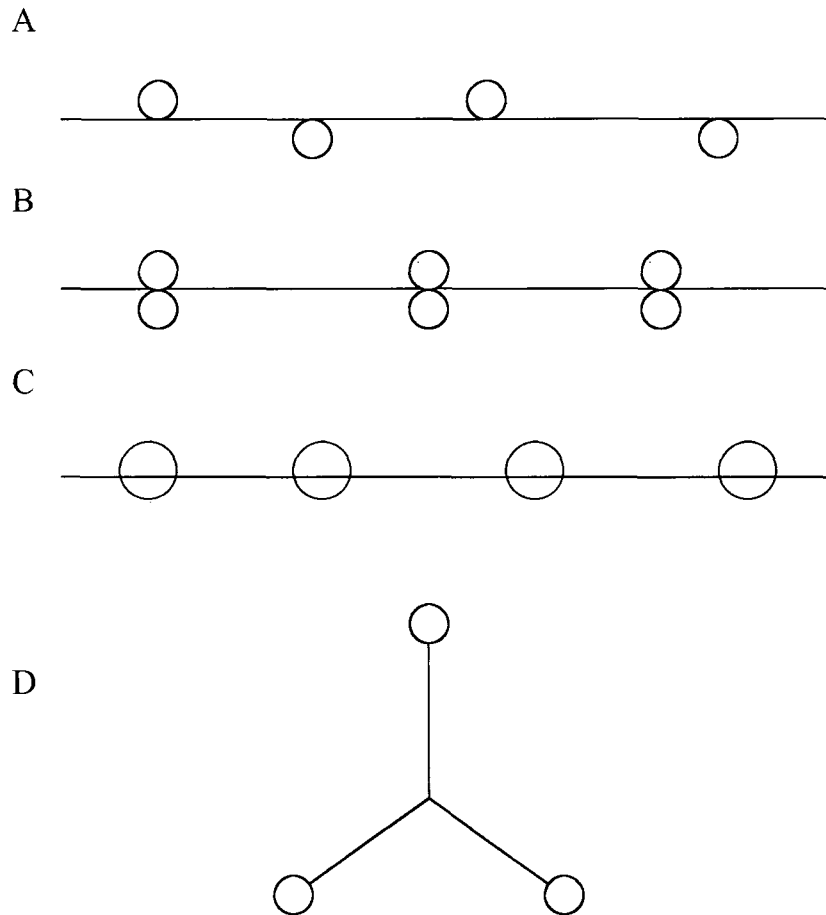
A captura é conseguida por meio de armadilhas que, em geral, mantêm o animal vivo (STALLINGS *et al.*, 1991; LEITE *et al.*, 1994; PASSAMANI, 1995; BONVICINO *et al.*, 1997; FREITAS *et al.*, 1997; BARROS-BATTESTI *et al.*, 2000).

As armadilhas de arame (do tipo *live-trap*) são construídas em diferentes tamanhos para serem utilizadas com iscas, que devem se mostrar bastante atraentes aos animais. As iscas mais comumente utilizadas para pequenos mamíferos são toucinho, frutas, creme de amendoim, pasta de sardinha com farinha e óleo de fígado de bacalhau, podendo ser utilizadas em conjunto ou individualmente (HERRMANN, 1991; CÂMARA & LESSA, 1994; WOODMAN *et al.*, 1996; QUADROS *et al.*, 2000; SILVA *et al.*, 2000; QUENTAL *et al.*, 2000).

Outras armadilhas, como as de queda (*pitfalls*), se mostram muito eficientes para a captura de animais. Tais armadilhas consistem de recipientes enterrados ao nível do solo, interligados por cercas-guia ou cercas de interceptação, confeccionadas com tela ou lona plástica, e que podem ser dispostos no campo de várias maneiras (Figura 2).

As armadilhas de queda são muito utilizadas e adequadas para a captura de pequenos vertebrados (SEMLITSCH *et al.*, 1981; MENGAK & GUIN, 1987; CECHIN & MARTINS, 2000).

FIGURA 2. MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ARMADILHAS DE QUEDA



Fonte: Cechin & Martins, 2000 (modificado)

Normalmente os inventários de fauna são complementados com informações de observação direta de animais durante caminhadas por estradas, trilhas ou transecções, principalmente aqueles de maior porte, de fácil visualização ou de hábitos diurnos (STALLINGS, 1989; STALLINGS *et al.*; 1991; CÂMARA & LESSA, 1994).

Os métodos indiretos de detecção de uma espécie podem variar desde a identificação de pegadas, de fezes, de pelos ou de restos de alimentação. A identificação de pegadas, apesar de não fornecer resultados ideais em termos de dados quantitativos, é de extrema utilidade em inventários qualitativos ou em estudos de uma espécie ou grupos em particular (ARANDA, 1981; CRAWSHAW & QUIGLEY, 1991; STANDER, 1998). A identificação através de pegadas é considerada uma das formas mais eficiente de registro de mamíferos terrestres de médio e grande porte pois, se bem interpretadas, eqüivalem à observação do próprio animal (ARANDA, 1981; BECKER & DALPONTE, 1991).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na fazenda Taboão de propriedade da Votorantim Celulose e Papel (VCP), localizada no município de Santa Branca, no vale do Paraíba, São Paulo, entre as coordenadas 23°26' e 23°27' de Latitude Sul e 45°50' e 45°52' de Longitude Oeste (Figura 3) e altitudes variando de 660 a 730 m. A fazenda tem uma área de 557 ha, sendo que 126 ha são de remanescentes de floresta Atlântica, distribuídos em vários fragmentos entre o plantio de eucalipto (Figura 4). Essa área, que anteriormente era utilizada para pecuária teve cerca de 260 ha plantados com *Eucalyptus grandis* e *E. saligna*.

Para esse estudo foram selecionados alguns ambientes com vegetação nativa, representados por um fragmento de floresta Atlântica (FRAG) e uma área em recuperação com plantio de espécies nativas (REC), e duas áreas de plantio comercial, talhões de eucalipto com (C/SUB) e sem subosque (S/SUB). Os remanescentes florestais da fazenda constituem-se, em sua totalidade, de vegetação secundária em estágio médio de regeneração (Figuras 5).

O fragmento escolhido situa-se ao longo de um córrego de 1 a 3 m de largura. Este fragmento, de formato linear, é uma faixa de aproximadamente 50 m em cada lado do córrego com mais de um quilômetro de comprimento. Mostra-se fisionomicamente em melhores condições que os demais, apresentando indivíduos arbóreos de médio e grande porte e, apesar do dossel ser descontínuo, pode-se identificar pelo menos dois estratos. Esse fragmento é limítrofe a plantios de eucalipto (*Eucalyptus saligna* e *E. grandis*) com 5 anos de idade (Figura 6).

FIGURA 3. LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE SANTA BRANCA, SP

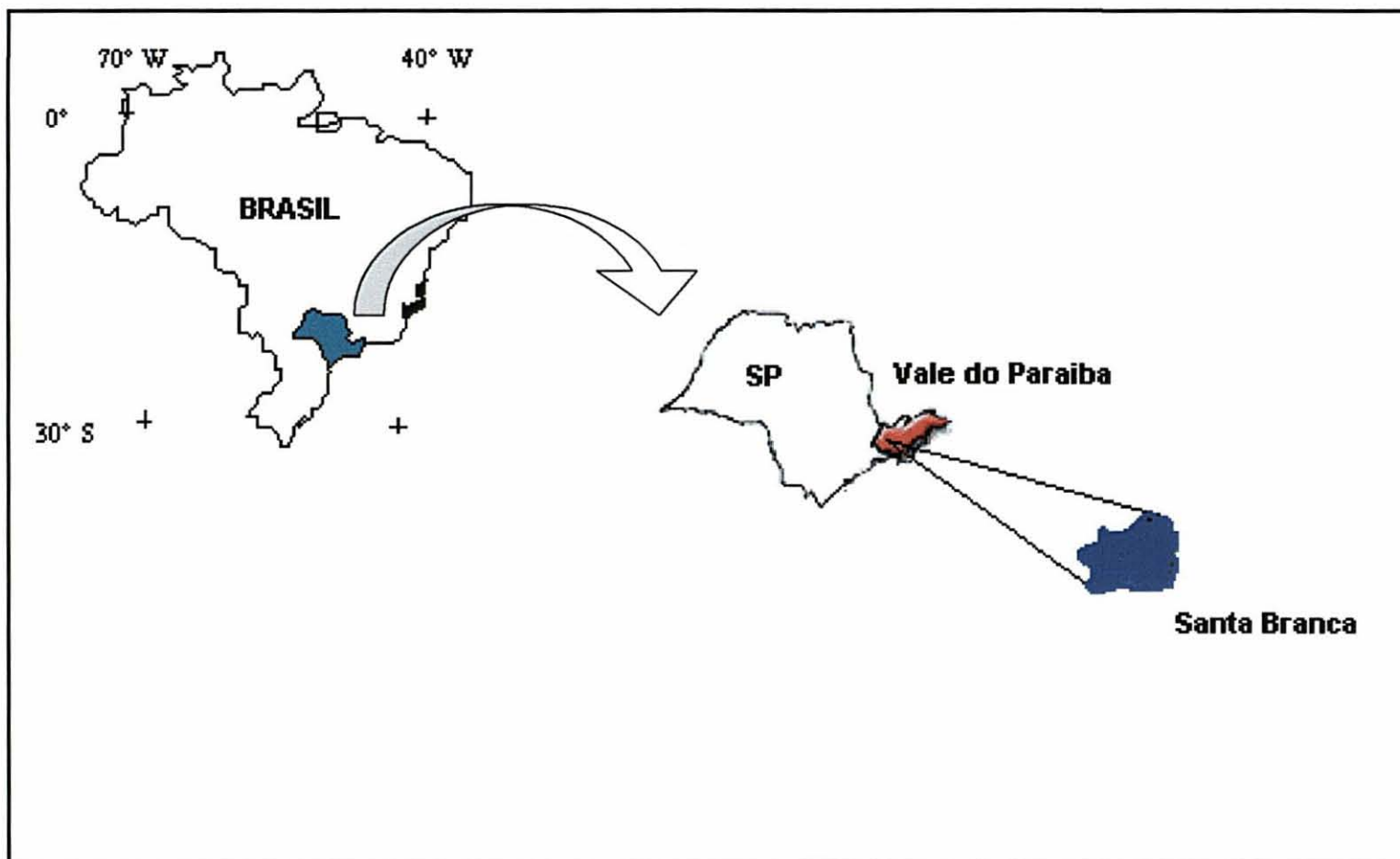
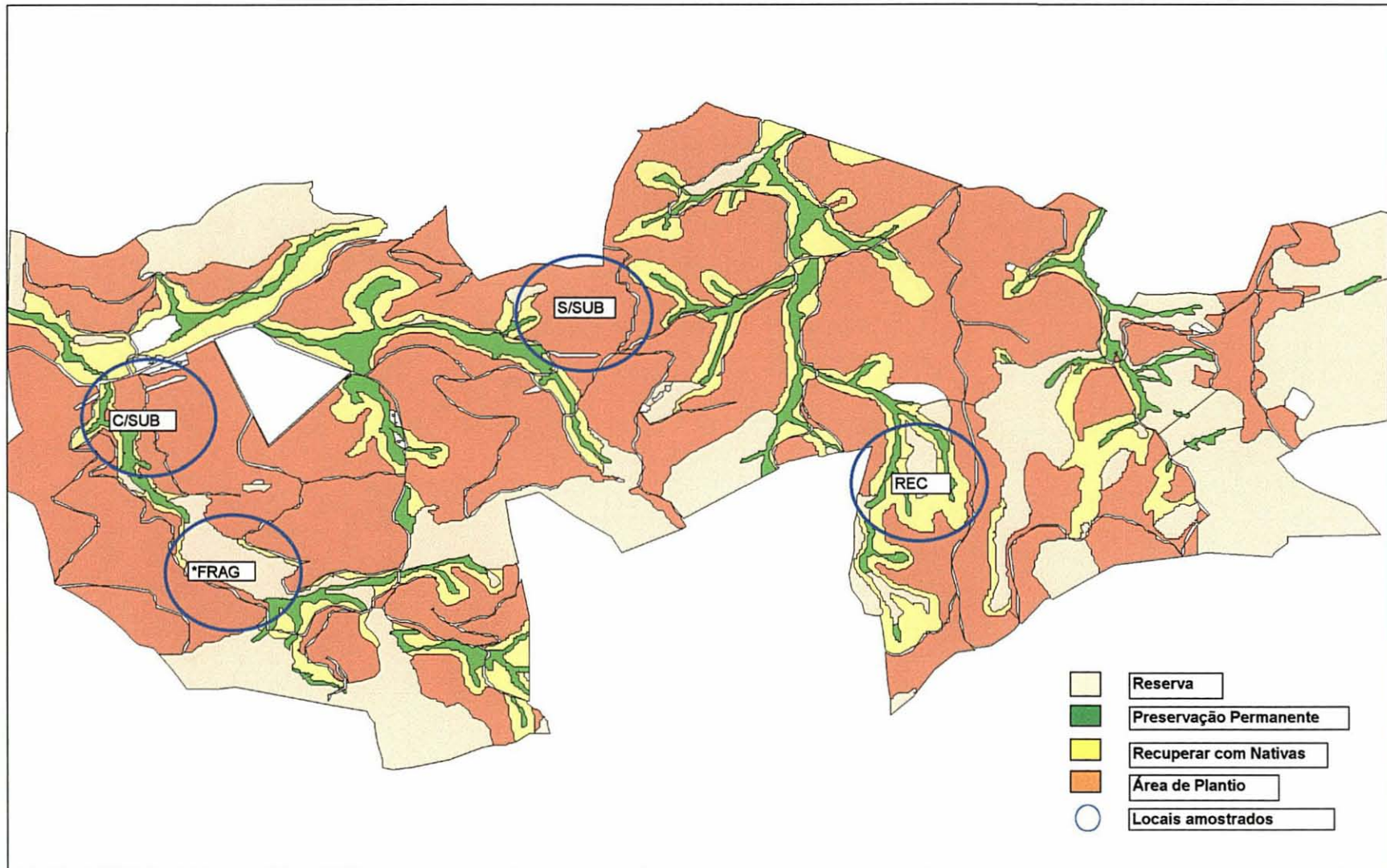


FIGURA 4. USO DO SOLO NA FAZENDA TABOÃO E LOCALIZAÇÃO DOS AMBIENTES ESTUDADOS



*FRAG = fragmento nativo; C/SUB = talhão de eucalipto com subosque; S/SUB = talhão de eucalipto sem subosque e REC = área em recuperação

FIGURA 5. FRAGMENTO DE VEGETAÇÃO NATIVA ISOLADO NA ÉPOCA (1996) DA IMPLANTAÇÃO DO POVOAMENTO DE EUCALIPTOS QUE SUBSTITUIU O PASTO



FIGURA 6. FRAGMENTO DE VEGETAÇÃO NATIVA LIMÍTROFE A POVOAMENTO DE EUCALIPTO



Para o estudo nas áreas de plantio de eucalipto foram selecionados dois talhões. O primeiro localiza-se próximo a uma área com vegetação nativa que vem favorecendo o estabelecimento de um subosque variado composto de espécies

herbáceas e arbustivas das famílias Piperaceae, Melastomataceae, Cecropiaceae, Solanaceae, Euphorbiaceae (Figura 7).

FIGURA 7. TALHÃO DE EUCALIPTOS COM SUBOSQUE



O segundo talhão de eucalipto selecionado localiza-se distante de áreas com vegetação nativa, resultando em um talhão sem subosque, a não ser pela presença de algumas poucas gramíneas (Figura 8).

FIGURA 8. VISTA DO TALHÃO DE EUCALIPTOS SEM SUBOSQUE



O último ambiente escolhido localiza-se entre uma área de plantio de eucaliptos e uma área úmida. Este local está em processo de regeneração natural, além de ter sido enriquecido com essências nativas locais (Tabela 1). O plantio, em espaçamento 2X2, sofreu coroamento e roçadas de acordo com a necessidade.

Ambientes como esse, denominados pela empresa como áreas de repovoamento ambiental, compreendem um total de 168 ha distribuídos ao longo de riachos e brejos (Figura 9).

TABELA 1. LISTA DAS ESPÉCIES NATIVAS USADAS NAS ÁREAS DE REPOVOAMENTO AMBIENTAL.

espécie	nome comum	grupo ecológico
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	Angico	pioneira
<i>Psidium cattleianum</i>	Araçá	secundária
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Aroeira-vermelha	pioneira
<i>Campomanesia phaea</i>	Cambuci	secundária
<i>Cassia ferruginea</i>	Canafistula	secundária
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro	secundária
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	Embiruçú	secundária
<i>Psidium guajava</i>	Goiaba-branca	pioneira
<i>Schizolobium parahyba</i>	Guapuruvu	pioneira
<i>Solanum</i> sp	Gravitinga	pioneira
<i>Inga</i> sp	Ingá	secundária
<i>Mimosa bimucronata</i>	Marica	pioneira
<i>Erythrina speciosa</i>	Mulungu	pioneira
<i>Chorisia speciosa</i>	Paineira	pioneira
<i>Bauhinia forficata</i>	Pata-de-vaca	pioneira
<i>Tibouchina pulchra</i>	Quaresmeira	pioneira
<i>Sapindus saponaria</i>	Sabonete	secundária
<i>Croton urucurana</i>	Sangra-d'água	pioneira
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Tamboril	pioneira
<i>Senna multijuga</i>	Pau-cigarra	pioneira
<i>Cytharexylum myrianthum</i>	Pau-viola	pioneira

FIGURA 9. ÁREA EM RECUPERAÇÃO



A região no entorno da fazenda caracteriza-se, em menor proporção, por ambientes semelhantes a esses escolhidos e, em maior proporção, por áreas cuja vegetação foi suprimida para o estabelecimento de pastagens destinadas à criação de gado leiteiro (VITAL , 1999).

Clima

A área de estudo enquadra-se, segundo a classificação de Köppen, no tipo climático Cwa (clima temperado de inverso seco), com temperatura máxima média de 23 °C e temperatura mínima média de 17 °C, o que resulta em uma temperatura média compensada em 22 °C (NASCIMENTO & PEREIRA, 1988).

A precipitação média anual na região está em torno de 1.562 mm (DAEE, 1993) e a estação seca ocorre de abril e setembro; sendo os meses de junho, julho e agosto os de menor precipitação e também os mais frios. De outubro e março ocorre a maior quantidade de chuvas, e janeiro e fevereiro são os mais chuvosos e também os mais quentes (Tabela 2).

TABELA 2. VALORES MENSIS MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE PRECIPITAÇÃO (mm) NA REGIÃO DE SANTA BRANCA, SP, DE 1991 A 2001

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
méd	239	193	158	491	57	33	28	24	92	109	115	153
máx	531	353	268	86	113	123	71	60	151	201	260	247
mín	141	121	61	0	0	0	0	0	0	27	32	78

Vegetação

A área de estudo está inserida no domínio da floresta Atlântica. A vegetação original de região era do tipo Floresta Ombrófila Densa (BRASIL, 1983). Atualmente a influência humana alterou completamente o ambiente pela substituição da vegetação original por pastagens e reflorestamentos de eucalipto (VENTURA *et al.*, 1965 e 1966).

Métodos de amostragem

Para se conhecer a fauna de mamíferos silvestres, não voadores, nos diferentes ambientes escolhidos, foram realizados 6 períodos de coleta de 7 dias cada, abrangendo todas as estações do ano em 2001. Para a coleta de dados foram utilizados métodos diretos e indiretos, sendo que a fauna local foi dividida em "pequenos mamíferos" e "outros mamíferos". Os dois subgrupos foram amostrados igualmente nos quatro ambientes em transecções (*transecto*, trilha ou trajeto linear) de 400 m de comprimento.

Pequenos mamíferos

A amostragem deste grupo, representado basicamente por roedores e marsupiais, foi feita através de um processo sistemático de captura com armadilhas de arame galvanizado (de 15x15x40 cm e de 12x12x20 cm) e armadilhas de queda (*pitfalls*). A cada período de coleta as armadilhas permaneciam abertas e iscadas durante 6 noites e eram vistoriadas todas as manhãs. As armadilhas foram iscadas simultaneamente com banana, creme de amendoim e chumaços de algodão embebidos em óleo de fígado de bacalhau (Emulsão Scott).

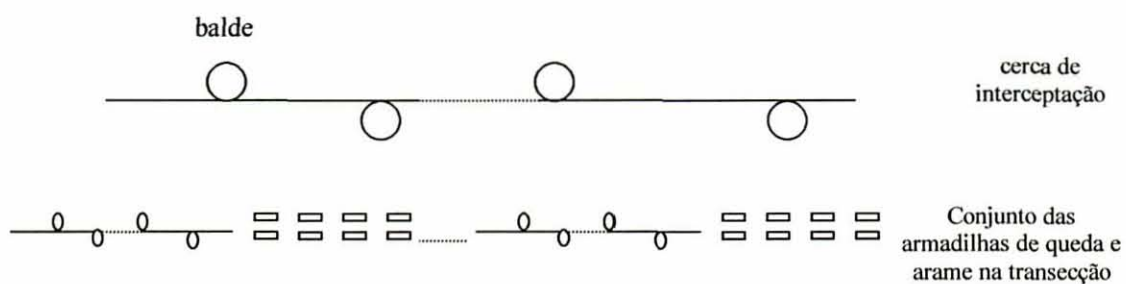
As armadilhas de queda foram construídas com baldes de 35 litros, enterrados até o nível do solo e interligados por cercas-guia ou cercas de interceptação, estas confeccionadas com tela plástica (sombrite) que foi enterrada 10 cm e suportada por estacas de bambu a cada 3 m (Figura 10).

FIGURA 10. ARMADILHAS DE QUEDA INSTALADAS NO FRAGMENTO NATIVO



Cada transecção foi dividida em quatro seções de 100 m, onde foram instaladas, alternadamente, armadilhas de quedas e armadilhas de arame. Em cada seção foram instalados 10 baldes eqüidistantes 10 m em lados alternados da cerca (Figura 11).

FIGURA 11. DISPOSIÇÃO DAS ARMADILHAS DE QUEDA



As armadilhas de arame, instaladas na segunda e quarta seção (Figura 11), foram dispostas em estações de captura eqüidistantes 10 m. Em cada estação foram colocadas duas armadilhas, uma pequena e uma média, em lados opostos da trilha e afastadas aproximadamente 4 m uma da outra.

Na trilha do fragmento, as armadilhas foram colocadas, alternadamente, uma no solo e a outra (Figura 12) em troncos, galhos ou cipós até 2 m de altura (FONSECA & KIERULFF, 1989; STALLINGS *et al.*, 1991).

FIGURA 12. ARMADILHA DE ARAME (MÉDIA) COLOCADA SOBRE ÁRVORE NO FRAGMENTO NATIVO PARA CAPTURA DE ESPÉCIES ARBORÍCOLAS



Captura e marcação

Os animais capturados foram identificados, por comparação a uma coleção de referência, sexados, pesados e marcados com anilhas metálicas numeradas (National Band and Tag Co., USA) aplicadas em uma das orelhas (Figura 13). Os marsupiais, além de anilhas metálicas, também foram marcados por picotes nas

orelhas, para diferencia-los no caso de perda de anilhas.

Os espécimes que não puderam ser identificados em campo ou que morreram nas armadilhas foram taxidermizados, identificados no Museu de Zoologia da Universidade São Paulo e no Museu de História Natural do Capão da Imbuía, Prefeitura Municipal de Curitiba, formando uma coleção referência que foi depositada na Universidade de Mogi das Cruzes, SP.

FIGURA 13. MARCAÇÃO INDIVIDUAL DE ROEDOR COM ANILHA METÁLICA NUMERADA



Outros mamíferos

Para os animais, cuja captura em armadilha é dificultada pelo tamanho ou hábito, foram usados diferentes métodos para a comprovação da existência da espécie. Observação direta foi usada para mamíferos de médio e grande porte durante as vistorias das armadilhas e caminhadas nas trilhas. Para cada animal observado, foram registrados o ambiente e a espécie.

O inventário de fauna foi complementado com identificação de pegadas. Para tanto, foram instaladas caixas com areia peneirada ou calcário ao longo de cada uma das linhas de armadilhas de queda em locais que já estavam previamente limpos (Figura 14).

FIGURA 14. CAIXA DE AREIA PARA A IMPRESSÃO DE PEGADAS INSTALADA JUNTO À CERCA DAS DE ARMADILHAS DE QUEDA



Em cada linha foram instaladas 4 caixas (*plots*) de 1 m², totalizando 8 por ambiente, que eram limpas de folhas e galhos diariamente e reformadas antes de cada período de coleta.

As impressões das pegadas eram medidas (largura e comprimento dos

dedos e almofada, largura e comprimento da pegada e largura e comprimento da passada), fotografadas (Figura 15) e a espécie identificadas com base em guias de campo (ARANDA, 1981; EMMONS & FEER, 1990; BECKER & DALPONTE, 1991).

FIGURA 15. PEGADAS DE ONÇA-PARDA (*Puma concolor*)



Análise dos dados

Para comparar os 4 ambientes quanto à fauna que abrigam, as informações obtidas pelos vários métodos de levantamento foram transformadas em valores quantitativos para o cálculo de índices (Anexo 1) como frequência de ocorrência (LINDSDALE, 1928), índice de abundância relativa (SILVA *et al.*, 2000), índice de densidade relativa (KRAVETZ, 1972; CRESPO, 1996) e índice de similaridade de Jaccard para expressar o grau de semelhança entre os 4 ambientes de estudo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Composição da mastofauna

Em todos os ambientes amostrados e através das diferentes técnicas aplicadas, foram registradas 20 espécies de mamíferos, de 11 famílias e 6 ordens (Tabela 3).

TABELA 3. ESPÉCIES DE MAMÍFEROS REGISTRADAS NA FAZENDA TABOÃO, SANTA BRANCA, SP

Ordem	família	espécie	nome comum
Marsupialia	Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	gambá-de-orelha-preta
		<i>Philander opossum</i>	cuíca-de-quatro-olhos
		<i>Monodelphis americana</i>	cuíca 1
		<i>Gracilinanus microtarsus</i>	cuíca 2
Edentata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha
		<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-de-rabo-mole
Carnívora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato
	Felidae	<i>Puma concolor</i>	onça-parda
		<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaritica
		<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	gato-mourisco
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	irara
Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	guaxinim	
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama</i> sp	veado
Rodentia	Cricetidae	<i>Nectomys squamipes</i>	rato-d'água
		<i>Akodon cursor</i>	rato silvestre 1
		<i>Olygoryzomys eliurus</i>	rato silvestre 2
		<i>Calomys</i> sp	rato silvestre 3
	Sciuridae	<i>Sciurus ingrami</i>	esquilo
	Hidrochoeridae	<i>Hidrochaeris hidrochaeris</i>	capivara
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapiti

Algumas das espécies registradas na área de estudo têm a capacidade de ocupar e sobreviver em ambientes alterados, como é o caso de roedores, principalmente aqueles pequenos dos gêneros *Akodon* e *Olygoryzomys*, e marsupiais (*Didelphis*), consideradas espécies comuns em ambientes alterados (EVANS, 1982).

Carnívoros generalistas relativamente comuns, como o cachorro-do-mato,

(STALLINGS, 1989) e pequenos felinos especialistas são freqüentemente observados em áreas alteradas e vegetação secundária, como foram constatados em pelo menos dois ambientes durante esse estudo.

Já, o registro de puma e jaguatirica indica que, por maior que seja o grau de alteração da área estudada, essa matriz, formada por reflorestamentos de eucalipto, fragmentos e áreas em recuperação, é capaz de abrigar inclusive espécies consideradas especialistas de topo da cadeia alimentar.

Além disso, entre as espécies registradas, 3 figuram na lista de espécies brasileiras ameaçadas de extinção e duas constam da lista de fauna ameaçada do estado de São Paulo, reforçando a importância de tais áreas para a manutenção de uma fauna.

Espécies ameaçadas

A onça-parda (*Puma concolor*), o segundo maior felino brasileiro, é uma espécie de ampla distribuição geográfica e ocorre praticamente em todo território brasileiro. Consta da lista dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção, sendo que o fator de maior ameaça a espécie é a destruição do ambiente, seguido da caça. Essa espécie foi registrada através de pegadas (Figura 15). O maior número de registros (caixa de areia) ocorreu no interior do fragmento, mas a maioria das pegadas foram encontradas na bordadura dos outros ambientes estudados.

A jaguatirica (*Leopardus pardalis*), felino de médio porte com ampla distribuição geográfica abrangendo a América do Norte, Central e do Sul, é citada no apêndice I da CITES e como espécie ameaçada na lista dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção. As causas de ameaça são a destruição do

ambiente e a caça que sustenta o comércio de peles. Na área de estudo, foram vistas pegadas em estradas adjacentes a todos os ambientes, porém, dos 4 ambientes estudados, sua presença foi registrada somente no interior do fragmento e do talhão de eucalipto com subosque.

Os gatos silvestres de pequeno porte, como *Herpailurus yagouaroundi*, são considerados importantes predadores e a maioria deles também consta de listas de espécies ameaçadas. A destruição das áreas naturais e a caça são as principais ameaças. Na área de estudo, constou-se a presença de espécies de gatos no interior da área em recuperação e do talhão de eucalipto com subosque, além de pegadas observadas em outros locais.

O guaxinim ou mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), pertencente à ordem dos carnívoros, é uma espécie relativamente comum, com ampla distribuição em todo território brasileiro. No estado de São Paulo, porém, em virtude de poucas informações da espécie em vida livre, foi incluída na lista da fauna ameaçada do estado na categoria "provavelmente ameaçada". Na área de estudo, esta espécie foi registrada no interior do fragmento e na área em recuperação.

A cuíca ou marmosa (*Gracilinanus microtarsus*), espécie da família do gambá, é um dos menores marsupiais encontrados na floresta Atlântica. Apesar de relativamente comum, pela falta de informação e estudos sobre a espécie, foi incluída na lista da fauna ameaçada do estado de São Paulo, na categoria "provavelmente ameaçada". Os registros da espécie foram obtidos no fragmento, na área em recuperação e no talhão de eucalipto sem subosque.

Capturas em armadilhas de queda

A amostragem por esta técnica resultou na captura de 5 espécies de pequenos mamíferos, pertencentes às ordens Rodentia (3 espécies) e Marsupialia (2 espécies), representando 25% do total de espécies registradas. O esforço empregado foi de 2.880 armadilhas/noite com rendimento de 4,5%, referentes a 135 capturas, sendo 4 marsupiais (3%) e 131 roedores (97%).

Esta técnica de captura rendeu um maior número de exemplares pois, por não se fecharem como as armadilhas de arame, permite a captura de mais de um indivíduo (Figura 16). Na Tabela 3 estão relacionadas as espécies e o número de capturas por ambiente.

FIGURA 16. ROEDORES CAPTURADOS EM ARMADILHA DE QUEDA



TABELA 4. NÚMERO DE CAPTURAS POR ESPÉCIE EM ARMADILHAS DE QUEDA

espécies	ambientes*				total
	FRAG	S/SUB	REC	C/SUB	
<i>Monodelphis americana</i>	1	-	-	-	1
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	-	1	2	-	3
<i>Akodon cursor</i>	6	3	17	11	37
<i>Oligoryzomys eliurus</i>	26	7	17	15	65
<i>Calomys</i> sp	3	6	16	4	29
total	33	17	52	30	

* frag = fragmento, s/sub = talhão de eucalipto sem subosque, rec = área em recuperação, c/sub = talhão de eucalipto com subosque

As armadilhas de queda apresentaram, em número de espécies, praticamente a mesma eficiência em todos os ambientes estudados. Os roedores foram comuns a todos os ambientes, ficando a variação por conta de duas espécies de marsupiais (*M. americana*, capturada somente no fragmento, e *G. microtarsus*, capturada no talhão de eucalipto sem subosque e na área em recuperação). Quanto ao número de capturas, 39% (52) foram na área em recuperação, 27% (36) no fragmento, 22% (30) no talhão de eucalipto com subosque e 13% (17) no talhão de eucalipto sem subosque. A espécie mais capturada foi *O. eliurus* com 48% (65) e a menos capturada *M. americana* com apenas 0,7% (1 exemplar).

Dois ambientes se destacaram pelo número de capturas de roedores, particularmente dos gêneros *Akodon* e *Olygoryzomys*. A área em recuperação e o talhão de eucalipto com subosque apresentaram taxas mais elevadas de captura, talvez pelo fato de que o subosque em desenvolvimento sob o povoamento de eucalipto seja como uma fase do processo de regeneração natural, tornando esse ambiente semelhante ao da área em recuperação.

A proximidade do talhão com subosque ao fragmento nativo também

favorece uma maior diversidade vegetal, o que deve permitir a existência de pequenos roedores atraídos pela maior disponibilidade de insetos e sementes, além disso, a densidade da vegetação herbácea proporciona maior opções de abrigo a esses animais.

Capturas em armadilha de arame

A amostragem com armadilhas de arame resultou na identificação de 7 espécies de pequenos mamíferos pertencentes às ordens Marsupialia (3) e Rodentia (4), representando 35% das espécies capturadas.

O esforço empregado nesta técnica foi de 5.960 armadilhas/noite com um rendimento de 2,4%, referente a 143 capturas, sendo 32 de marsupiais (22%) e 111 de roedores (78%). Comparando-se com as capturas em armadilhas de queda, esta técnica favoreceu a captura de animais maiores, tanto de marsupiais (*D. marsupialis* e *P. opossum*) quanto de roedores (*N. squamipes*), que provavelmente conseguiriam sair das armadilhas de queda devido à pequena profundidade dos baldes (aproximadamente 45 cm de profundidade).

Nos 4 ambientes amostrados, o número de capturas foi semelhante, sendo 28% delas na área em recuperação, 27% no fragmento, 23% no talhão de eucalipto sem subosque e 22% no talhão de eucalipto com subosque. O número de indivíduos por espécie capturados nos diferentes ambientes está disponível na Tabela 5.

TABELA 5. NÚMERO DE CAPTURAS POR ESPÉCIE EM ARMADILHAS DE ARAME

espécies	ambientes*				total
	FRAG	S/SUB	REC	C/SUB	
<i>Didelphis marsupialis</i>	4	4	-	5	13
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	8	5	-	-	13
<i>Philander opossum</i>	6	-	-	-	6
<i>Akodon cursor</i>	3	3	8	13	27
<i>Nectomys squamipes</i>	1	-	-	-	1
<i>Oligoryzomys eliurus</i>	17	21	29	13	80
<i>Calomys</i> sp	-	-	3	-	3
Total	39	33	40	31	

* frag = fragmento, s/sub = talhão de eucalipto sem subosque, rec = área em recuperação, c/sub = talhão de eucalipto com subosque

Apesar de o número de capturas se apresentar semelhante nos 4 ambientes, o número de espécies capturadas apresentou variação. No fragmento foi encontrado o maior número de espécies (6), representando 50% a mais que o encontrado no talhão de eucalipto sem subosque e o dobro dos outros ambientes. A espécie mais capturada, nos quatro ambientes, foi novamente *O. eliurus* (roedor), com 56% (80); este fato parece confirmar o pioneirismo desta espécie na colonização de novas áreas. A espécie *N. squamipes* (roedor) foi a menos capturada, com 0,7% (1 exemplar), talvez pelo fato de a espécie estar fortemente relacionada à existência de cursos d'água, e estes só ocorriam no interior do fragmento.

Registros por observação direta e identificação de pegadas

Os esforços empregados para registros por observação direta se restringiram ao tempo despendido de caminhada e verificação das armadilhas de queda e de arame, somente nas linhas onde foram instaladas. Mesmo assim, foi possível o registro de 4 espécies de mamíferos, especificamente espécies que

apresentam hábitos diurnos, como tatu-galinha (*Dasyopus novemcintus*), irara (*Eira barbara*) e esquilo (*Sciurus ingrami*), além do gambá-de-orelha-preta (*Didelphis marsupialis*). Já a identificação das impressões de pegadas nas caixas de areia, resultado de um esforço de 288 *plots*/noite, resultou em 69 registros de 11 espécies.

Essas técnicas, em conjunto, permitiram a identificação de 13 espécies, para todos os ambientes amostrados (Tabela 5), representando 65% do total de espécies registradas nesse estudo (Figura 17). Dessas, apenas uma espécie de gambá (*Didelphis marsupialis*) foi registrada também por captura.

FIGURA 17. PORCENTAGEM DE ESPÉCIES REGISTRADAS EM FUNÇÃO DA TÉCNICA UTILIZADA

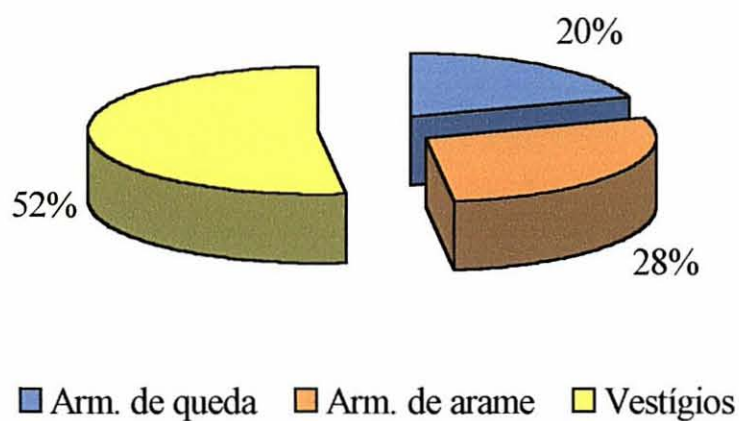


TABELA 6. NÚMERO DE REGISTROS POR ESPÉCIE ATRAVÉS DE OBSERVAÇÃO DIRETA (od) E IDENTIFICAÇÃO DE PEGADAS

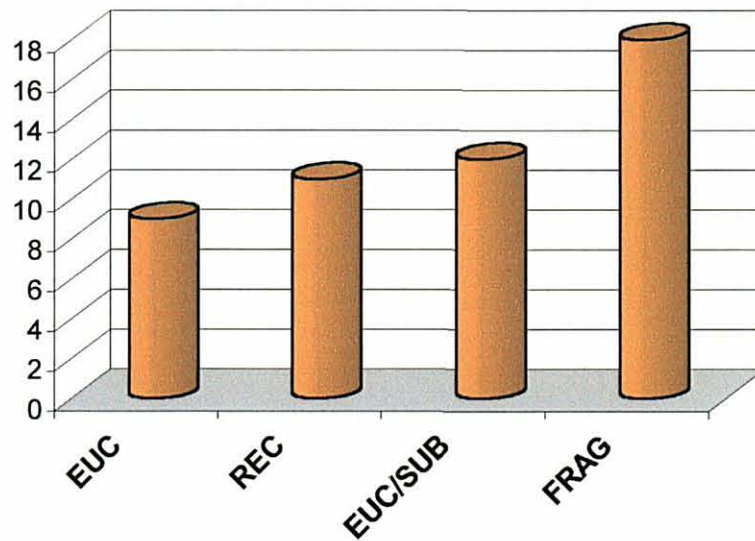
espécie	ambientes*				identificação
	FRAG	S/SUB	REC	C/SUB	
<i>Didelphis marsupialis</i>	1	1	-	-	pegada/od
<i>Dasyurus novemcinctus</i>	2	-	3	-	pegada/od
<i>Cabassous unicinctus</i>	1	-	1	3	pegada
<i>Cerdocyon thous</i>	5	5	3	6	pegada
<i>Puma concolor</i>	3	1	1	1	pegada
<i>Leopardus pardalis</i>	6	-	-	4	pegada
<i>Hepailurus yagouaroundi</i>	-	-	2	2	pegada
<i>Eira bárbara</i>	2	-	-	-	od
<i>Procyon cancrivorus</i>	1	-	1	2	pegada
<i>Mazama sp</i>	3	1	2	2	pegada
<i>Sciurus ingrami</i>	11	-	-	-	od
<i>Hidrochaeris hidrochaeris</i>	5	-	-	-	pegada
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	-	2	-	1	pegada

* frag = fragmento, s/sub = talhão de eucalipto sem subosque, rec = área em recuperação, c/sub = talhão de eucalipto com subosque

Quanto ao uso dos ambientes, foi no fragmento que se registrou o maior número de espécies. Onze delas (90%) usam o ambiente do fragmento e algumas dessas com certa constância. No talhão de eucalipto com subosque foram registradas 8 espécies (60%), na área em recuperação foram 7 espécies (54%) e foi no talhão de eucalipto sem subosque que se registrou o menor número de espécies, apenas 5 (40%), estes números refletem os resultados gerais do estudo em termos de riqueza de espécies (figura 18).

Os resultados obtidos através da análise de vestígios mostram que a identificação de espécies com base nos indícios encontrados é uma ferramenta importante nos estudos faunísticos, uma vez que em termos qualitativos, esta técnica permitiu um maior número de determinações de espécies se comparada aos métodos diretos.

FIGURA 18. NÚMERO TOTAL DE ESPÉCIES REGISTRADAS POR AMBIENTE



Índices calculados

A frequência de ocorrência para cada espécie registrada nos quatro ambientes estudados e os índices de abundância relativa e de densidade relativa, calculados para as espécies de pequenos mamíferos capturados em armadilhas, estão disponíveis nas Tabelas 6 e 7.

TABELA 7. FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA DAS ESPÉCIES REGISTRADAS

espécie	ambiente*			
	FRAG	S/SUB	REC	C/SUB
<i>Didelphis marsupialis</i>	4,34	8,33	-	6,09
<i>Philander opossum</i>	5,21	-	-	-
<i>Monodelphis americana</i>	0,86	-	-	-
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	6,95	10	1,9	-
<i>Dasybus novemcinctus</i>	1,73	-	2,85	-
<i>Cabassous</i> sp	0,86	-	0,95	3,65
<i>Cerdocyon thous</i>	4,34	8,33	2,85	7,31
<i>Puma concolor</i>	2,6	1,66	0,95	1,21
<i>Leopardus pardalis</i>	5,21	-	-	4,87
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	-	-	1,9	2,43
<i>Eira barbara</i>	1,73	-	-	-
<i>Procyon cancrivorus</i>	0,86	-	0,95	2,43
<i>Mazama</i> sp	2,6	1,66	1,9	2,43
<i>Nectomys squamipes</i>	0,86	-	-	-
<i>Akodon cursor</i>	7,82	10	21,73	20,86
<i>Olygoryzomys eliurus</i>	37,39	46,66	43,8	34,14
<i>Calomys</i> sp	2,6	10	18,09	4,87
<i>Sciurus ingrami</i>	9,56	-	-	-
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	4,34	-	-	-
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	-	3,33	-	1,21

* frag = fragmento, s/sub = talhão de eucalipto sem subosque, rec = área em recuperação, c/sub = talhão de eucalipto com subosque

TABELA 8. ÍNDICES DE ABUNDÂNCIA E DE DENSIDADE RELATIVA () DAS ESPÉCIES DE PEQUENOS MAMÍFEROS

Espécie	ambiente*			
	FRAG	S/SUB	REC	C/SUB
<i>Didelphis marsupialis</i>	5,3 - (0,2)	8 - (0,2)	--	8,2 - (0,2)
<i>Philander opossum</i>	7 - (0,3)	-	-	-
<i>Monodelphis americana</i>	1,3 - (0,05)	-	-	-
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	10,6 - (0,4)	12 - (0,3)	2,2 - (0,1)	-
<i>Nectomys squamipes</i>	1,3 - (0,05)	-	-	-
<i>Akodon cursor</i>	12 - (0,5)	12 - (0,3)	27,2 - (1,2)	39,4 - (1,1)
<i>Olygoryzomys eliurus</i>	57,3 - (2)	56 - (1,3)	50 - (2,1)	46 - (1,3)
<i>Calomys</i> sp	4 - (0,1)	12 - (0,3)	20,6 - (0,9)	6,5 - (0,2)

* frag = fragmento, s/sub = talhão de eucalipto sem subosque, rec = área em recuperação, c/sub = talhão de eucalipto com subosque

Os roedores dos gêneros *Akodon* e *Oligoryzomys* se destacaram apresentando altas taxas de abundância e densidade relativa em comparação às outras espécies registradas, para os primeiros, gênero *Akodon*, resultados semelhantes foram obtidos por STALLINGS *et al.* (1991); D'ANDREA *et al.* (1999) e SILVA *et al.* (2000).

As altas taxas, para este gênero, ocorreram principalmente nas áreas em recuperação e talhões de eucalipto com e sem subosque. A espécie *Oligoryzomys eliurus* teve o maior densidade relativa no fragmento nativo seguido pela área de recuperação e talhão de eucalipto com e sem subosque. Esta ocupação, principalmente nos talhões de eucaliptos e áreas em recuperação, provavelmente se deve a existência de nichos livres criados pelo homem, com condições de abrigar algumas espécies capazes de colonizar tais áreas e sobreviverem com os recursos existentes.

Entre os marsupiais foi observada maior abundância do marsupial *Gracilinanus microtarsus*, no talhão sem subosque, este surpreendeu por ser considerada uma espécie arborícola e se encontrar na área de eucalipto sem subosque, a atração desta espécie por estes locais deve estar diretamente ligada a oferta de insetos que é bastante grande em áreas de povoamento.

Três exemplares desta espécie, após terem sido liberados, foram observados à distância, sendo que o deslocamento e forrageamento, verificados durante a soltura do animal, foram feitos essencialmente no solo, sem que o animal escalasse os eucaliptos existentes na área.

Com exceção da espécie *O. eliurus*, o fragmento nativo apresentou

densidades menores, porém com maior riqueza, já que contou com a presença de todos os pequenos mamíferos registrados na fazenda, sendo que espécies como *P. opossum*, *M. americana* e *N. squamipes* não tiveram representatividade em outros ambientes, talvez por estes não apresentarem a complexidade existente na floresta nativa, fator essencial para sobrevivência de muitas espécies silvestres.

O índice de similaridade de Jaccard, calculado para indicar em porcentagem a semelhança entre os ambientes estudados, apresentou uma diferença pouco maior que 50% entre os valores extremos obtidos (Tabela 9).

TABELA 9. ÍNDICE DE SIMILARIDADE DE JACCARD ENTRE OS AMBIENTES ESTUDADOS

ambientes	J (%)
fragmento e eucalipto sem subosque	42,1
fragmento e área em recuperação	52,6
fragmento e eucalipto com subosque	50
eucalipto sem subosque e área em recuperação	53,8
área em recuperação e eucalipto com subosque	64,3
eucalipto sem subosque e eucalipto com subosque	61,6

A maior semelhança calculada foi entre o talhão de eucalipto com subosque e a área em recuperação, confirmando o observado anteriormente. Fato semelhante foi registrado em um estudo com aves realizado por MARCONDES-MACHADO & PIRATELLI (1992), quando compararam um talhão de eucalipto com sub-bosque e um reflorestamento com nativas, observando que as duas situações seriam propícias para a manutenção de aves insetívoras, pelo menos.

A menor semelhança foi entre o fragmento com o talhão de eucalipto sem subosque, o que parece reforçar a hipótese de que a presença de um subosque proporcionando uma maior complexidade e criação de mais micro-ambientes,

permite a utilização destes locais pela mastofauna nativa. PIRATELLI *et al.* (1997), estudando aves em talhões de eucalipto, também encontraram maior diversidade de espécies nos talhões com subosque.

Fixação de residência

Como os animais foram marcados, foi possível determinar a taxa de recaptura de pequenos mamíferos nos diferentes ambientes (Tabela 10).

TABELA 10. TAXAS DE RECAPTURAS DE PEQUENOS MAMÍFEROS POR AMBIENTE ESTUDADO

espécie	% recaptura/ambiente*		
	S/SUB	REC	C/SUB
<i>Didelphis marsupialis</i>	75(n=3)	-	40(n=2)
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	33(n=6)	-	-
<i>Akodon cursor</i>	-	21(n=25)	20(n=24)
<i>Olygoryzomys eliurus</i>	36(n=28)	11(n=36)	17(n=28)
<i>Calomys sp</i>	17(n=6)	25(n=19)	-

* s/sub = talhão de eucalipto sem subosque, rec = área em recuperação, c/sub = talhão de eucalipto com subosque; (n)= número de indivíduos

Interessante observar que os marsupiais (*D. marsupialis* e *G. microtarsus*) aparecem com maiores taxas de recaptura em talhões de eucalipto com e sem subosque e não aparecem na área em recuperação, obviamente estas recapturas, várias de um mesmo animal, indicam que, apesar de poucos indivíduos utilizarem estas áreas estes parecem ter encontrado ali condições para ocupação e permanência nestes ambientes.

É possível que algumas espécies não só utilizem os talhões de eucalipto com e sem subosque e a área em recuperação, além do fragmento, para forrageamento, mas também fixem residência nesses ambientes ampliando, desta forma, suas populações.

Manutenção do subosque

Os resultados obtidos demonstram que um número significativo de espécies da mastofauna nativa utiliza as áreas de reflorestamento, sendo que os talhões com subosque apresentam maior riqueza em relação às áreas sem subosque (Figura 18).

Apesar do importante papel do subosque para a fauna silvestre, ocorre que as espécies florestais utilizadas em plantios de rápido crescimento podem ser prejudicadas em seu desenvolvimento inicial pela competição com outras espécies diminuindo a produtividade dos plantios.

Neste aspecto, muitas empresas, na busca de soluções que diminuam as perdas comerciais aumentando a biomassa dos povoamentos, optam por suprimir totalmente o subosque, eliminando as plantas infestantes e uma variedade de outras espécies. Tal prática diminui as opções de alimento e abrigo para muitas espécies animais de pequeno porte, o que, conseqüentemente, deve-se refletir por toda a cadeia alimentar.

Um estudo realizado pela Votorantim Celulose e Papel (dados não publicados) em talhões de eucalipto comparou alguns níveis de redução do subosque, desde zero até 100%. Os resultados demonstram que sempre houve diminuição do crescimento das árvores de eucalipto quanto submetidas a qualquer nível de competição com o subosque. Quando comparados os tratamentos extremos, limpeza total com manutenção integral do subosque, a redução foi pouco mais de 20% em volume, o estudo mostra, ainda, outras alternativas de manejo que oferecem resultados estatísticos semelhantes, porém com menor impacto ao ambiente.

Esse caso particular não envolve, porém, uma análise de custos e benefícios. Os custos diretos para executar a limpeza, as vantagens de manter uma cobertura do solo, de contar com uma fauna de solo diversificada, de reduzir a evaporação, de proteger o solo de erosão e de compactação, de diminuir a contaminação por herbicidas e de outras vantagens de caráter mais geral, como a de proporcionar um ambiente mais estável, reduzindo a possibilidade de proliferação de pragas, não foram computados.

É de se perguntar, por exemplo, se a água de qualidade produzida pelos córregos conservados não representa um ganho maior (para a sociedade, pelo menos) que os 20% de biomassa produzidos a um custo menor.

Experimentos desta natureza são extremamente importantes, não só para quantificar ganhos de produtividade com redução de custos de manejo, mas também para oferecer possibilidade de existência para a vida silvestre local.

Uma maior estabilidade ou equilíbrio ambiental deve, a médio ou longo prazo, proporcionar vantagens que possam suplantar certas reduções de produtividade.

CONCLUSÕES

As informações obtidas por esse estudo assemelham-se às existentes em trabalhos similares sobre fragmentos de vegetação nativa imersos em uma paisagem formada por reflorestamento comercial. Os resultados demonstram que a fauna local pode vir a se beneficiar mais nessa situação do que fragmentos circundados por áreas destinadas à pecuária ou à agricultura.

A presença, nas áreas de povoamento, de espécies que residem especificamente na serapilheira, ou chão da floresta, particularmente pequenos roedores, demonstra que algumas espécies podem sobreviver e povoar as áreas entre os fragmentos, ou seja, colonizam as áreas plantadas que parecem funcionar como um elo de ligação entre os remanescentes nativos.

A presença de pequenos mamíferos nos talhões obviamente atrai outros grupos zoológicos, que podem ter, assim, a possibilidade de existirem no local pela oferta de alimento e abrigo. É possível que, a área de vida de um animal qualquer possa ser parte de um talhão com subosque limítrofe a um fragmento de vegetação nativa.

O presente estudo pretendeu contribuir com informações para justificar futuras análises das práticas comuns de manejo de plantios comerciais que visem menor impacto sobre o meio e maior contribuição desse setor para a conservação da vida silvestre local e regional.

RECOMENDAÇÕES

A área estudada corresponde a uma pequena amostra de uma extensa paisagem que existe em muitas regiões do Brasil e, em especial, na região do Vale do Paraíba em São Paulo. Guardadas as particularidades, pode-se extrapolar os resultados obtidos para áreas com históricos similares.

O fator mais importante a ser considerado, para se conservar a fauna de áreas semelhantes a essa, é sem dúvida a proteção e, se possível, a conexão dos fragmentos nativos.

O reflorestamento comercial com subosque atuaria como coadjuvante ampliando ambientes que poderiam representar área de vida e de forrageamento para a fauna. Nesse sentido, são propostas as seguintes recomendações:

- 1) Proteger as bordas dos fragmentos e áreas em recuperação com espécies vegetais características de borda de floresta ou com talhões destinados à produção de madeira de grandes dimensões, ou simplesmente com faixas de eucalipto ao redor dos remanescentes, a exemplo do que é realizado na VCP, o que minimizará os efeitos negativos à vegetação causados pela exposição à luz e vento.
- 2) Promover a formação de um subosque variado sob os talhões de eucalipto o que aumentará a oferta de alimento e de abrigo para, pelo menos, a fauna de menor porte.

- 3) Promover a conexão dos fragmentos e das áreas em recuperação com talhões de eucalipto, em forma de faixas, que seriam usados como áreas de produção de semente ou destinados à produção de madeira de grandes dimensões para serraria ou laminação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A.N. 1977. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários. Paleoclimas, 3: 1-18.

AGUDELO, G.A.P. & CASTILLO, A.S. 1997. Programa de evaluación del impacto ambiental de las plantaciones forestales comerciales em Colombia. CONIF-MINAMBIENTE-1997.

ALMEIDA, F.F.M. 1964. Fundamentos geológicos do relevo paulista. Boletim do Instituto de Geografia e Geologia, v. 41, p. 169-263.

ALMEIDA, A.F. 1979. Influência do tipo da vegetação nas populações de aves em uma floresta implantada de *Pinus* spp., na região de Agudos, SP. Silvicultura, Anais do 3º Congresso Florestal Brasileiro, vol. II

ALMEIDA, F.F.M.; HASUI, Y.; NEVES, B.B.B. 1976 . The upper precambrian of South America. Boletim do Instituto de Geologia, v. 7, p. 45-80

AMBUEL, B., & TEMPLE, S.A. 1983. Área-dependedt changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. Ecology, 64: 1057-1068.

ARANDA, J.M. 1981. Rastos de los mamíferos silvestres de México. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos, México.

AYRES, J.M., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., QUEIROZ, H.L., PINTO, L.P., MASTERSON, D. & CAVALCANTE, R.B., 1997. PPG7 – Programa piloto para proteção das florestas tropicais brasileiras. Workshop Floresta Atlântica e Campos Sulinos – MMA/IBAMA. Brasília, DF.

BARROS-BATESTI, D.M.; MARTINS, R.; BERTIM, C.R.; YOSHINARI, N.H.; BONOLDI, V.L.N.; LEON, E.P.; MIRETZIK, M.; SCHUMAKER, T.T.S. 2000. Land fauna composition of small mammals of a fragment of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. Revta. Bras. Zool. 17 (1), p. 241-249.

BECKER, M. & DALPONTE, J. 1991. Rastos de mamíferos silvestres brasileiros. Editora Universidade de Brasília, DF: 1-180.

BONVICINO, C.R.; LANGGUTH, A.; LINDBERGH, S.M.; PAULA, A.C. 1997. In elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, South eastern Brazil. Mammalia, 61, num. 4, p. 547-560.

BRASIL. 1983. Ministério das Minas e Energia. Projeto Radambrasil: folha SF 23/24 Rio de Janeiro/Vitória. Rio de Janeiro (Levantamento de recursos Naturais, 32)

CÂMARA, E.M.V.C.; LESSA, L.G. 1994. Inventário dos Mamíferos do parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. Bios, Cadernos do Departamento de Ciências Biológicas da PUC-MG, v.2, num.2, p.31-35

CAMPOS, C. 1912. Mapa florestal. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, Indústria e Comércio, Serviço geológico e mineralógico do Brasil, 20p.

CAPOBIANCO, J.P.R. & LIMA, A.R. 1997. A evolução da proteção legal da Mata Atlântica. In: LIMA, A.R. & CAPOBIANCO, J.P.R. (org.) Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para sua conservação. Documentos do ISA, 4: 7-16.

CECHIN, S.Z.; MARTINS, M., 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. Revta. Bras. Zool. 17(3):729-740.

CERQUEIRA, R. 1985. The distribution of Didelphis (Poliprotodontia, Didelphidae) in South América. J.Biogeog., 12:135-145.

CERQUEIRA, R.; R. GENTILE; F.A.S. FERNANDEZ & P.S. D'ANDREA. 1993. A five-year population study of an assemblage of small mammals in Southeastern Brazil. Mammalia 57:507-517.

CERQUEIRA, R.; G. MARROIG & L. PINDER (in press). The Distribution of the family Callitrichidae in Rio de Janeiro state, South-eastern Brazil. Mammalia.

CHIARELLO, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. Biologica Conservation, 89: 71-82.

CHIARELLO, A.G. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. Revista Brasileira de Biologia, 60(2): 237-247.

CRAWSHAW JR., P.G.; QUIGLEY, H.B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. J. Zool. 223, p. 357-370.

CRESPO, J.A . 1966. Ecología de una comunidad de roedores silvestres en el patido de Rojas, provincia de buenos Aires. Ver. Mus. Argent. Cienc. Nat. Bernardino Rivadaria, Ecología, 1 p. 79-134.

DAEE – DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. 1993. Totais mensais de chuvas do Estado de São Paulo. São Paulo. 15 p.

D'ANDREA, P.S.; GENTILE,R.; CERQUEIRA, R.; GRELLE, C.E.V.; HORTA, C. & REY, L., 1999. Ecology of small mammals in a Brazilian rural área. Revta. Bras. Zool. 16(3):611-620.

- DARIO, F.R., 1999. Influência de corredor florestal entre fragmentos da Mata Atlântica utilizando-se a avifauna como indicador ecológico. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 156 pag.
- DAVIES, K.F. & MARGULES, C.R. 1998. Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. Journal of Animal Ecology, 67: 460-471.
- DEAN, W. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira. São Paulo. Companhia da Letras, 484p.
- DIAS, B.F.S. 1993. A conservação da natureza. Em M.N. Pinto (org) Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Editora da Universidade de Brasília, Brasília DF.
- DIETZ, J.M.; COUTO, E.A.; ALFENAS, A.C., FACCINI, A. & G.F. DA SILVA. 1975. Efeitos de duas plantações de florestas homogêneas sobre populações de mamíferos pequenos. Brasil Florestal 6(23): 53-57.
- DOWNES, S.J., HANDASYDE, K.A., ELGAR, M.A. 1997. The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forests. Conservation Biology, 11: 718-726.
- ELLEMBERG, H.; MUELLER-DOMBOIS, D. Tentative physiognomic ecological classification of plant formations of the earth. Geobotanic Institute, v. 37, p. 21-25.
- EMMONS, L.M. & FEER, F. 1990. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Chicago: University of Chicago Press, 1990.
- EVANS, J. 1982. Plantation Forestry in the Tropics. Clarendon Press, Oxford. 472 pp.
- EITEN, G. 1983. Classificação da vegetação do Brasil. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq, Brasília, DF.
- FEARNSIDE, P.M. 1995. Quem desmata a Amazônia, os pobres ou os ricos? Ciência Hoje, 19(113):26-33.
- FERNANDEZ, F.A.S., R. CERQUEIRA, R. & C.J. TRIBE (1988). On the mammals on coastal islands of Rio de Janeiro state, Brazil. Mammalia, 52: 219-224.
- FERRI, M.G. 1980. Vegetação Brasileira, São Paulo, EDUSP, 157p.
- FIRKOWSKI, C., 1993. O habitat para fauna: Manipulações em micro escala. Floresta 21 (1/2):27-43.
- FITZGIBBON, C.D. 1997. Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land use patterns. Journal of Applied Ecology, 34: 530-539.

FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., COSTA, C.M.R., MACHADO, R.B. & LEITE, Y.L.R. 1994. Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

FONSECA, G.A.B., & HERMANN. 1991. Macrogeografia de mamíferos do Brasil. In Resumos do XVIII congresso Brasileiro de Zoologia, Salvador - Bahia, Brasil.

FONSECA, G.A.B. 1985. The vanishing brazilian atlantic forest. Biological Conservation 34:17-34.

FONSECA, G. A. B.; G. HERRMANN; Y.L. LEITE; R. MITTERMEIER; A.B. RYLANDS & J.L. PATTON. 1996. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. Occ. Papers Conserv. Biol., 4: 1-38.

FONSECA, G.A. B.; KIERULFF, M.C.M. 1989. Biology and natural history of Brazilian atlantic forest small mammals. Bulletin Florida State Museum, Gainesville, v. 34, num. 3, p. 99-152.

FREITAS, S.R., MORAES, D.A., SANTORI, R.T., CERQUEIRA, R. 1997. Habitat preferences and food use by *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (*Didelphimorphia*, *Didelphidae*) in a Restinga Forest at Rio de Janeiro. *Rev. Bras. Biol.*, 57(1) p. 93-98.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) 1993. Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período 1985-1990 - Relatório. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.

GILPIN, M.E. & M.E. SOULÉ. 1986. Minimum viable populations: the processes of species extinction. In M.E. Soulé (Ed.). *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity* Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

HERMANN, G. 1991. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos em áreas secundárias de Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG, 111 pag.

HOBBS, R. J. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends Ecol. Evol.* 11:359-396.

IBGE-FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 1993. Mapa de vegetação do Brasil. 2ª edição. IBAMA. Brasília – DF.

KLEIN, R.M. 1990. Estrutura, composição florística, dinamismo e manejo da Mata Atlântica do Sul do Brasil. Anais II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, 1: 259-286.

KRAVETZ, F.º 1972. Estudio del régimen alimentário, períodos de actividad y otros rasgos ecológicos en una población de “Raton hocicudo” (*Oxymycterus rufus platensis*, Thomas) de Punta Lara. Acta Zool. Lilloana, 29, p. 201-213.

LEITÃO-FILHO, H. F. 1993. Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão. Campinas, Editora Unesp/Unicamp.

LEITE, Y.L.R.; STALLINGS, J.R.; COSTA, L.P. 1994. Partição de recursos entre espécies simpátricas de marsupiais na Reserva Biológica de Poço das antas, Rio de Janeiro. Revta. Bras. Biol., 54 (3), p. 525-536.

LINDENMAYER, D.B.; R.B. CUNNINGHAM; C.F. DONNELLY; B.E. TRIGGS & M. BELVEDERE. 1994. Factors influencing the occurrence of mammals in retained linear strips (wildlife corridors) and contiguous stands of montane ash forest in the Central highlands of Victoria, southeastern Australia. Forest Ecol. Manage.

LINDSDALE, J.M. 1928. A method of showing relative frequency of occurrence of birds. Condor, num. 30, p. 180-184.

MAGNANINI, A. 1965. Vegetação. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Geografia do Brasil: grande região leste. Rio de Janeiro, 4: 141-176.

MALCOLM, J.R. 1991. The small mammals of amazonian forest fragments: pattern and process PhD Thesis. University of Florida.

MALCOLM, J.R. 1990. Estimation of animal densities in continuous forest north of Manaus. In: A.H. Gentry (ed.), Four Neotropical Rainforests, 627p. Yale University Press, New Haven. 339-357.

MALCOLM, J. R. 1997. Biomass and Diversity of Small Mammals in Amazonian Forest Fragments. In: Laurance, W. & Bierregard, R. (eds) Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago Press. Cap. 14.

MAMEDE, M.C.H., CORDEIRO, I. E ROSSI, L. 1993. Flora fanerogâmica da Serra da Juréia, São Paulo, Brasil. Anais III Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, ACIESP, 87(2): 34-44.

MANTOVANI, W., RODRIGUES, R.R., ROSSI, L., ROMANIUC NETO, S., CATHARINO, E.L.M. E CORDEIRO, I. 1990. A vegetação da Serra do Mar em

Salesópolis, SP. Anais II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, ACIESP, 1: 348-384.

MARCONDES-MACHADO, L.O. & PIRATELLI, A.J. 1992. Estudo comparativo da avifauna entre uma plantação de eucaliptos e um reflorestamento com essências nativas. Resumos do II Cong. Bras. de Ornitologia. Campo Grande MS.

MAYO, S.J. E FEVEREIRO, V.P.B. 1982. Mata de Pau-Ferro - A pilot study of the "brejo" forest of Paraíba, Brazil. Royal Botanic Gardens, Kew.

MEFFE, G.K. & C.R. CARROLL. 1994. The design of conservation reserves. Em G.K. Meffe & C.R. Carroll (Eds.) Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland.

MELO, M.M.R.F. E MANTOVANI, W. 1994. Composição florística e estrutura de trecho de Mata Atlântica de encosta na Ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). Boletim do Instituto de Botânica, 9: 107-158.

MELLO, H. A., 1975. Posição das florestas artificiais na conservação dos recursos naturais renováveis. In: O eucalipto e a ecologia. Aracruz, p. 11-14.

MENGAK, M.T.; GUYNN JR., D.C. 1987. Pitfalls and snap traps for sampling small mammals and herpetofauna. Amer. Midl. Nat. 118: 284-288.

MORI, S.A., BOOM, B.M. E PRANCE, G.T. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. Brittonia, 33(2): 233-245.

MORI, S.A., BOOM, B.M., CARVALHO, A.M. E SANTOS, T.S. 1983. Southern Bahian moist forest. Bot. Rev., 49(2),155-232.

MORIM-DE-LIMA, M.P. E GUEDES-BRUNI, R.R. 1994. Reserva Ecológica de Macaé de Cima, Nova Friburgo, RJ. Vol. 1, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MYERS, N., MITTERMEYER, R.A., MITTERMEYER, C., FONSECA G.A. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403: 853-858.

NASCIMENTO, C. M.; PEREIRA, M.A. M.G. 1988. Atlas climatológico do Estado de São Paulo (1977-1978). Campinas: Fundação Cargil, 93 p.

NATIONAL ACADEMIC PRESS. 1982. Impacts of Emerging Agricultural Trends on Fish and Wildlife Habitat. Washington D.C. 303 pp.

OLIVEIRA, M. F., MANZATTI, L. & NISHIE M. J. 2001. Mamíferos de remanescentes de cerrado da região de Três Lagoas - MS. Anais do V Cong. De Ecologia do Brasil (Ambiente X Sociedade), Porto Alegre – RS.

PÁDUA, C.V., WEFFORT, D.D. & CULLEN JR., L. 2000. Corredor Morro do Diabo (SP) – Ilha Grande (PR) Proposta de conservação de uma ecorregião para a Mata Atlântica do interior e varjões do rio Paraná. Anais do II Cong. Brasileiro de Unidades de Conservação, Campo Grande/MS, v. II – p. 700-705.

PASSAMANI, M. 1995. Vertical stratification of small mammals in Atlantic Hill Forest. *Mammalia*, 59, num. 2, p. 276-279.

PEIXOTO, A.L. & GENTRY, A. 1990. Diversidade e composição florística da Mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). Revta. brasil. Bot., 13: 19-25.

PELZELN, A. von. 1871. Zur ornithologie brasiliens: resultate von Johan Natterers reisen in den jahren 1817 bis 1835. Wien: A.Pichler's Witwe.

PIRATELLI, A.J.; MELLO, M.C.; PEREIRA, M.R. & SIQUEIRA, M.A.C. 1997. Avifauna de subosque em eucaliptais na região de Mato Grosso do Sul – MS. Resumos do VI Cong. Bras. de Ornitologia. Belo Horizonte – MG.

QUENTAL, T.B.; FERNANDEZ, F.A.S.; DIAS, A.T.C.; ROCHA, F.S. 2000. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerare* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. Journal of Tropical Ecology, 17, p. 339-352.

QUADROS, J.A.; CÁCERE, N.C.; TIEPOLO, L.M.; WANGLER, M.S. 2000. Mastofauna do Parque Estadual do Rio Guarani e área de influência da usina hidrelétrica de Salto Caxias, baixo Rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brazil. Anais do II Cong. Brasileiro de Unidades de Conservação, Campo Grande/MS, v. II – p. 822-829.

RANTA, P., BLOM, T., NIEMELÄ, J., JOENSUU, E., & MIKKO, S. 1998. The fragmented Atlantic Forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. Biodiv. Conservation, 7: 305-403.

RICH, A.C., DOBKIN, D.S., NILES, L.J. 1994. Defining forest fragmentation by corridor width: the influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey. Conservation Biology, 8: 1109-1121.

RIZZINI, C.T. 1979. Tratado de fitogeografia do Brasil - aspectos sociológicos e florísticos. Vol.2. Hucitec, Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

RODERJAN, C. V. & KUNIYOSHI, Y. S. Macrozoneamento florístico da área de proteção ambiental APA – Guaraqueçaba. Curitiba: FUPEF, 1988. 53 p.

RODRIGUES, R.R., MORELLATO, L.P.C., JOLY, C.A. & LEITÃO FILHO, H.F. 1989. Estudo florístico e fitossiológico em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua, na Serra do Japi, Jundiá, SP. Revta. Brás. Bot., 12(1/2), 71-84.

SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation – A review. Conservation Biology, 5 (1): 18-32.

SEMLITSCH, R.D.; BROWN, K.L.; CALDWELL, J.P. 1981. Habitat utilization, seasonal activity and population size structure of the southeastern crowned snake *Tantilla coronata*. Herpetological communities. Washington, U.S. Fish Wild. Serv. Wildl Res. Rep. 13, IV – 239p.

SILVA, M.L.B.; PASSOS, F.C.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 2000. Diversidade de Pequenos roedores em dois estágios diferentes de floresta atlântica na Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba-PR. Anais do II Cong. Brasileiro de Unidades de Conservação, Campo Grande/MS, v. II – p. 840-845.

SILVA, A.F. & LEITÃO FILHO, H.F. 1982. Composição florística e estrutura de um trecho da Mata Atlântica de encosta no município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). Revta. Brás. Bot., 5(1/2), 43-52.

SIMBERLOFF, D. & COX, J. 1987. Consequence and costs of conservation corridors. Conservation Biology, 1: 63-71

SIMBERLOFF, D., FARR, J.A., COX, J. & MEHLMAN, D.W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? Conservation Biology, 6: 493-504.

SMA, 1996. Mata Atlântica: ciência, conservação e políticas. Workshop científico sobre a Mata Atlântica. Belo Horizonte – MG.

SOS MATA ATLÂNTICA & INPE 1993. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período de 1985-1990. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica.

SOS MATA ATLÂNTICA & INPE 1998. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica.

SOULÉ, M.E. & WILCOX, B.A. 1980. Conservation Biology: an evolutionary - ecological perspective. Sinauer Associates, Sunderland, Massachussets.

SOULÉ, M.E. 1987. Viable Populations for Coservation. Cambridge University Press, Cambridge.

SPACKMAN, S.C. & HUGHES, J.W. 1995. Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. Biological Conservation, 71: 325-332.

STALLINGS, J.R. 1990. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. Revta. Bras. Zool. 7(3):267-276.

STALLINGS, J.R.; FONSECA, G.A. B.; PINTO, L.P.S.; AGUIAR, L.M.S.; SÁBATO, E.L. 1991. Mamíferos do Parque Florestal Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Revta. Bras. Zool. 7(4): 663-677.

STALLINGS, J.R. 1989. Small mammal inventories in an eastern Brazilian park. Bulletin Florida State Museum, Gainesville, v. 34, num. 4, p.153-200.

STALLINGS, J.R. 1991. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. Revta. Bras. Zool. 7(3):267-276.

STANDER, 1998. Spoor counts as indices of large carnivore populations: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. Journal of applied Ecology, 35, 378-385.

STEVENS, S.M., HUSBAND, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. Biological Conservation, 85: 1-8.

TAYLOR, P.D., FAHRIG, L., HENEIN, K. & MERRIAN, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos, 68 (3): 571-573.

TERBORGH, J., 1992. Maintenance of Diversity in Tropical Forests. Biotrópica 24(2b):283-292.

TISCHENDORF, L. & WISSEL, C. 1997. Corridors as conduits for small animals: attainable distances depending on movement pattern, boundary reaction and corridor width. Oikos, 79: 603-611.

TOCHER, M. D., GASCON, C. & ZIMMERMAN, B. L. 1997. Fragmentation Effects on a Central Amazonian Frog Community: A Ten-year Study. In: Laurance, W. & Bierregard, R. (eds) Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago Press. Cap. 9.

TURNER, I.M. & CORLETT, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. Tree - 11 (8): 330-333.

VENTURA, A. ; BERENGUT, G.; VICTOR, M.A. M. 1965/1966. Características edafoclimáticas das dependências do Serviço Florestal do Estado de São Paulo. Silvicultura em São Paulo, v4/5, num 4, p.57-140.

VIANA, V.M. 1990. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais. In: Anais do Congresso Florestal Brasileiro, 6. Campos do Jordão, SP – SBS/SBEF, 1: 113-118.

VIANA, V.M. 1995. Conservação da Biodiversidade de Fragmentos de Florestas Tropicais em Paisagens Intensivamente Cultivadas. In: Fonseca, G.A.B., Schinink, M., Pinto, L.P.S. & Brito, F. (Eds). Abordagens Interdisciplinares para a Conservação da Biodiversidade e Dinâmica do Uso da Terra do Novo Mundo. Conservation International, Belo Horizonte – MG. p. 135-155.

VIANA, V.M. & TABANEZ, A.A.J. 1996. Biologi and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. Pages 151-167 in J. Schellas and R. Geenberg, eds., Forest patches in tropical landscapes. Island Press, Washington, D.C.

VIANA, V.M., TABANEZ, A.A.J. e BATISTA, J.I.F. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in Brazilian Atlantic moist forest. Laurance, W. & Bierregard, R. (eds) Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago Press. p. 351-365.

VIANA, V. M. & PINHEIRO, L.A. F. V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. SÉRIE TÉCNICA IPEF (ESALQ/USP), v. 12, n. 32, p. 25-42. Piracicaba, SP.

VICTOR, M.A.M. 1975. A devastação florestal. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 48p.

VITAL, A .R.T. 1999. Efeitos do corte raso no balanço hídrico e na ciclagem de nutrientes em uma microbacia reflorestada com eucalipto. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba – SP, 106 p.

WILSON, W.L., & A.D. JOHNS. 1982. Diversity and abundance of selected animal species in indisturbed forest, selectively logged forest and plantations in East Kalimantan, Indonesia. Biol. Conservation 24:205-218.

WITHMORE, T. C., 1997. Tropical Forest Disturbance, Disappearance, and Species Loss. In: William F. Laurance e Richard O. Bierregard, Jr. (eds) Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. Chicago: University of Chicago Press. Cap. 1

WOODMAN, N.; TIMM, R.M.; SLADE, N.A .; DOONAN, T. 1996. Comparison of traps and baits for censusing small mammals in neotropical lowlands. Jornal of Mammalogy, 77(1) p. 274-281.

ANEXOS

ANEXO 1. ANÁLISE DE DADOS

Os dados obtidos, principalmente com o método de captura e recaptura, resultaram em valores quantitativos que possibilitaram obter os seguintes índices:

1. Frequência de ocorrência (FO)

A frequência de ocorrência corresponde ao número de amostras em que determinada espécie foi observada em relação ao número total de amostras (LINDSDALE, 1928).

$$FO = \frac{N_{ai}}{N_{ta}} \times 100$$

Onde: FO = frequência de ocorrência

N_{ai} = número de amostras em que a espécie *i* foi observada

N_{ta} = número total de amostras

2. Índice de abundância relativa (AR) (SILVA, *et al*, 2000)

$$AR = \frac{N_i}{N} \times 100$$

Onde: AR = abundância relativa

N_i = número de indivíduos capturados da espécie *i*

N = número total de indivíduos capturados

3. Índice de densidade relativa (RDI) (CRESPO 1996; KRAVETZ 1972)

$$\text{RDI} = \frac{N_c}{N_t} \times 100$$

Onde: RDI = índice de densidade relativa

N_c = número de indivíduos capturados

N_t = número de armadilhas

4. Índice de similaridade de Jaccard (J)

Foi calculado o índice de similaridade entre os ambientes para indicação do grau de semelhança dos 4 ambientes de estudo.

$$J = \frac{c}{a + b + c} \times 100$$

Onde: J = índice de similaridade

a = número de espécies exclusivas da comunidade 1

b = número de espécies exclusivas da comunidade 2

c = números de espécies em comum nas comunidades 1 e 2