Universidade de São Paulo

Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Distribuição e Abundância de Pequenos Mamíferos em Relação à Paisagem da Bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil

CARLA GHELER-COSTA

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ecologia de Agroecossistemas

Piracicaba

2006

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

CARLA GHELER-COSTA
Bióloga

Distribuição e Abundância de Pequenos Mamíferos em Relação à Paisagem da Bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil

Orientador:
Prof. Dr. **LUCIANO MARTINS VERDADE**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ecologia de Agroecossistemas

Piracicaba

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Gheler-Costa, Carla
Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação à paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil / Carla Gheler-Costa. - - Piracicaba, 2006.
90 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006.
Bibliografia.

1. Bacia hidrográfica 2. Biodiversidade 3. Conservação biológica 4. Ecossistemas agrícolas 5. Mamíferos 6. Populações animais 7. Proteção ambiental I. Título

CDD 639.9

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Não temos ontem, não temos hoje, nem amanhã o prometido,
não temos cores, nem canções e nem livros preferidos.
Tiraram as árvores, sujaram as águas, até o espaço já poluíram,
onde era floresta, tem cana e gado, onde tem soja já foi cerrado.
Se não entendem o que vos digo, é a natureza que está pedindo,
proteja as matas e suas nascentes, pensem nos filhos de teus filhos.

(Fabio Comin)

Aos meus amados pais Milton e Célia, por estarem sempre ao meu lado, me apoiando, pela construção de um caráter e por se dedicarem tanto a mim todos esses anos,

DEDICO

Aos meus queridos irmãos Francisco e Leandro e ao meu marido Fabio, por tudo que significam para mim,

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

Gostaria de em primeiro lugar dizer que muitas pessoas foram importantes para realização e conclusão desse trabalho e que com certeza, devido à minha fraca memória irei esquecer de alguém, portanto se você for uma dessas pessoas e estiver lendo essa página agora, por favor, não fique triste nem me achando a pior pessoa do mundo. Quero que todos saibam que o mais importante não é estar aqui nessas páginas e sim em meus pensamentos.

Agradeço, claro em primeiro lugar aos meus queridos pais que me deram a vida e tudo mais que eu tenho e sou hoje. E, se cheguei aqui é por que eles fizeram e ainda fazem o máximo para que eu alcance meus sonhos, a vocês devo tudo que sou, amo muito vocês;

Aos meus amados irmãos Francisco e Leandro que, cada um a sua forma me auxiliaram não somente neste trabalho, mas em toda a minha vida, sempre tendo muita paciência com a irmã mais velha e às vezes um pouco chata;

Ao Fabio por existir em minha vida, por ter paciência comigo e com minhas eternas viagens, e claro por ser um verdadeiro companheiro nessa caminhada em busca do futuro e na luta pela conservação;

Aos meus avós em especial ao meu avô Santo (*in memoriam*), pois com ele eu aprendi a gostar das plantas, dos bichos, da natureza e com isso me tornei a profissional que sou, e minha avó Elda, por ser tão forte, tão delicada e sempre uma amiga, fazendo todos os meus desejos desde que vim a esse mundo;

As minhas queridas cachorras (Lilei, Doce e Laila) que embora ainda não saibam ler, quero que todos saibam o quanto elas são importantes para mim, principalmente por me ouvirem e nunca reclamarem;

A toda a minha Família que de alguma forma, durante toda a minha vida foram essenciais e com quem eu aprendi muitas coisas importantes para a minha formação pessoal e profissional;

Bem acabado os agradecimentos aos familiares vamos começar com os amigos e companheiros dessa deliciosa luta em prol da conservação da natureza. Na verdade não sei muito bem como agradecer ao meu orientador, pois qualquer coisa que eu

escreva ainda será pouco perto do que ele realmente merece. Ele foi e é muito mais que um orientador, é um amigo, a pessoa com quem eu aprendi e aprendo muitas coisas. Agradeço a você Luciano, por sempre se preocupar comigo, me receber sempre bem, me ajudar a compreender as coisas e principalmente as pessoas e seus atos, enfim por ser essa pessoa que me orgulho muito de ter a chance de poder trabalhar;

Agradeço ao professor e amigo Carlos A. Vettorazzi, pela paciência e por me acolher tão prontamente quando cheguei em Piracicaba, sem ao menos saber o que era sensoriamento remoto e SIG. Por todo o auxilio durante a tese, por estar sempre disposto a ajudar e por disponibilizar sempre que necessário o banco de dados do Projeto Corumbataí, juntamente com a Dra. Roberta Valente, sem o qual esse projeto enfrentaria muitas dificuldades;

Aos professores HiltonThadeu Z. do Couto, Alexandre Percequillo, que mesmo tão ocupados, estiveram sempre dispostos a ajudar e foram fundamentais para a finalização desse trabalho;

Ao Dr. Carlos Piña (Carlito), que mesmo tendo muito trabalho aqui e na Argentina sempre me ajudou com a tese e meus problemas estatísticos;

À professora Renata Pardini, por seus essenciais comentários desde o início, por me dar abrigo em sua casa várias vezes em São Paulo, além de boas conversas e uma boa amizade;

Ao professor Mário de Vivo por estar sempre pronto a receber e auxiliar na identificação dos animais coletados;

Aos funcionários Edson e Henrique (Ique), pelo auxilio em campo, sem vocês tudo teria atrasado muito;

Ao professor Plínio Camargo pelas análises prévias de ecologia isotópica, que serão muito úteis em trabalhos futuros;

Aos meus fiéis escudeiros: Ana Luiza (Brunê), Wagner (Xuleta) e Paula (Martini), sem vocês meus queridos, nada disso estaria aqui agora, muito obrigada por carregar aquelas armadilhas todas e me desculpem pelas horas de sono que roubei de vocês, mas pensem que um dia estarão no meu lugar e farão o mesmo com outros alunos é um ciclo;

As companheiras de projeto e campo Graziela Dotta e Marli Penteado, claro pelo auxilio em campo, mas principalmente pelas infinitas discussões sobre o andamento do projeto;

Aos companheiros de laboratório: Gustavo, Raquel, Sabrina, Carlitos, Thiago, Claudinha (portuguesa), Cantarelli, Kátia, Claudia Campos, Pedro, Érica Haller, Adenilson, e Paula Caroline que de alguma forma me ajudaram e me agüentaram nos piores momentos da tese;

Ao meu querido amigo Gustavo S. Betini, por estar sempre presente, por ter toda a paciência do mundo comigo nas questões estatísticas e de delineamento, enfim por ser meu grande e amado amigo;

Aos meus amigos de sempre Gustavo, Raquel, Val, Márcio, Sissa, Mamona, Cobrão, Renata, Conrado, Raquel, Valentina, Fabião e Claudinha por serem amigos tão queridos e estarem sempre prontos a ajudar;

À Rachel, minha professora de inglês, pelo abstract e principalmente por me ensinar a gostar do inglês, Thank you!;

Às bibliotecárias Silvia e Eliana, pela correção e principalmente por serem sempre atenciosas e pacientes;

À Regina Telles de Freitas, por todo o auxílio burocrático e amizade durante o doutorado, quase um anjo da guarda de todos os alunos do PPGI-EA;

Agradeço também à natureza por ser tão generosa conosco mesmo sem merecermos;

À FAPESP/BIOTA pelo projeto de auxílio (Projeto Biota proc.n° 01/13251-4), pois sem este nada, nada mesmo teria sido realizado;

Ao CNPq pela bolsa concedida e à Idea Wild pelos equipamentos doados;

Enfim, a todos que, como mencionei acima de uma forma ou de outra me ajudaram a construir esse documento e principalmente todo o conhecimento por ele gerado.

Meus mais sinceros agradecimentos...

SUMÁRIO

RESUMO.....10
ABSTRACT.....11
LISTA DE FIGURAS.....12
LISTA DE TABELAS.....14
1 INTRODUÇÃO.....15
1.1 Atividades Agrícolas na Região da Bacia do Rio Passa-Cinco.....15
1.2 Fragmentação de Habitats e Mamíferos de Pequeno Porte.....17
1.3 Relevância de Estudos com Pequenos Mamíferos em Agroecossistemas.....20
2 MATERIAL E MÉTODOS.....25
2.1 Área de Estudo.....25
2.2 Procedimento de Escolha dos Sítios Amostrais.....28
2.3 Descrição dos Sítios Amostrais.....31
2.4 Esforço Amostral.....35
2.4.1 Descrição qualitativa.....35
2.4.2 Descrição quantitativa.....37
2.5 Metodologia Analítica.....38
2.5.1 Suficiência Amostral.....38
2.5.2 Comparação da riqueza e abundância de pequenos mamíferos entre os ambientes e entre estações do ano.....39
2.5.3 Diferença entre os ambientes quanto à composição específica.....39
2.5.4 Comparação da diversidade de espécies de pequenos mamíferos entre os ambientes.....40
3 RESULTADOS.....41
3.1 Esforço Amostral e Riqueza de Espécies.....41
3.2 Riqueza e Abundância de Pequenos Mamíferos entre os Ambientes e Estações do ano.....46
3.3 Composição das Assembléias de Pequenos Mamíferos entre Ambientes.....48
3.4 Diversidade das Assembléias de Pequenos Mamíferos entre os Ambientes.....48
3.5 Abundância das Espécies de Pequenos Mamíferos entre Ambientes.....50

4 DISCUSSÃO.....53
4.1 Suficiência Amostral e o Número de Espécies de Pequenos Mamíferos na Bacia do Rio Passa-Cinco.....53
4.2 Biologia das Espécies de Pequenos Mamíferos da Bacia do Rio Passa-Cinco.....53
4.3 Distribuição e Abundância de Pequenos Mamíferos em Agroecossistemas.....58
4.4 Conservação de Pequenos Mamíferos em Agroecossistemas.....63
4.5 Comparação com Outros Estudos.....65
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....70
6 CONCLUSÕES.....73
REFERÊNCIAS.....74

RESUMO

Distribuição e Abundância de Pequenos Mamíferos em Relação à Paisagem da Bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil.

A Bacia do Corumbataí é usada como principal fonte de abastecimento de água para os municípios de Piracicaba e Rio Claro, sendo o Rio Passa-Cinco seu principal tributário. A Bacia do Passa-Cinco pode ser considerada um modelo conveniente para o estudo de conservação de biodiversidade por conter os principais agroecossistemas existentes no estado de São Paulo. Para que sejam estabelecidas estratégias conservacionistas, são necessárias informações de como a biodiversidade é afetada e quais estratégias as populações de espécie silvestres lançam mão para se manter em remanescentes florestais alterados. Pequenos mamíferos tais como roedores e marsupiais, podem ser considerados um bom grupo para ajudar a responder essas questões, pois esse grupo desenvolve um importante papel ecológico em ambientes florestais, através da predação e dispersão de sementes. De agosto de 2003 a janeiro de 2005 foram realizados levantamentos de pequenos mamíferos utilizando 160 armadilhas do tipo *Sherman* distribuídas em linhas, em 16 sítios amostrais, sendo 4 em cada tipo de ambiente predominante na paisagem: floresta nativa, plantações de *Eucalyptus*, plantações de cana-de-açúcar e pastagens. Durante esse período, foram capturados 177 indivíduos de roedores e marsupiais distribuídos em oito espécies, com um sucesso de captura de 0.77%. Houve diferença significativa entre os ambientes estudados em termos de abundância, mas não em termos de riqueza de espécies, podendo-se observar uma clara separação entre habitats florestais e não-florestais. Os remanescentes florestais nativos da região, aparentemente, perderam as espécies mais exigentes com relação à qualidade do habitat, de forma que a comunidade atual é formada basicamente de espécies generalistas e características de áreas degradadas. A perda de espécies florestais não somente altera a comunidade de pequenos mamíferos, como favorece o aparecimento de espécies de áreas não-florestais que podem trazer, entre outras coisas, problemas de saúde pública. Ainda assim, a comunidade de pequenos mamíferos da bacia do Rio Passa-Cinco é meritória de esforços conservacionistas, que devem priorizar estudos relacionando o cumprimento das leis ambientais com as alterações que isto possa gerar na comunidade de pequenos mamíferos.

Palavras chaves: pequenos mamíferos, distribuição, abundância, agroecossistemas

ABSTRACT

Distribution and abundance of small mammals in relation to the landscape of the Passa-Cinco River basin, São Paulo, Brazil.

The Corumbataí Basin is used as the main source of water supply for the municipal districts of Piracicaba and Rio Claro, being the Passa-Cinco River its main tributary. The Passa-Cinco river basin can be considered as a convenient model for the study of the conservation of biodiversity for it contains the main existing agroecosystems in the state of São Paulo. So that conservationist strategies can be established, some information is required, such as how biodiversity is affected, and which strategies the population of wild species use to keep themselves in the altered forest remainings. Small mammals, such as rodends and marsupials can be considered a good group to help answer these questions, for this group develops an important ecological role in forest environments, through the predation and dispersion of seeds. From August 2003 to January 2005 surveys on small mammals were carried out using 160 *Sherman* type traps distributed in lines, in 16 sample country properties, being 4 in each type of environment that is predominant in the landscape: native forest, Eucalyptus plantation, sugar-cane plantation and pastures. In this period, 177 rodend and marsupial individuals were captured, which were distributed in 8 species, with a 0,77% rate of success in capture. There was significative difference among the studied environments in terms of abundance, but not in terms of the richness of the species. Also, we could observe a clear distinction between forest and non-forest habitats. Apparently, the native forest remainings in the region lost their species which are the most demanding in relation to the quality of habitat, in such a way that the current community is basically formed of generalists, which are a characteristic of degraded areas. The loss of forest species not only alters the community of small mammals, but also favors the occurrence of species from non-forest areas which can bring, among other things, problems related to public health. Eventhough, the small mammal community from the Passa-Cinco river basin is worth conservationist efforts which must give priority to studies relating the environmental law enforcement to the changes this might generate to the community of small mammals.

Key words: small mammals, distribution, abundance, agroecosystems

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da bacia do Rio Passa-Cinco (Fonte: Projeto Corumbataí, 2001)..... 27
Figura 2 - Temperatura média (^{o}C) e pluviosidade (mm), da região estudada durante o período de coleta (Ripasa S.A. – Celulose e Papel).....28
Figura 3 - Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do Rio Passa-Cinco, com a localização dos pontos de coleta de pequenos mamíferos.....30
Figura 4 - Perfil de um remanescente florestal nativo amostrado.....33
Figura 5 - Perfil de um plantio de eucalipto amostrado.....34
Figura 6 - Perfil de uma área de cana-de-açúcar amostrada.....34
Figura 7 - Perfil de uma área de pastagem amostrada.....35
Figura 8 - Marcador eletrônico subcutâneo utilizado para marcação dos animais (marca *Trovan*).....37
Figura 9 - Número de indivíduos de cada espécie registrada na bacia do Rio Passa-Cinco.....43
Figura 10 - Curva de acúmulo de espécies nas áreas de plantio de eucalipto (linha contínua – número de espécies observadas; linha pontilhada – desvio padrão; pontos pretos – estimador não-paramétrico *Bootstrap*).....44
Figura 11 - Curva de acúmulo de espécies nas áreas de remanescentes florestais nativos (linha contínua – número de espécies observadas; linha pontilhada – desvio padrão; pontos pretos – estimador não-paramétrico *Bootstrap*)..44
Figura 12 - Curva de acúmulo de espécies nas áreas plantio de cana-de-açúcar (linha contínua – número de espécies observadas; linha pontilhada – desvio padrão; pontos pretos – estimador não-paramétrico *Bootstrap*).....45
Figura 13 - Curva de acúmulo de espécies geral para a bacia do Rio Passa-Cinco (linha contínua – número de espécies observadas; linha pontilhada – desvio padrão; pontos pretos – estimador não-paramétrico *Bootstrap*)....45

Figura 14 - Análise de Médias entre os ambientes quanto à abundância de indivíduos.....47
Figura 15 - Análise de Médias entre os ambientes quanto à riqueza de espécies.....47
Figura 16 - Análise de correspondência entre as espécies e os ambientes amostrados na bacia do Rio Passa-Cinco (• ambientes: F-fragmento de mata nativa; E - eucalipto; C-cana-de-açúcar; P-pasto/ ▲ espécies capturadas).....49
Figura 17 - Índice de *Brillouin* (HB) obtido para cada sítio amostral (fr – fragmento florestal, eu – eucalipto, ca – cana-de-açúcar).....50
Figura 18 - Análise de Médias entre os ambientes quanto à abundância de indivíduos de cada espécie capturada na bacia do Rio Passa-Cinco.....52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Espécies capturadas na bacia do Rio Passa-Cinco (Fr = remanescentes florestais nativos; Eu = plantio de eucalipto; Ca = plantio de cana-de-açúcar; Pa = pastagem); Dieta preferencial (O = onívoro; I = insetívoro; G = granívoro) e Hábito (T = terrestre; A = arborícola; Es = escansorial), adaptados de EISENBERG; REDFORD, 1999; ELLIS, ET AL., 1997; MARES ET AL., 1986; MARES; ERNEST, 1995; TALAMONI; DIAS, 1999; PARDINI ET AL., 2005; VILLAFAÑE ET AL., 1988; VIEIRA, 1989; VIEIRA, 1999.....42

Tabela 2 - Número de indivíduos (N) e riqueza de espécies (r) para cada ambiente amostrado na bacia do Rio Passa-Cinco (Fr = remanescentes florestais nativos; Eu = plantio de eucalipto; Ca = plantio de cana-de-açúcar; Pa = pastagem).....42

Tabela 3 - Resultados do Teste de *Kruskal-Wallis* (análise de variância não paramétrica) comparando a abundância de cada espécie capturada e os ambientes amostrados na bacia do Rio Passa-Cinco.....51

Tabela 3 – Riqueza de espécies de pequenos mamíferos em áreas do Centro-Sul do Brasil.....66

1 INTRODUÇÃO

1.1 Atividades Agrícolas na Região da Bacia do Rio Passa-Cinco

A agricultura em seu senso mais amplo, incluindo a produção animal e a silvicultura, ainda é uma das atividades humanas que mais impacto causa em ambientes naturais, seja pela destruição ou fragmentação de habitats, pela poluição resultante do uso de pesticidas ou pela introdução de espécies exóticas que, conseqüentemente reflete no desequilíbrio dos ecossistemas.

Na região de Piracicaba e Rio Claro, centro-oeste paulista, por volta de 1816 havia cerca 18 engenhos e outros 12 estavam em construção, no entanto, somente famílias com muito capital e muitos escravos podiam implementar o cultivo de cana-de-açúcar, uma vez que, essa cultura exigia mais terra do que a agricultura predatória de subsistência praticada pelos caboclos, que ainda nos anos de 1830 abriam clareiras temporárias na floresta por meio do fogo para a plantação de milho (DEAN, 1977). A cultura de cana-de-açúcar teve seu apogeu por volta de 1853, quando produziu cerca de 522 toneladas, mas depois disso o açúcar foi cedendo espaço para o café.

O gado chega na região também por volta de 1818, mas o sistema de pecuária era extraordinariamente improdutivo, pois o pasto nativo encontrava-se degradado permitindo a presença de apenas uma cabeça para cada 2 a 5 ha. Apesar disso, a criação de gado atingiu grandes proporções durante o século XIX, expandindo-se cada vez mais para novos pastos. Conforme citado por Dean (1996) “não era de se admirar que o geógrafo J*ames J. Parson* acreditasse que no trópico americano foi a pecuária e não a agricultura que representou o resultado final e permanente da transformação humana do ecossistema, tendo sido a lavoura mero estágio intermediário e temporário”. Assim a criação de gado tornou-se quase tão itinerante quanto a agricultura que, para ser produtiva, degradava ecossistemas primários e não permitia a reversão de lavouras abandonadas à condição de floresta (DEAN, 1977).

Outro fato histórico para a região ocorreu no início do século XX, onde no estado de São Paulo não havia madeira suficiente para suprir as atividades da Cia. Paulista de

Estradas de Ferro, empresa responsável pelo transporte no Estado. Na tentativa de solucionar esse problema, a empresa decidiu realizar plantios de árvores nativas tendo como responsável o agrônomo Edmundo Navarro de Andrade. O agrônomo não teve muito sucesso com as espécies nativas, pois estas possuíam crescimento muito lento, não atendendo as necessidades da companhia. Diante disso, ele decidiu experimentar o eucalipto, espécie ainda praticamente desconhecido no Brasil, mas já muito utilizado em países da Europa. As plantações de *Eucalyptus* iniciaram-se no Brasil de forma experimental no ano de 1909, quando Navarro de Andrade instalou em Rio Claro os primeiros plantios extensivos (SAMPAIO, 1961). Tão logo, em 1950, o Brasil foi reconhecido internacionalmente como o país com as mais extensas plantações de eucalipto em todo o mundo. Ao longo dos anos, as espécies de eucaliptos vêm sendo utilizadas para variados fins e, atualmente o setor é representado por cerca de 30 mil empresas instaladas em mais de mil municípios do país com investimentos e infra-estrutura próprios, baseados principalmente na produção de papel e celulose (LEÃO, 2000). Essas plantações concentraram-se principalmente nas regiões Sul e Sudeste do país, apresentando uma considerável redução na cobertura vegetal natural (LIMA, 1996).

Atualmente na região de Piracicaba a cana-de-açúcar é uma das principais culturas, ocupando aproximadamente 50% da área cultivada e, responsável por 18% da produção de cana-de-açúcar de todo o estado de São Paulo (SPAROVEK, 1997). Segundo um levantamento realizado pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo e pela Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, durante 1995 e 1996 (PROJETO LUPA), a regional agrícola de Piracicaba possuía cerca de 56.000 ha ocupados por atividades agrícolas. Este cenário histórico de uso e ocupação do solo tornou no que é hoje a bacia do Rio Passa-Cinco, onde a matriz é composta por pastagens, tendo 14% de suas áreas agrícolas ocupadas por plantios de cana-de-açúcar e 10% por silvicultura (VALENTE, 2001). No entanto, segundo Koffler (1993), partes das terras desta bacia são apropriadas para manutenção de reservas naturais devido entre outros aspectos, a declividade. Além disso, o Rio Passa-Cinco é um dos maiores tributários do complexo hidrográfico do Rio Corumbatai, que é fonte de abastecimento de água das cidades de Piracicaba e Rio Claro, fazendo da bacia do Rio

Passa-Cinco uma área relevante quando se refere à conservação de áreas fragmentadas na região de Piracicaba (BRITO, 2001).

1.2 Fragmentação de Habitats e Mamíferos de Pequeno Porte

Em função do alto nível de perturbações antrópicas nos ecossistemas de modo geral, a conservação da biodiversidade representa um dos maiores desafios para a ciência, e a fragmentação florestal pode ser considerada como uma das principais conseqüências dessas perturbações. Atualmente, no Brasil, restam menos de 5% da cobertura vegetal original de Mata Atlântica (S.O.S MATA ATLÂNTICA, 2005). No interior do estado de São Paulo uma boa parte dos remanescentes florestais encontram-se na forma de pequenos fragmentos, altamente perturbados, isolados, pouco conhecidos e pouco protegidos (VIANA, 1995). Segundo o mesmo autor, o papel desses fragmentos como detentores de boa parte da biodiversidade da Mata Atlântica, principalmente, de planalto está ameaçada, uma vez que não podem ser considerados auto-sustentáveis, estando muitas vezes, isolados e rodeados por atividades antrópicas que podem dificultar o fluxo de animais e plantas.

Com relação a mastofauna, a Mata Atlântica possui um grande grau de endemismo, com cerca de 73 espécies endêmicas de mamíferos (CONAMA, 1997), sendo os marsupiais e roedores equivalente a 78% dessas espécies (STALINGS, 1989). Para Mori et al., (1981), a fragmentação da Mata Atlântica representa um risco à diversidade biológica, por ser um ecossistema com alta diversidade e elevado nível de endemismo, podendo levar à extinção um número incalculável de populações e espécies.

As conseqüências da fragmentação florestal sobre a biodiversidade vêm despertando interesse de muitos autores nos últimos anos (ANDRÉN, 1994; FORMAN; GODRON, 1986; GRADWOHL; GREENBERG, 1991; HARRIS, 1984; LAURANCE; BIERREGARD, 1997; LOMOLINO; PERAULT, 2000; LOVEJOY et al., 1986; METZGER, 1999; PARDINI, 2001; SCHELLAS; GREENBERG, 1996; SHAFER, 1990; VIANA, 1990; VIANA et al., 1992; WITH et al., 1997; WITH; KING, 1999). Esse crescente interesse surge com a constatação de que a maior parte da biodiversidade

ainda existente encontra-se nos pequenos fragmentos florestais, pouco estudados e até então desconsiderados pelas iniciativas conservacionistas. Segundo Gradwohl e Greenberg (1991), da forma mais otimista possível, futuramente os parques e reservas poderão responder pela manutenção de apenas 10% da cobertura natural dos ecossistemas tropicais, indicando portanto, a necessidade de estudos em áreas com predomínio de agroecossistemas.

Estudos ecológicos sobre comunidades de pequenos mamíferos não-voadores tiveram início no Brasil nas últimas três décadas (ALHO et al., 1986; KARIMI et al., 1976; MALCOLM, 1988; NITIKMAN; MARES, 1987; REDFORD; FONSECA, 1986; STALINGS, 1989; STREILEIN, 1982), focando os ecossistemas mais representativos do país, como Cerrado, Floresta Amazônica, Caatinga e Floresta Atlântica. Após quase uma década, surgem estudos que levam em conta a relação das comunidades com os elementos componentes da paisagem, ou seja, não somente o fragmento, mas também os ambientes que a ele estão associados (D´ANDREA et al., 1999; GHELER-COSTA et al., 2002; PARDINI, 2004; UMETSU, 2005; PIRES et al., 2002; PIRES et al., 2005; UTRERA et al., 2000). Mesmo havendo algumas informações sobre as populações de pequenos mamíferos em áreas alteradas, a maioria dos estudos foi realizada em áreas próximas a grandes reservas, parques ou áreas particulares, sendo poucos os trabalhos realizados em áreas com menos de 20% de vegetação original.

A fragmentação tem três grandes componentes: a perda de habitat original, a redução do tamanho do habitat e o aumento do isolamento das manchas de habitat, sendo que todos contribuem para a queda da diversidade quando comparada com o habitat original (WILCOX, 1980, WILCOX; MURPHY, 1985; METZGER, 2000). Portanto existe a necessidade de estudos que comparem dados de abundância e distribuição de organismos em paisagens com diferentes padrões e proporções de habitats. Segundo Andrén (1994), os efeitos da fragmentação (configuração espacial dos remanescentes de habitat), deve ter uma relação não linear com a perda de habitat na escala da paisagem, ou seja, existiria um limiar de perda de habitat a partir do qual a importância de parâmetros como o tamanho e grau de isolamento dos remanescentes para a persistência de populações em paisagens fragmentadas aumentaria drasticamente.

Para a sustentabilidade de um fragmento florestal, não só a área do remanescente tem importância, mas também sua forma e as intervenções antrópicas em do seu entorno, pois são fatores muito importantes na dinâmica do fragmento, bem como na dinâmica das populações ali existentes. O arranjo espacial dos remanescentes florestais nativos e a complexidade da matriz onde estão inseridos podem ser mais importantes do que a área e o isolamento do fragmento na sobrevivência de algumas espécies de animais e vegetais (GASCON et al., 1999; METZGER; DECAMPS, 1997).

Segundo Metzger e Decamps, (1997), a vegetação que circunda o fragmento, favorecendo ou não a conectividade, é muito importante para a sobrevivência de uma metapopulação em uma paisagem fragmentada. Essa vegetação é chamada de matriz e, dependendo de suas características e qualidade, pode facilitar ou impedir a movimentação de certas espécies, servindo de habitat alternativo para as espécies que originalmente ocupavam a floresta (ESTRADA et al., 1993; MALCOLM, 1997 a; MEDELLIN; EQUIHUA, 1998). Mas, contudo, em alguns casos a matriz pode facilitar a presença de espécies invasoras nas bordas e no próprio remanescente (PARSONS, 1972; SAUREZ et al., 1998), ou ainda, influenciar na magnitude das mudanças físicas do habitat remanescente (DIDHAM; LAWTON, 1999; MESQUITA et al., 1999). Um outro aspecto é que, a invasão de espécies exóticas ou não-florestais, acelera as mudanças na estrutura das comunidades e são muitas vezes, as causas do declínio das espécies nativas e tipicamente florestais de fauna e flora (RAMANAMANJATO; GANZHBORN, 2001).

Mesmo que a matriz facilite a locomoção das espécies, a presença de corredores florestais ligando os remanescentes nativos possibilita o movimento de indivíduos, o fluxo gênico entre sub-populações (BENNETT, 1990; BOLGER et al., 2001; MECH; HALLETT, 2001) e o aumento em tamanho das populações (HADDAD; BAUM, 1999; PARDINI et al., 2005). Bennett (1990) observou um certo movimento de algumas espécies de pequenos mamíferos dentro dos corredores florestais, onde algumas espécies simplesmente passam enquanto outras residem temporariamente. Laurance (1990), também observou na Austrália, um aumento da riqueza de espécies de marsupiais arbóreos em paisagens fragmentadas com a presença de corredores. Um estudo conduzido em Caucáia do Alto (região da grande São Paulo), uma área

comparável à bacia do Rio Passa-Cinco em termos de composição vegetal e uso do solo, também constatou que embora os fragmentos locais sejam estruturalmente alterados, a abundância total e riqueza de espécies de pequenos mamíferos são significativamente maiores nos fragmentos conectados do que nos isolados (PARDINI et al., 2005).

Dessa forma, para que possamos conhecer as espécies e como essas resistem as constantes alterações provocadas pelas fragmentações, são urgentes e necessários os estudos em áreas com predomínio de agroecossistemas, como é o caso da bacia do Rio Passa-Cinco.

1.3 Relevância de Estudos com Pequenos Mamíferos em Agroecossistemas

Apesar de algumas espécies de pequenos mamíferos serem beneficiadas com as alterações ambientais, a maioria das espécies têm uma relação clara com a floresta, desempenhando papel importante nesses ambientes através da predação e dispersão de sementes (PARDINI et al*.,* 2005; VIEIRA et al., 2003a ; VIEIRA; IZAR, 1999). Por esses e outros fatores, pequenos mamíferos podem ser considerados um bom grupo para auxiliar nas respostas a algumas questões de interesse ecológico. No caso dos agroecossistemas, esses animais podem estar se beneficiando com atividades antrópicas da agrossilvicultura, onde encontram abrigo e oferta de alimento em abundância. Os estudos referentes a abundância de determinadas espécies de roedores silvestres podem nos levar a responder não somente questões ecológicas, mas também questões pertinentes na área da saúde pública e epidemiologia.

Atualmente, a fauna em agroecossistemas vêm chamando a atenção, principalmente a de pequenos mamíferos (BARROS-BATESTI, et al., 2000; BONVICINO et al., 2002; BUSH et al., 2001; GHELER-COSTA et al., 2002; PARDINI et al., 2005), uma vez que, a grande diversidade de espécies e hábitos permite que, marsupiais e roedores ocupem diferentes estratos e tipos de vegetações (CASTRO; FERNANDEZ, 2004; FONSECA; ROBINSON, 1990; GHELER-COSTA et al., 2002; PARDINI, 2004; PARDINI et al., 2005; PIRES et al., 2002; PIRES et al., 2005; STALLINGS, 1989;).

No Brasil, o primeiro trabalho sobre pequenos mamíferos em áreas de reflorestamento foi realizado em Minas Gerais (DIETZ et al, 1975). Este trabalho comparou quatro ambientes, sendo dois remanescentes de Floresta Atlântica, um plantio de *Eucalyptus saligna* e um plantio de *Araucaria angustifolia, e seus* autores encontraram maior número de espécies nos remanescentes florestais. Posteriormente um estudo desenvolvido por Stallings (1989) comparando a riqueza de espécies de pequenos mamíferos em floresta nativa, plantações de *Eucalyptus saligna* e campos abertos, concluiu que as plantações que possuem espécies nativas em seu subosque, auxiliam na manutenção da diversidade de espécies de pequenos mamíferos. O mesmo autor, em 1991, estudando mamíferos não-voadores em talhões de eucalipto com e sem subosque (composto de espécies nativas), encontrou uma maior riqueza de espécies nas áreas onde o subosque estava presente. Ou seja, a presença de subosque em plantios de eucalipto proporciona condições favoráveis a permanência de determinadas populações de mamíferos de pequeno porte, podendo em alguns casos possuir uma diversidade muito semelhante à de um remanescente florestal, como constato por Fonseca (1997). Isso indica que, em agroecossistemas as plantações de eucalipto com subosque desenvolvido podem servir possivelmente como expansão de habitat para algumas espécies, principalmente de pequenos mamíferos, uma vez que essas espécies, em sua maioria, são residentes nesses talhões.

Nas plantações de eucalipto, bem como, nos remanescentes florestais da bacia do Rio Passa-Cinco podem ou não, estar ocorrendo relações ecológicas semelhantes às descritas anteriormente, no entanto, existem na bacia outros ambientes dos quais pouco se sabe. Um bom exemplo são os canaviais, onde o fogo é uma ação freqüente durante todo o período de safra (maio a outubro) e que afeta as espécies de mamíferos de pequeno porte ali residentes. Pela ausência de dados referentes a comunidades de pequenos mamíferos em canaviais, numa comparação simplista, estudos no cerrado demonstram que o fogo pode alterar a estrutura, biomassa e composição específica da vegetação (COCHRAME; SCHULZE, 1999), e em longo prazo, favorecer a colonização por espécies características de áreas perturbadas (LOVEJOY et al., 1986). Alterando assim, as populações de pequenos mamíferos e a estrutura dessa comunidade (FOX,

1982), além de reduzir a oferta de alimento e aumentar a exposição aos predadores (HENRIQUES et al., 2000).

Outros estudos apontam uma queda na abundância de algumas espécies imediatamente após a passagem do fogo em áreas florestais (COOK, 1959; FA; SANCHEZ-CORDERO, 1993; OJEDA, 1989), ou uma redução na abundância relativa em áreas que são regularmente queimadas (RANA, 1985), provavelmente esses mesmos processos ecológicos podem estar ocorrendo em canaviais. A queda brusca na abundância pode estar relacionada à baixa taxa de sobrevivência e de emigração das áreas queimadas, assim como ausência de alimento (BRIANI, 2001; SIMONS, 1991), levando a uma queda na riqueza de espécies e, conseqüentemente alterações na composição específica das áreas naturais (OJEDA, 1989). Embora o fato acima pareça óbvio, alguns autores registraram que espécies como *Calomys tener* e *Bolomys lasiurus*, são favorecidas com a ocorrência do fogo, ou simplesmente não sofrem grandes alterações populacionais (BECK; VOLG, 1972; FA; SANCHEZ-CORDERO, 1993; VIEIRA; IZAR, 1999; VIEIRA; MARINHO-FILHO, 1998). Dessa forma, a grande abundância de roedores em áreas agrícolas pode trazer a tona um problema de saúde pública, uma vez que algumas espécies são reservatórios de hantavírus e arenavírus, ambos com altas taxas de mortalidade e na maioria dos casos associados a canaviais (FIGUEIREDO et al., 2001).

Alguns trabalhos sugerem a manutenção de bordas de vegetação nativa em áreas cultivadas (zona tampão) para reduzir a população das espécies do gênero *Calomys* (comum em áreas de agricultura), a fim de reduzir o número de casos da Febre Hemorrágica Argentina (AHF) (BUSH et al., 1984), doença similar a hantavirose brasileira. As espécies desse gênero ocupam primeiramente os campos cultiváveis e são excluídos por competição com outros gêneros em áreas de bordas (KRAVETZ, 1977; BUSCH et al.,1984), como *Akodon* e *Bolomys*. Utrera et al. (2000), sugerem a queima ou corte de áreas ocupadas por gramíneas próximas a áreas periurbanas para diminuir a população do roedor *Zygodontomys brevicauda*, identificado como reservatório do vírus que provoca a febre hemorrágica venezuelana.

Com a grande abundância dos roedores *Calomys tener, Akodon monstensis* e *Bolomys lasiurus* em agroecossistemas podem ocorrer problemas mais graves

relacionados a doenças como a hantavirose. Portanto, alguns autores sugerem como forma de prevenção proteger áreas com reserva de grãos, alimentos para animais e evitar contato com roedores mesmo depois de mortos, entre outras (FERREIRA, 2003; FIGUEIREDO et al., 2001). Medidas preventivas devem ser discutidas e aplicadas para evitar o contato humano com os roedores silvestres e seus excretas, já que o controle desses roedores no ambiente não é prático e pode levar a sério desequilíbrio ecológico (FERREIRA, 2003). No estado de São Paulo, os roedores infectados pela Síndrome Pulmonar e Cardiovascular por Hantavírus (SPCVH) mais encontrados são *Bolomys lasiurus*, *Akodon cursor*, *Calomys tener* e *Oligoryzomys nigripes*. Desde os primeiros casos de hantavirose descritos no Brasil (1993) com moradores da área rural de Juquitiba-SP, evidenciando o primeiro surto conhecido de SPCVH, mais de uma centena de casos foram notificados, causando 60 óbitos (letalidade de 46%) (CAMPOS, 2002). Essa doença está principalmente associada às plantações de soja, cana-de-açúcar, milho e feijão ou áreas com gramíneas, principalmente braquearia, que servem de alimento para esses animais.

Pela dificuldade de controle de roedores, deve-se então direcionar esforços a fim de, obter informações de como a biodiversidade é afetada e quais estratégias as populações silvestres lançam mão para se manter em remanescentes florestais alterados e em áreas agrícolas. De posse desses dados especialistas podem estabelecer propostas conservacionistas, principalmente para áreas como a região centro-oeste do estado de São Paulo, onde o intensivo processo de industrialização e práticas agrícolas transformaram a vegetação natural em um mosaico de fragmentos circundados por pastagens, plantações das mais variadas culturas e áreas industriais. Lembrando que, a maioria das espécies florestais de pequenos mamíferos não ocorre, ou ocorrem em baixíssimas densidades, em ambientes antropizados (FELICIANO et al., 2002; STEVENS; HUSBAND, 1998), e possuem uma baixa taxa de movimentação entre as manchas de habitat (PIRES et al., 2002), tendo como conseqüência, em longo prazo, a extinção local de algumas espécies nos remanescentes florestais isolados (CASTRO; FERNANDEZ, 2004).

Entre as culturas agrícolas de maior importância para o estado de São Paulo encontra-se a cana-de-açúcar (*Saccharum* sp), que é responsável pela demanda de

aproximadamente 45,5% da força de trabalho agropecuário no estado e ocupa cerca de 41,3% da área total cultivada (GONÇALVES; SOUZA, 1998). A produtividade da cana-de-açúcar teve nos últimos anos significativa evolução, sendo o estado de São Paulo responsável por 60% da produção nacional, com produtividade média de aproximadamente 80 a 85 toneladas por hectare (UNICA, 2005). Outra atividade em expansão atualmente no agroecossistema paulista é a silvicultura, a qual detém, aproximadamente 611 mil ha de reflorestamento com espécies do gênero *Eucalyptus* e 158 mil ha com espécies do gênero *Pinus*, representando cerca de 3,1% da área total do estado (KRONKA et al., 2002).

O estudo sobre as espécies de pequenos mamíferos em agroecossistemas, principalmente em regiões com escassa vegetação nativa ainda é incipiente. Atento a essa necessidade, o presente estudo faz parte de um levantamento multitaxa, que teve como objetivo principal avaliar o impacto da agricultura na diversidade das espécies de mamíferos (pequeno, médio e grande porte), aves e peixes (Projeto Biota, *Proc. Nº 01/13251-4*), levando em consideração a estrutura da paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco e seus padrões espaciais. Dentro deste contexto os principais objetivos do presente estudo foram: a) Levantamento de pequenos mamíferos não-voadores em escala local, e sua distribuição de acordo com o mosaico de ambientes resultantes do expressivo impacto causado pelo desenvolvimento humano na área; e, b) Identificar possíveis efeitos do uso da terra e da urbanização na abundância e distribuição das espécies de pequenos mamíferos não-voadores.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado na bacia do Rio Passa-Cinco, que compõe juntamente com outras quatro a bacia do Rio Corumbataí, (paralelos 22° 05´e 22° 30´e meridianos 47° 30´e 47° 50´) (região centro-oeste do estado de São Paulo), tratando-se da maior sub-bacia em área (52.757,60 ha) (Figura 1). A bacia do Rio Passa-Cinco é composta de dois cursos d´água principais: o Rio Cabeça, que deságua no Rio Passa-Cinco, e este por sua vez deságua no Rio Corumbataí e, possui 51,72% de sua superfície ocupada por pastagens e 14,13% de cana-de-açúcar (*Saccharum hibridas*), o que a caracteriza como tendo uma matriz agrícola. Floresta Estacional Semidecidual e Cerrado ocupam 15,67% e 0,74% da bacia do Rio Passa-Cinco e representam, respectivamente, 43,57% da floresta nativa e 18,32% do cerrado de toda a bacia do Rio Corumbataí. Florestas plantadas de *Eucalyptus e Pinus* ocupam 10,75% da bacia do Passa-Cinco, o que equivale a 45,30% dos plantios de *Eucalyptus e Pinus* existentes na bacia do Rio Corumbataí (VALENTE, 2001).

Lima e Ranzini (1986), relatam a predominância de pastagens na bacia do Rio Passa-Cinco, assim como a crescente ocupação por plantios comerciais de eucaliptos próximos ao município de Itirapina e a forte presença de cana-de-açúcar na porção sul da bacia. Valente (2001) constatou um pequeno aumento na porcentagem de áreas de pastagens e uma queda na porcentagem de cana-de-açúcar e de silvicultura durante a década de 1990. Mas segundo dados do IBGE (2001) e da Casa da Agricultura de Ipeúna (2002)[1], as áreas de cana-de-açúcar vêm, atualmente, aumentando a cada ano na região em detrimento das áreas de pastagens, o que pôde ser observado em campo durante a execução deste estudo.

O clima da região é do tipo *Cwa* sub-tropical, segundo Köppen, com temperaturas médias nos meses mais quentes superior a 22°C e nos meses mais frios aproximadamente 17°C. A região apresenta um regime de chuvas tropicais com duas

[1] Comunicação Pessoal – Agrônomo responsável pela Casa da Agricultura de Ipeúna – Luiz Antonio Scoton.

estações definidas, compreendendo o período de seca de março a setembro e o período chuvoso de outubro a fevereiro (KOFFLER, 1993). A temperatura e pluviosidade médias, durante o período de estudo, na estação seca foram respectivamente de 18,9 ^{o}C e 35,77 mm e na estação chuvosa foram de 21,28 ^{o}C e 198,1 mm, havendo maior concentração de chuvas nos meses de novembro de 2003 a fevereiro de 2004 (Figura 2).

As declividades na Bacia do Rio Passa-Cinco variam de planas a íngremes (36,27% das áreas possuem menos que 2% de declividade, 29,59% possuem entre 5-15% e 25,39% possuem entre 15-45% de declividade), com uma grande porcentagem de áreas fortemente inclinadas na porção oeste (VALENTE, 2001). Os grupos de solos predominantes na bacia do Rio Passa-Cinco são: Podzólico Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho-Amarelo (PROJETO CORUMBATAÍ, 2001).

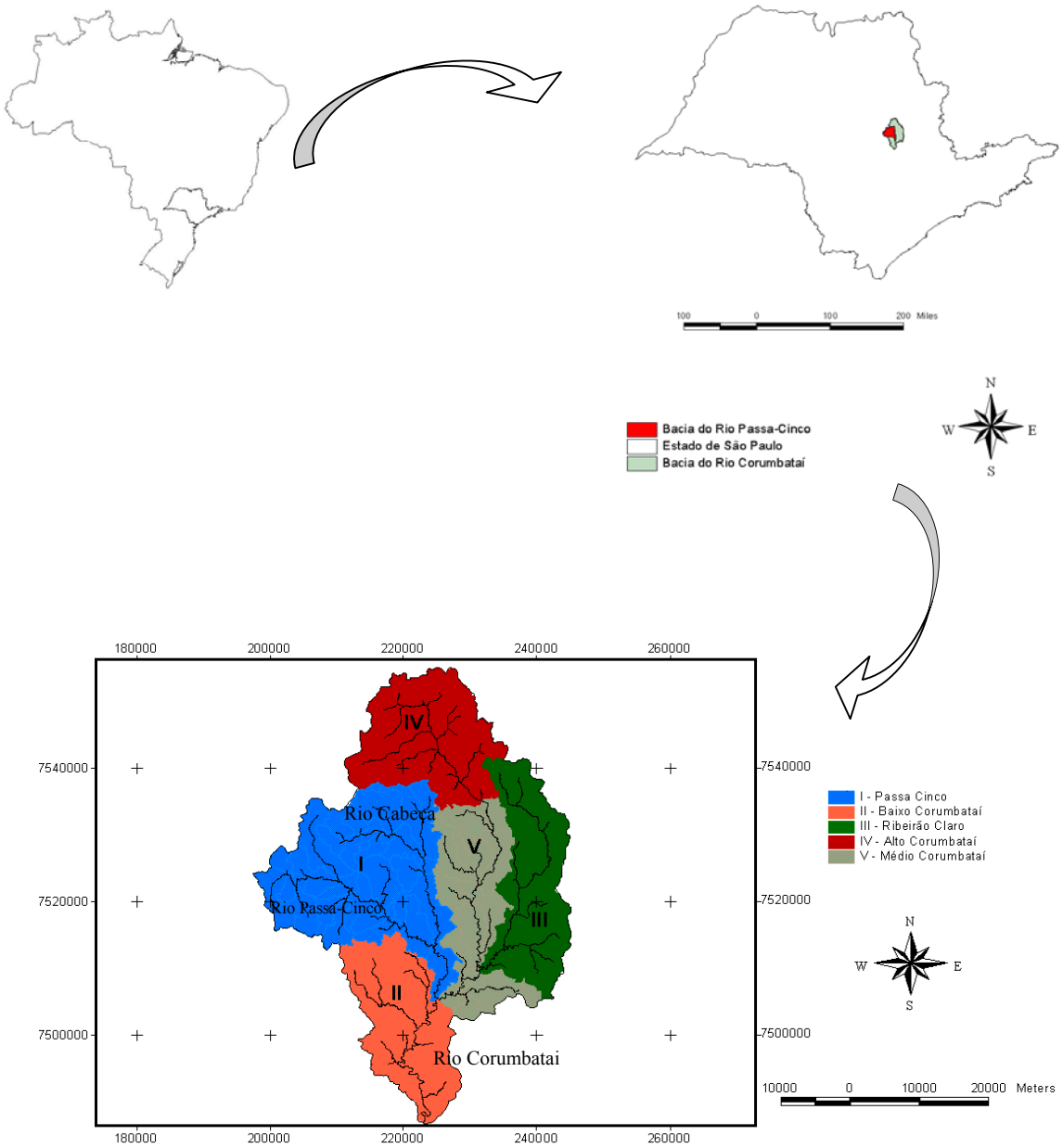

Figura 1 – Localização da bacia do Rio Passa-Cinco (Fonte: Projeto Corumbataí, 2001)

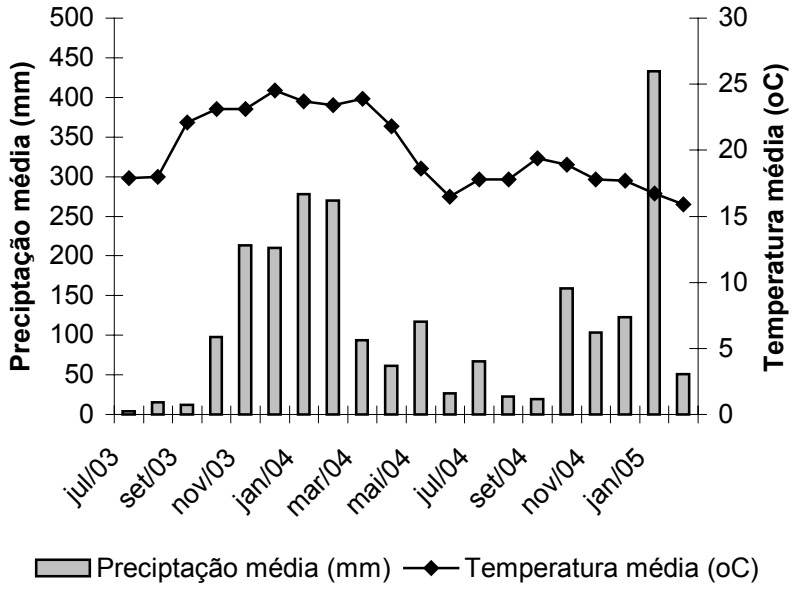

Figura 2 - Temperatura média (^{o}C) e pluviosidade (mm), da região estudada durante o período de coleta (Fonte: Ripasa S.A. – Celulose e Papel)

2.2 Procedimento de Escolha dos Sítios Amostrais

Por representarem os principais elementos da paisagem da bacia, foram escolhidos os seguintes ambientes para amostragem de pequenos mamíferos no presente estudo: remanescente florestal nativo, plantio de eucalipto, plantio de cana-de-açúcar e pastagem. O número de sítios amostrais por ambiente foi igual a quatro, totalizando 16 sítios que foram agrupados em quatro grupos (blocos microgeográficos), para assegurar sua melhor distribuição na bacia (Figura 3).

As áreas de amostragem foram escolhidas através de técnicas de geoprocessamento com o auxílio de mapas de uso e cobertura do solo e de imagens de satélites, a partir dos quais foram construídos mapas contendo os quatro tipos de ambientes que seriam amostrados. Para a seleção dos sítios e dos agrupamentos (blocos microgeográficos), esses mapas foram cruzados com o auxílio do programa IDRISI 32 (EASTMAN, 1999) e então alguns critérios, como área, menor relação entre área e perímetro e, distância entre os remanescentes florestais e os outros ambientes a

serem amostrados, foram adotados para a escolha de cada um dos 16 sítios amostrais. Dessa forma, os blocos microgeográficos foram delimitados com base na localização de cada sítio amostral, respeitando as diferenças encontradas na paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco.

Embora os sítios amostrais tenham se restringido à região da bacia com maior concentração aparente de fragmentos de floresta nativa, segundo PENTEADO (2006) não há diferença significativa entre as métricas da paisagem (índice de maior mancha, índice de contigüidade máxima, índice de forma máxima, índice de justaposição) em áreas de até 1000m ao redor dos sítios de estudo, confirmando a representatividade dos sítios amostrais utilizados.

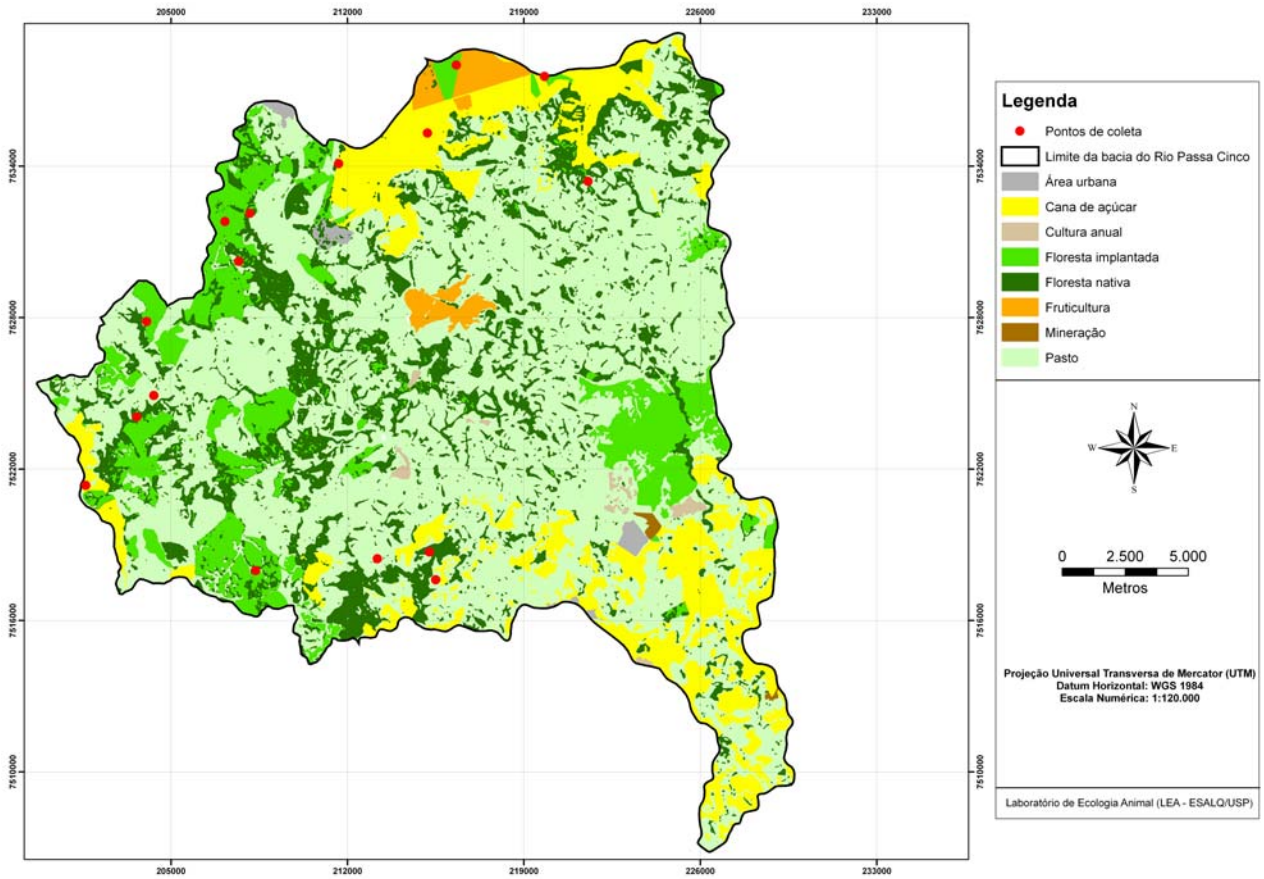

Figura 3 – Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do Rio Passa-Cinco, com a localização dos pontos de coleta de pequenos mamíferos

2.3 Descrição dos Sítios Amostrais

Remanescentes florestais nativos – Os remanescentes florestais amostrados possuem 78.6, 313.8, 246.2 e 96.5 ha e a distância média entre eles é de 23,7km (max.= 44.4 km/min. = 8.7 km). Em todos os sítios foram registradas lianas; em dois deles havia bambus e gramíneas, e a altura da serrapilheira variou entre 5 e 12 cm. Foram encontradas até 15 morfoespécies de árvores nessas áreas, e em três dos quatro sítios amostrais foi registrada a presença de palmeiras (Figura 4).

Esses fragmentos são classificados como Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 1993), que expressa o comportamento da comunidade conforme a estação do ano. Essa formação é caracterizada por apresentar um dossel irregular, entre 15 e 20 m de altura, com presença de árvores emergentes de até 30 m de altura e grande abundância de algumas espécies de lianas nas bordas e no interior (RODRIGUES, 1999).

No levantamento da composição florística e fitossociológica realizado na bacia Rio do Passa-Cinco por Mantovani et al., (1986), as famílias de espécie arbóreas de maior importância foram Leguminosae, Myrtaceae e Meliaceae e, de epífitas, embora não tão abundantes, foram Cactaceae e Bromeliaceae. Dentre as arbóreas destacam-se as espécies *Trichilia catigua* (catiguá) e *T. lagoensis* (catiguá-vermelho), com altura até dez metros, e *Copaifera langsdorfii* (pau d'óleo), *Bastardiopsis densiflora* (pau jangada), *Diatenopterix sorbifolia* (sapuva), *Chorisia speciosa* (paineira), *Peltophorum dubium* (canafístula), *Cariniana legalis* (jequitibá) e *Casearia gossypiosperma* (pau de espeto) entre as espécies emergentes.

Plantio de eucalipto - As áreas de plantios de eucalipto amostradas são compostas pela espécie *Eucalyptus grandis*, possuem 47.7, 93.6, 159.53 e 55.16 ha e estão distantes entre si aproximadamente 18.2 km (max.= 34.5 km/min.= 5.9 km). Essas áreas apresentaram uma altura de dossel entre 10 e 18m, praticamente sem subosque. Em todas as áreas de plantio de eucalipto amostradas pôde-se observar uma grande quantidade de gramíneas e a presença da palmeira *Atallea gearensis*, não sendo registradas lianas e bambus. A altura da serrapilheira variou de 4 a 7 cm e o

número de morfoespécies herbáceo-arbustivas, quando presentes, variou de quatro a dez. Os talhões amostrados tinham entre dois e cinco anos (Figura 5).

As florestas de eucalipto têm, em média, um ciclo em torno de sete anos, sendo que a idade de corte varia em virtude do manejo e da demanda da indústria. O manejo realizado nessas áreas consiste basicamente no fornecimento inicial de cálcio e magnésio, com posterior adubação com nitrogênio, fósforo e potássio em três estágios de crescimento das árvores, sendo também aplicados herbicidas (Scout NA) e formicidas[2].

Plantio de cana-de-açúcar – As áreas amostradas possuem 256.6, 210.06, 168.6 e 291.78 ha, distantes em média 22.6 km entre si (max.= 38.5 km/min.= 2.8 km). Foram encontradas apenas duas morfoespécies no estrato herbáceo: *Emilia sp.* e *Braquiaria decunmbens* (Figura 6).

A monocultura de cana-de-açúcar (*Saccharum hibridas*) vem crescendo na região do Passa-Cinco, tomando espaço das áreas de pastagens e outras culturas anuais. Em relação aos canaviais amostrados, todos são arrendados por grandes empresas do setor sucroalcooleiro e seguem o manejo tradicional do plantio ao corte. O plantio é feito em duas épocas, setembro-outubro e janeiro-março e, antes do plantio são realizadas a calagem e adubação do solo. É também usado o controle de pragas, principalmente de nematóides, cupins e coleópteros, assim como herbicidas para o controle de ervas daninhas. A colheita tem início em maio, prolongando-se até novembro e o procedimento de corte na região ainda é manual, havendo, portanto a utilização de queimadas para retirada de matéria orgânica seca (UNICA, 2005).

Área de pastagens – As áreas de pasto amostradas têm 180.3, 123.7, 130.4 e 52.40 ha e estão distantes aproximadamente 25.4 km uma da outra (max.= 47.7 km/min.= 10.4 km). Todas as áreas amostradas são constantemente ocupadas para pastejo de gado, cavalo e outros animais domésticos e compostas por capim branquearia (*Braquiaria decunmbens*). Essas áreas são de pequenas propriedades, nas quais o pasto não recebe nenhum manejo específico, sendo somente roçado quando

[2] Fonte: RIPASA S.A. – Celulose e Papel.

há excesso de arbustos de espécies invasoras e nativas, principalmente de espécies de cerrado. Foram observadas de três a seis morfoespécies herbáceo-arbustivas e em todos os sítios amostrais pôde-se observar a existência de árvores esparsas, com aproximadamente cinco metros de altura (Figura 7).

Figura 4 - Perfil de um dos remanescentes florestais nativos amostrados

Figura 5 - Perfil de um dos plantios de eucaliptos amostrados

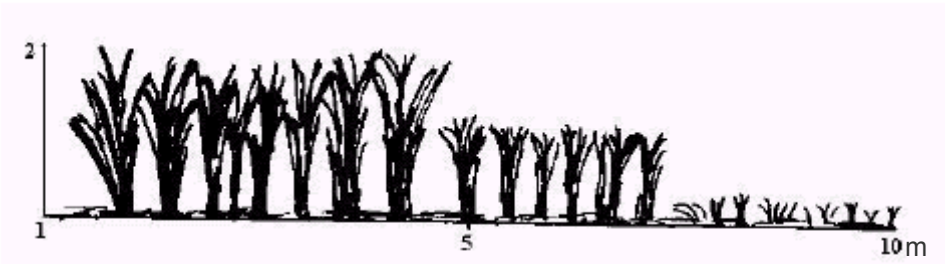

Figura 6 - Perfil de uma das áreas de cana-de-açúcar amostradas

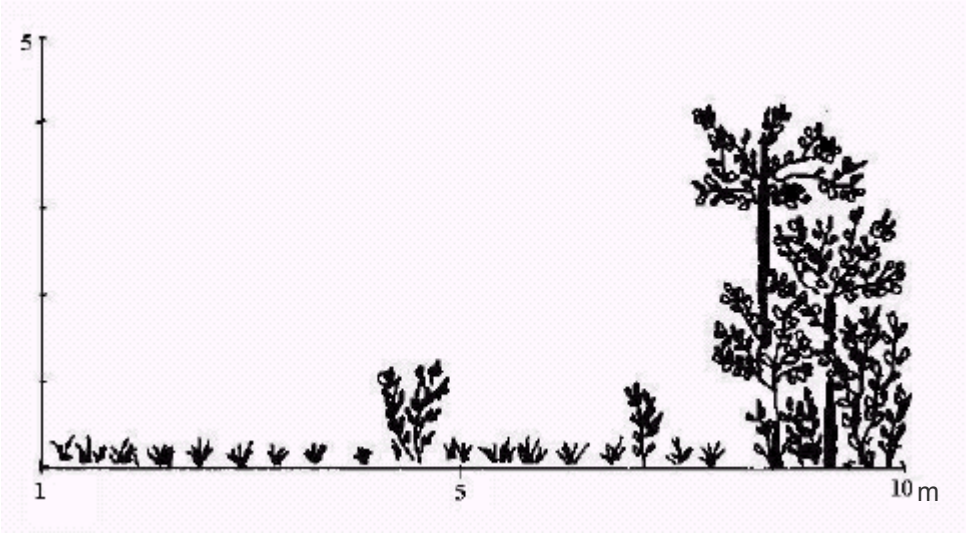

Figura 7 – Perfil de uma das áreas de pastagem amostradas

2.4 Esforço Amostral

2.4.1 Descrição qualitativa

Foram realizadas nove coletas, de quatro dias, em cada sítio amostral durante 17 meses (agosto/2003 – janeiro/2005). As 16 áreas amostradas foram distribuídas em quatro blocos microgeográficos, onde cada bloco continha uma área de plantio de eucalipto, de plantio cana-de-açúcar, de pastagem e de remanescente florestal nativo. Durante as coletas foram consideradas duas estações: seca (abril – setembro) e chuvosa (outubro – março).

Para a captura de pequenos mamíferos foram utilizadas armadilhas do tipo *Sherman*, em dois tamanhos (41 x 12.5 x14.5 cm e 25 x 8 x 9 cm), distribuídas em linha, com 40 armadilhas em cada linha, nos 16 sítios. Cada ponto, na linha, continha duas armadilhas, uma de cada tamanho, formando uma linha de 400 m, sendo a distância entre os pontos de 20m (ADLER et al., 1997; CERQUEIRA et al., 1993; FONSECA, 1989; STTALINGS, 1989). Como isca foi utilizada uma massa contendo banana, doce de amendoim (paçoca), fubá e óleo de fígado de bacalhau. A cada

campanha as armadilhas permaneciam abertas por quatro noites, sendo checadas todas as manhãs.

Os animais capturados foram identificados e deles coletadas as seguintes informações: data, número e tamanho da armadilha, espécie, sexo, estágio reprodutivo, presença de parasitas externos, além de medidas corporais como massa corpórea, comprimento do corpo, comprimento da cauda, da orelha e do membro posterior. Foram considerados como adultos os animais com o escroto desenvolvido e mamas aparentes. Os animais capturados foram marcados com dispositivos eletrônicos subcutâneos (*microchips*) da marca *Trovan*, eficientes como técnica de marcação para pequenos mamíferos pela confiabilidade e facilidade de aplicação, dispensando outros tipos de marcação (Figura 8). Vale lembrar que todos os procedimentos com os animais foram realizados com os equipamentos de segurança necessários para evitar contaminações, tais como luvas, máscaras e sacos plásticos. Nos primeiros meses de captura, alguns espécimes testemunho foram coletados e levados à Seção de Mamíferos do Museu de Zoologia da USP (MZUSP), onde foram confirmadas as identificações, e depositados. Desses animais, também foram coletados pêlos para a criação de um banco de dados com informações morfológicas, para que posteriormente possa ser utilizado na identificação de materiais provenientes de trabalhos de ecologia trófica (QUADROS, 2002).

Figura 8 – Marcador eletrônico subcutâneo utilizado para marcação dos animais (marca *Trovan*)

2.4.2 Descrição quantitativa

Partindo do pressuposto que, em uma paisagem altamente fragmentada a comunidade de pequenos roedores seja, em relação à composição de espécies, de certa forma semelhante entre os ambientes que compõem a paisagem, e que haja uma relação direta entre a perda no número de espécies e de indivíduos e a simplificação dos ambientes, a hipótese nula (H_o) testada no presente estudo foi:

$S_f = S_e = S_c = S_p$ onde:

S: Composição específica, riqueza de espécies e abundância relativa de mamíferos de pequeno porte:

f: Floresta nativa

e: Floresta de eucalipto

c: Plantação de cana-de-açúcar

p: Pastagens

O esforço amostral realizado pode ser resumido, conforme abaixo:

a) Número de elementos da paisagem (i.e., “tratamentos”): 04;

b) Número de réplicas por “tratamento”: 04;

c) Número de estações amostradas: 02 (“seca” e “chuvosa”);

d) Dias de campo / réplica: 04;

e) Número de campanhas/tratamento: 09;

f) Período total (meses): 17;

g) Dias de campo: 144.

2.5 Metodologia Analítica

2.5.1 Suficiência amostral

O esforço de coleta foi calculado multiplicando-se o número de armadilhas pelo número de dias de coleta e pelo número de coletas em cada ambiente.O sucesso de captura calculou-se através do número de indivíduos capturados divididos pelo esforço de coleta (STALLING, 1989).

Com o objetivo de avaliar a suficiência do esforço realizado, foram feitas curvas de acúmulo de espécies (curva do coletor) para cada ambiente e para a bacia como um todo, através do programa EstimateS Win 700 (COLWELL, 1994-2004), utilizando os dias de coleta como unidade amostral. Devido ao fato de que, em qualquer curva do coletor, a ordem na qual as amostras são adicionadas ao total afeta o formato da mesma, foi realizado o procedimento de rarefação, pelo qual são feitas aleatorizações das amostras a fim de se eliminar esta arbitrariedade (COLWELL; CODDINGTON, 1994). Para todas as curvas de acúmulo de espécies, foram realizadas 1000 aleatorizações das amostras (DOTTA, 2005; TOZETTI, 2002). Foi utilizado um estimador não-paramétrico porque, em geral, estes apresentam desempenho bastante acurado sendo, portanto menos tendenciosos (BROSE et al., 2003). Dessa forma, utilizamos o estimador Bootstrap, pois, à medida que novas espécies são acrescentadas ao total, este passa a ser independente do tamanho da amostra (COLWELL; CODDINGTON, 1994).

2.5.2 Comparação da riqueza e abundância de pequenos mamíferos entre os ambientes e estações do ano

Os resultados do levantamento de pequenos mamíferos não-voadores em função da paisagem foram analisados comparativamente entre os ambientes e entre os sítios amostrais de cada ambiente por meio de Análise de Variância Aninhada (*Nested ANOVA*) e Teste de *Kruskal-Wallis* (SIEGEL, 1956) e, *a posteriori,* realizada Análise de Médias - *ANOM* (OTT, 1983) para esclarecimento das possíveis diferenças. A variável passível de ser avaliada através de ANOVA foi riqueza específica (número de espécies registradas), sendo a abundância (número de indivíduos coletados) avaliada através do Teste de *Kruskal-Wallis* por se tratar de dados não-paramétricos. Foi utilizada a Análise de Variância Aninhada, pois se pretendeu testar se havia ou não uma variação entre os blocos microgeográficos amostrados e também entre os ambientes, considerados hierarquicamente dentro dos agrupamentos (SOKAL; RHOLF, 1969). Para todos os cálculos não foram utilizados dados de recaptura.

O Teste de *Kruskal-Wallis* (SIEGEL, 1956), uma análise de variância não-paramétrica, foi utilizado também para comparar a abundância de cada espécie nos quatro diferentes ambientes (remanescente florestal nativo, plantio de eucalipto, plantio de cana-de-açúcar e pastagem).

Para testar se havia diferença entre as estações do ano quanto à riqueza de espécies e abundância de indivíduos foi utilizado o Teste t de *Student* para amostras relacionadas. Para esse teste não foram utilizados os dados de todas as campanhas, uma vez que foram realizadas 4 campanhas na estação seca e 5 na estação chuvosa. A fim de solucionar esse problema foram sorteadas 4 campanhas da estação chuvosa, aleatoriamente, e *a posteriori* realizado o Teste t.

2.5.3 Diferença entre os ambientes quanto à composição específica

Para avaliar a composição específica entre os ambientes foi utilizada Análise de Correspondência (MANLY, 1994), que se trata de um método multivariado de ordenação, tradicionalmente usado em Ecologia Vegetal, mas que se adequa ao

presente projeto. Para realização dessa análise foram utilizados os dados das nove campanhas.

2.5.4 Comparação da diversidade de espécies de pequenos mamíferos entre ambientes

O grau de diversidade dos ambientes amostrados foi determinado através do Índice de Diversidade de *Brillouin* (*H*). Trata-se de um índice semelhante ao Índice de *Shannon-Wiener*, no entanto, aplica-se a amostras sem reposição de comunidades pequenas (i. e., coleções), mas não se aplica à biomassa ou produtividade, apenas a número de indivíduos (LEGENDRE; LEGENDRE, 1983; MAGURRAN, 1988; PIELLOU, 1977). Tais índices foram utilizados como unidades amostrais através do teste não-paramétrico de *Kruskal-Wallis* (SIEGEL, 1956), para a comparação entre os ambientes em termos de diversidade. Os cálculos estatísticos foram realizados com auxílio dos programas Minitab 14 (MINITAB, 2003), Statistica 6.0 (STATSOFT, 2001) e BioEstat 3.0 (AYRES et al., 2003).

As análises acima descritas são comparações complementares e, de nenhuma forma, excludentes. O que se pretende avaliar é de que forma, se, mais evidente ou mais sutil, os ecossistemas e sítios amostrados diferem quanto à diversidade de pequenos mamíferos não-voadores. A partir deste conhecimento básico será possível estabelecer novas questões, cujas respostas poderão nos auxiliar a compreender e minimizar o impacto da agricultura na paisagem e em sua biodiversidade.

3 RESULTADOS

3.1 Esforço Amostral e Riqueza de Espécies

Ao longo de 17 meses foram capturados 177 indivíduos distribuídos em oito espécies (cinco roedores e três marsupiais) (Tabela 1), com um esforço de coleta geral de 23.040 armadilhas/noite e sucesso de captura total de 0,77%. Os ambientes apresentaram diferentes valores de sucesso de captura, sendo a plantação de cana-de-açúcar o ambiente com maior sucesso (1,82%). As espécies com maior abundância durante o estudo foram os roedores terrestres *Calomys tener* (50), *Bolomys lasiurus* (48) e o roedor arborícola *Rhipidomys mastacalis* (35) (Figura 9). Menos de 10 indivíduos foram capturados do marsupial escansorial *Didelphis albiventris*, do marsupial arborícola *Gracilinanus microtarsus* e do marsupial terrestre *Monodelphis americana*. *Calomys tener* foi a única espécie capturada em todos os ambientes amostrados e *Monodelphis americana* foi à única espécie capturada exclusivamente em remanescentes florestais. Com exceção do roedor *Rhipidomys mastacalis* e dos marsupiais, as outras espécies de roedores foram capturadas tanto em áreas florestais como em não-florestais (Tabela 1). As áreas com maior número de capturas foram os canaviais (105), seguidos dos remanescentes florestais (37) e plantios de eucalipto (33), sendo os remanescentes florestais detentores da maior riqueza de espécies (7) (Tabela 2).

Tabela 1 - Espécies capturadas na bacia do Rio Passa-Cinco (Fr = remanescentes florestais nativos; Eu = plantio de eucalipto; Ca = plantio de cana-de-açúcar; Pa = pastagem; Dieta preferencial (O = onívoro; I = insetívoro; G = granívoro) e Hábito (T = terrestre; A = arborícola; Es = escansorial), adaptados de EISENBERG; REDFORD, 1999; ELLIS, et al., 1997; MARES et al., 1986; MARES;ERNEST, 1995; PARDINI et al., 2005; TALAMONI;DIAS, 1999; VIEIRA, 1989; VIEIRA, 1999; VILLAFAÑE et al., 1988

Espécies	Ambiente	Dieta	Hábito
DIDELPHIMORFIA			
Família Didelphidae			
Didelphis albiventris	Fr, Eu	O	Es
Gracilinanus microtarsus	Fr, Eu	I	A
Monodelphis americana	Fr	I	T
RODENTIA			
Família Muridae			
Rhipidomys mastacalis	Fr, Eu	I/G	A
Oligoryzomys nigripes	Fr, Eu, Ca	I	T
Calomys tener	Fr, Eu, Ca, Pa	O	T
Akodon montensis	Fr, Ca, Pa	I/G	T
Bolomys lasiurus	Eu, Ca	O	T

Tabela 2 – Número de indivíduos (N) e riqueza de espécies (r) para cada ambiente amostrado na bacia do Rio Passa-Cinco (Fr = remanescentes florestais nativos; Eu = plantio de eucalipto; Ca = plantio de cana-de-açúcar; Pa = pastagem)

Ambientes	N	r
Fr 1	9	4
Fr 2	4	2
Fr 3	24	5
Fr 4	0	0
Eu 1	4	2
Eu 2	1	1
Eu 3	2	2
Eu 4	26	5
Ca 1	34	3
Ca 2	14	2
Ca 3	52	3
Ca 4	5	2
Pa 1	0	0
Pa 2	0	0
Pa 3	2	2
Pa 4	0	0

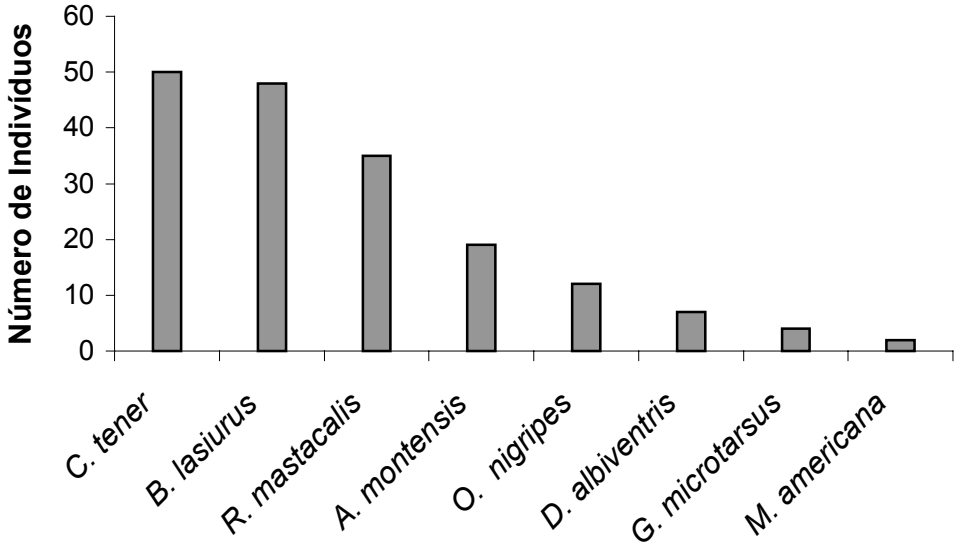

Figura 9 – Número de indivíduos de cada espécie registrada na bacia do Rio Passa-Cinco

As curvas de acúmulo de espécies (curvas do coletor) foram comparadas através do estimador não-paramétrico *Bootstrap* (COLWELL; CODDINGTON, 1994). Para as áreas de pastagem, não foi possível obter uma curva devido ao baixo número de espécies e indivíduos capturados; para os plantios de eucalipto estimaram-se 6,72 espécies e foram registradas 6 (Figura 10); para os remanescentes florestais foi estimada a presença de 7,5 espécies, sendo registradas 7 (Figura 11) e para as áreas de plantio de cana-de-açúcar foi estimado um número de 4,36 espécies e foram registradas 4 (Figura 12). Para a bacia do Rio Passa-Cinco como um todo, foram estimadas 8,15 espécies e foram registradas 8 (Figura 13).

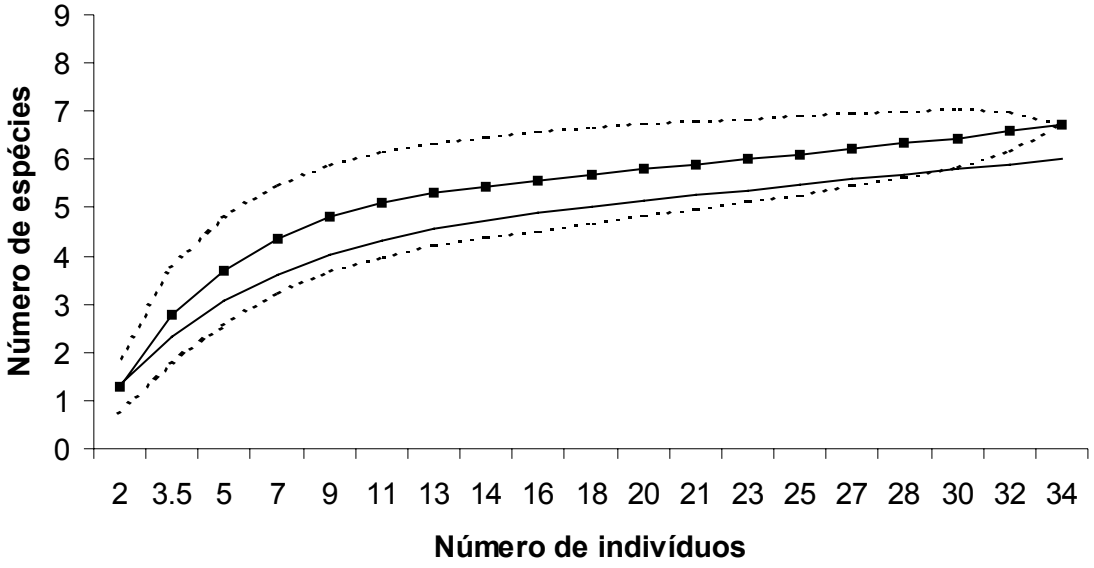

Figura 10 - Curva de acúmulo de espécies nas áreas de plantio de eucalipto (linha contínua – número de espécies observadas; linha pontilhada – desvio padrão da riqueza estimada; pontos pretos – estimador não-paramétrico *Bootstrap*)

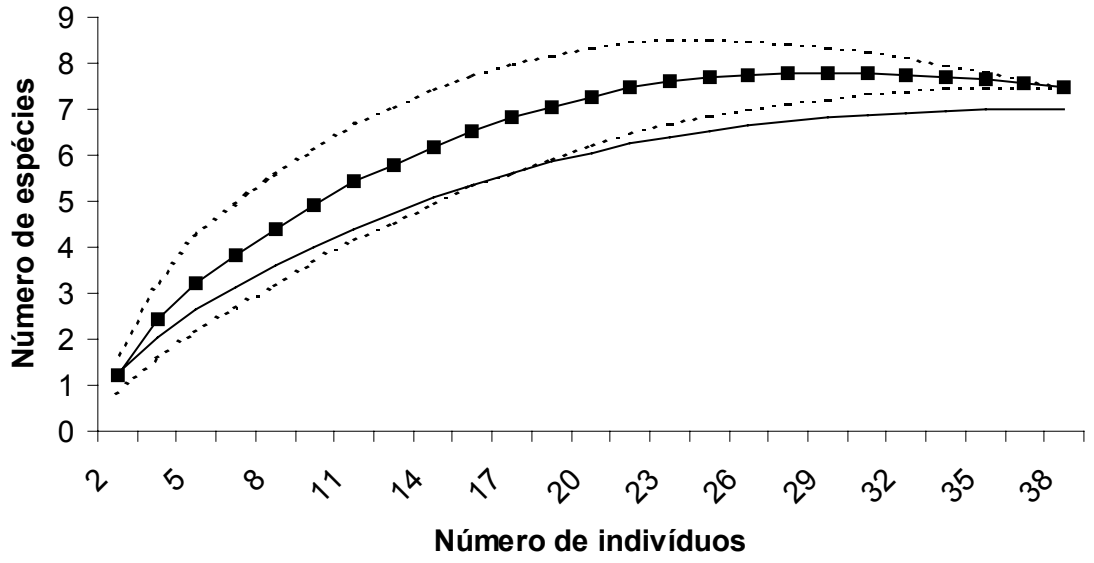

Figura 11 - Curva de acúmulo de espécies nas áreas de remanescentes florestais (linha contínua – número de espécies observadas; linha pontilhada – desvio padrão da riqueza estimada; pontos pretos – estimador não-paramétrico *Bootstrap*)

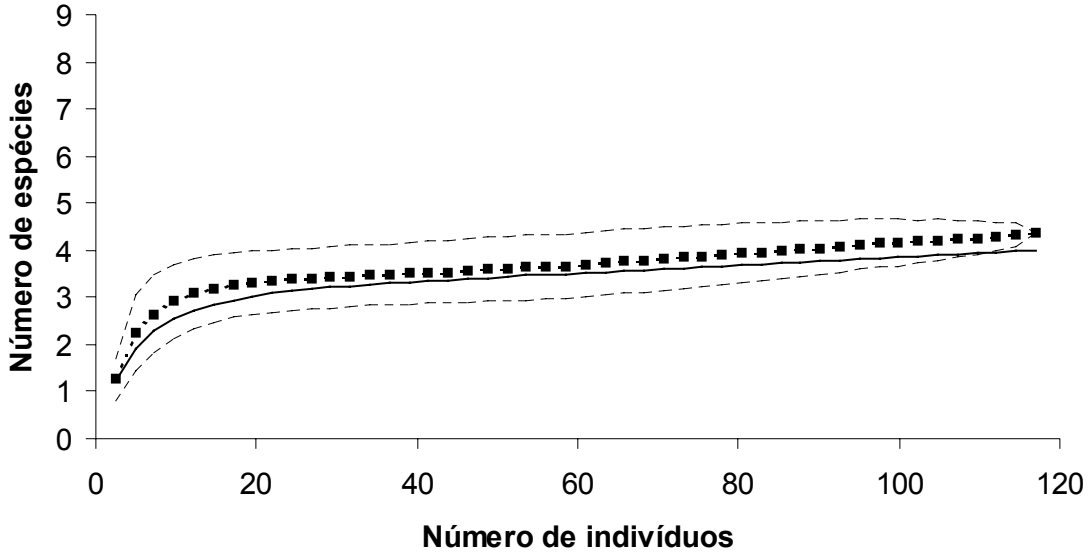

Figura 12 - Curva de acúmulo de espécies nas áreas plantio de cana-de-açúcar (linha contínua – número de espécies observadas; linha pontilhada – desvio padrão da riqueza estimada; pontos pretos – estimador não-paramétrico *Bootstrap*)

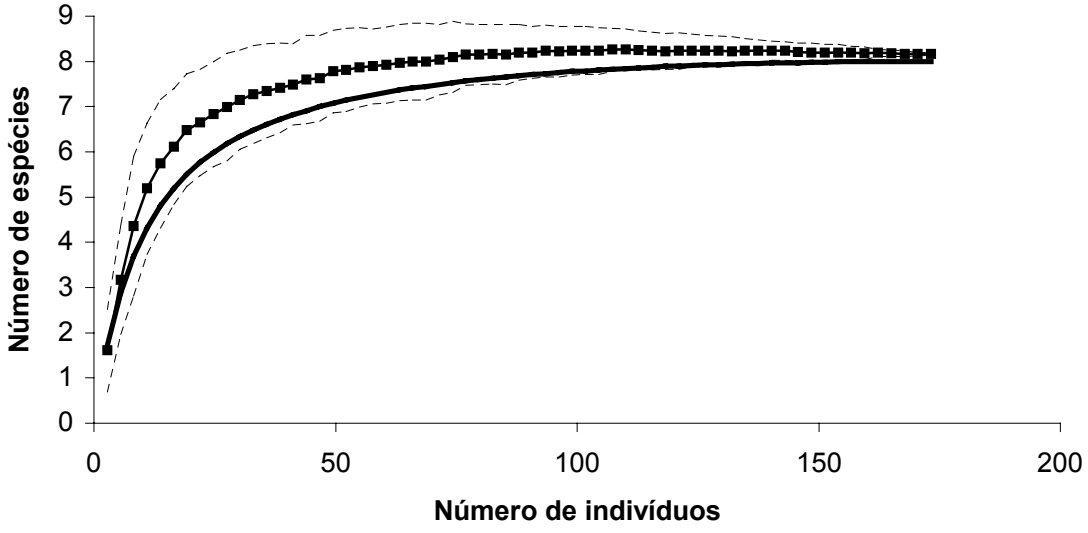

Figura 13 - Curva de acúmulo de espécies geral para a bacia do Rio Passa-Cinco (linha contínua – número de espécies observadas; linha pontilhada – desvio padrão da riqueza estimada; pontos pretos – estimador não-paramétrico *Bootstrap*)

3.2 Riqueza e Abundância de Pequenos Mamíferos entre os Ambientes e Estações do Ano

Através do teste de *Kruskal-Wallis*, constatou-se diferença significativa quanto à abundância de indivíduos entre os ambientes (H=17,18; p=0,001; df=3), mas não entre os blocos microgeográficos (H=5,43; p=0,143; df=3), sendo a área de plantio de cana-de-açúcar o ambiente com maior número de indivíduos (Figura 14). Quanto à riqueza de espécies, por meio da Análise de Variância Aninhada (*Nested ANOVA*), observou-se diferença significativa entre ambientes (F= 4,910; p=0,001; df=12), mas também não entre os blocos microgeográficos (F= 0,642; p=0,603; df=3), com menor riqueza de espécies nas áreas de pastagens (Figura 15). Foram realizadas também análises com o Teste t de *Student* para amostras relacionadas, quanto à riqueza de espécies e abundância de indivíduos entre as campanhas para detectar se havia diferença significativa entre as estações amostradas, mas assim como na Análise de Variância Aninhada e no Teste de *Kruskal-Wallis*, nenhuma diferença significativa foi encontrada.

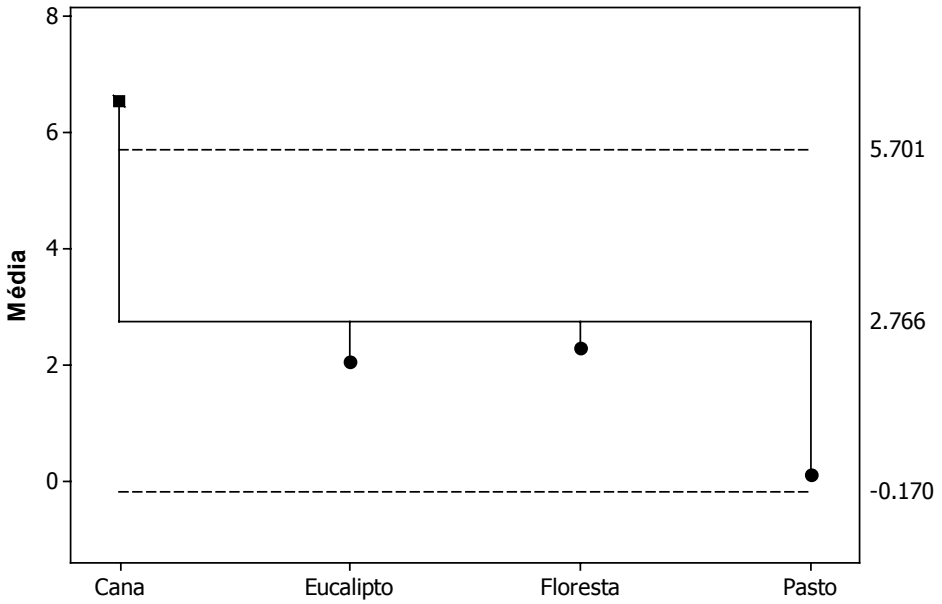

Figura 14 - Análise de Médias entre os ambientes quanto à abundância de indivíduos

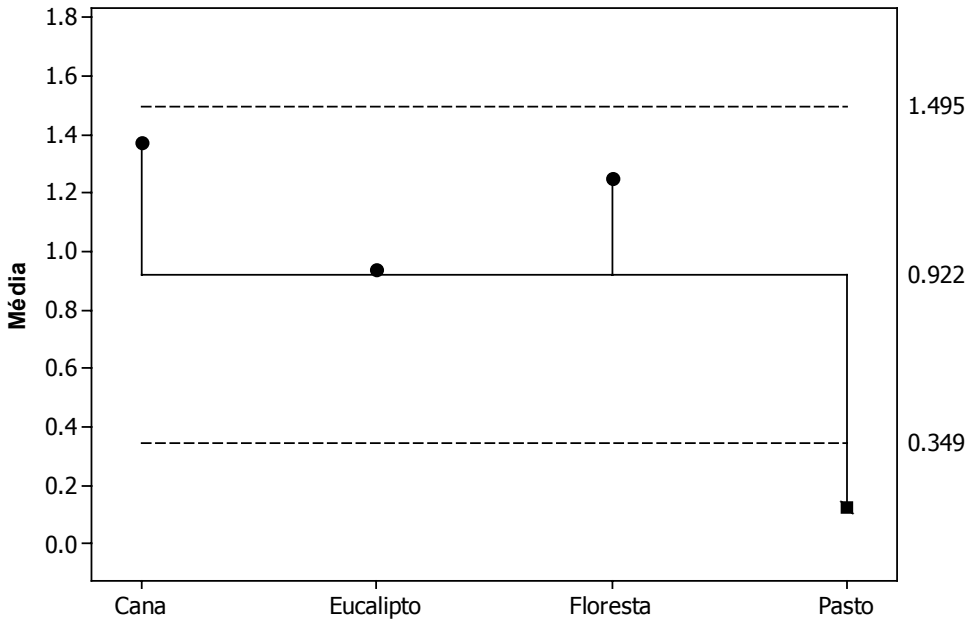

Figura 15 - Análise de Médias entre os ambientes quanto à riqueza de espécies

3.3 Composição das Assembléias de Pequenos Mamíferos entre Ambientes

A análise de correspondência realizada indica haver uma clara distinção da composição de pequenos mamíferos entre os ambientes abertos (cana-de-açucar e pasto) e os ambientes de estrutura florestal (remanescentes e eucalipto). O primeiro eixo desta análise separa claramente os quatro sítios de cana de açúcar e o único sítio de pasto em que pequenos mamíferos foram capturados, localizados a esquerda do eixo, e os quatro sítios de eucalipto e os três de remanescentes em que foram capturados pequenos mamíferos, localizados a direita do eixo (Figura 16). Os sítios em ambientes abertos caracterizam-se pela presença ou maior abundância das espécies *Bolomys lasiurus, Calomys tener* e *Akodon montensis* e os sítios em ambientes florestais pela presença ou maior abundância das espécies *Rhipidomys mastacalis, Monodelphis americana, Gracilinanus microtarsus e Oligoryzomys nigripes*.

3.4 Diversidade das Assembléias de Pequenos Mamíferos entre Ambientes

O índice de diversidade de espécies de *Brillouin* (HB) não apresentou diferença significativa entre os ambientes amostrados, como mostrado pelo teste de *Kruskal-Wallis* (H=6,655; p=0,0837; df=3) (Figura 17).

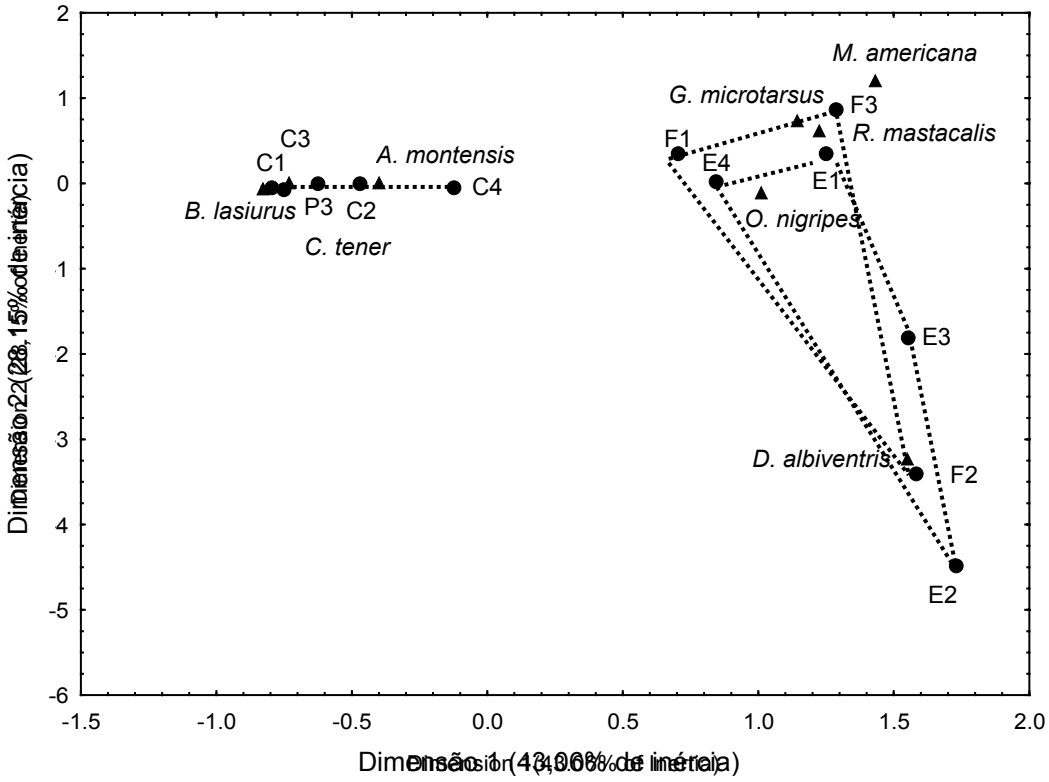

Figura 16 - Análise de correspondência entre as espécies e os ambientes amostrados na Bacia do Rio Passa-Cinco (• ambientes: F-fragmento de mata nativa; E - eucalipto; C-cana-de-açúcar; P-pasto/ ▲ espécies capturadas)

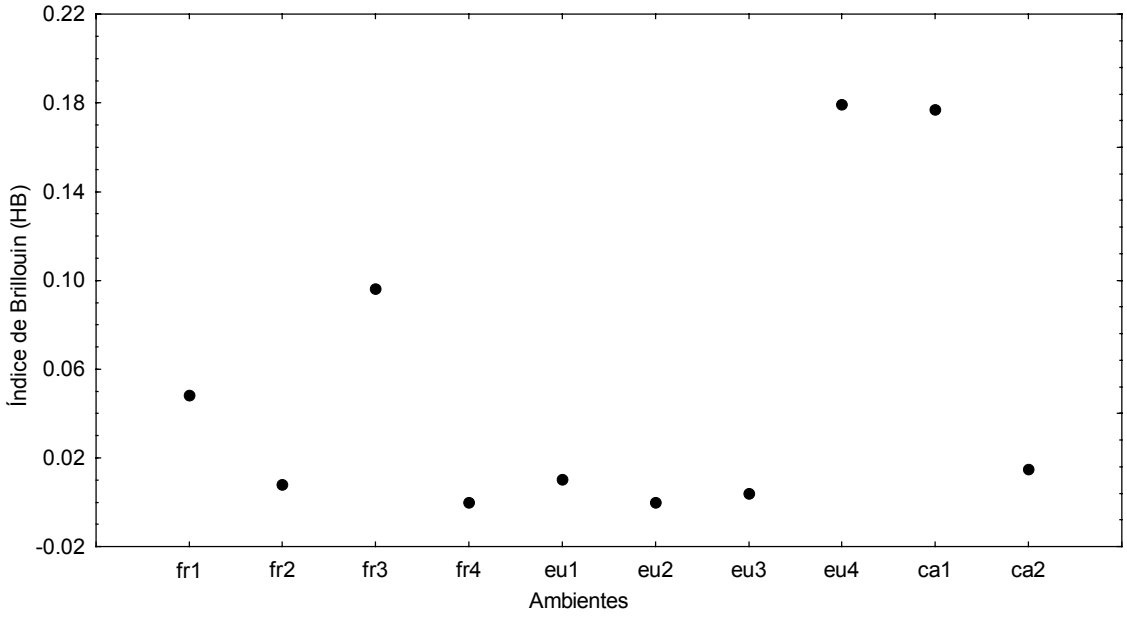

Figura 17 - Índice de *Brillouin* (HB) obtido para cada sítio amostral (fr - fragmento florestal, eu – eucalipto, ca – cana-de-açúcar)

3.5 Abundância das Espécies de Pequenos Mamíferos entre Ambientes

Somente roedores foram capturados em áreas não-florestais (canaviais e pastagens), sendo a maioria nas áreas de cana-de-açúcar. Os roedores terrestres *Bolomys lasiurus, Akodon montensis* e *Calomys tener* foram significativamente mais abundantes, em áreas de cana-de-açúcar, quando comparados com todos os outros ambientes amostrados (Tabela 3, Figura 18).

Tabela 3- Resultados do Teste de *Kruskal-Wallis* (análise de variância não-paramétrica) comparando a abundância de indivíduos de cada espécie capturada e os ambientes amostrados na bacia do Rio Passa-Cinco

	Kruskal-Wallis	
	H	***p***
Didelphis albiventris	6.22	0.102
Gracilinanus microtarsus	6.13	0.106
Monodelphis americana	6.04	0.110
Rhipidomys mastacalis	15.63	***0.012***
Oligoryzomys nigripes	7.02	0.071
Calomys tener	11.87	***0.000***
Akodon montensis	11.63	***0.009***
Bolomys lasiurus	24.58	***0.000***

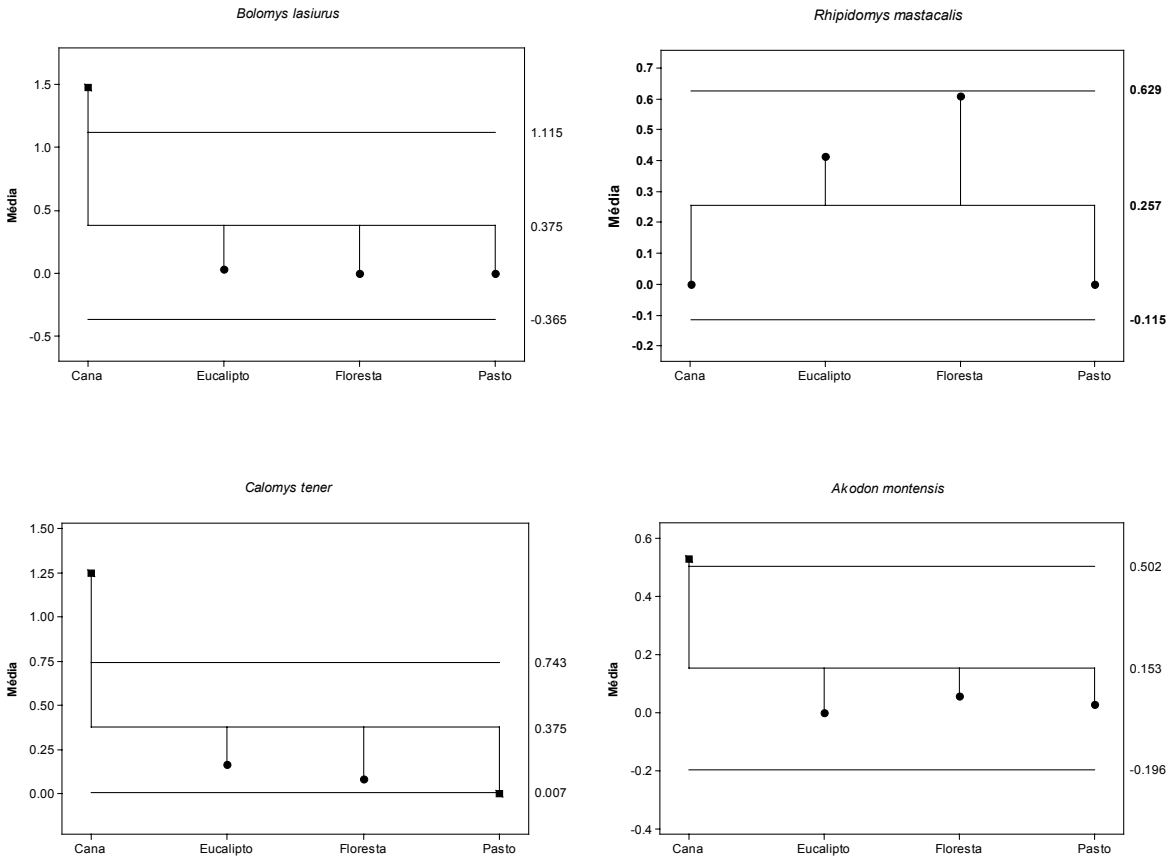

Figura 18 – Análise de Médias entre os ambientes quanto à abundância de indivíduos de cada espécie capturada na bacia do Rio Passa-Cinco

4 DISCUSSÃO

4.1 Suficiência Amostral e Número de Espécies de Pequenos Mamíferos na Bacia do Rio Passa-Cinco

Apesar de apresentarem curvas de acúmulo de espécies ainda ascendentes para áreas de plantio de eucalipto e cana-de-açúcar, assíntotas estimadas pelo estimador não-paramétrico *Bootstrap*, tanto para cada ambiente amostrado quanto para a bacia como um todo, sugerem que o esforço amostral aplicado no presente trabalho foi suficiente. Esses resultados indicam que praticamente todas as espécies presentes nas áreas estudas e na região foram detectadas. No entanto, o baixo número de espécies encontradas sugere que a bacia tenha sofrido uma significativa alteração ambiental com conseqüente empobrecimento da comunidade de pequenos mamíferos, restando apenas espécies oportunistas e generalistas, freqüentemente encontradas em áreas alteradas (BONVICINO et al., 2002; CASTRO; FERNANDEZ, 2004; ELLIS, et al., 1997; GHELER-COSTA, et al., 2002; PIRES et al., 2005).

Esses resultados corroboram a corrente de pensamento que afirma ser a fragmentação e a degradação dos ambientes naturais, geradas pela expansão agrícola e urbana, as principais responsáveis pela perda de espécies, principalmente de pequenos mamíferos (BURGESS; SHAPE, 1981; LOMOLINO; PERAULT, 2000).

4.2 Biologia das Espécies de Pequenos Mamíferos da Bacia do Rio Passa-Cinco

Analisando a comunidade de pequenos mamíferos, de forma geral, observou-se um baixo número de indivíduos, bem como uma baixa riqueza de espécies, o que pode estar relacionado ao histórico de alterações no uso e cobertura do solo da região. A segregação clara da composição de espécies de pequenos mamíferos entre os ambientes abertos e florestais da bacia do Rio Passa-Cinco deve refletir diferenças nas respostas das espécies de pequenos mamíferos à substituição de áreas florestais nativas por áreas agrosilvipastoris que estejam relacionadas a atributos ecológicos destas espécies (LOMOLINO; PERAULT, 2000; MALCOLM, 1991). Dessa forma são discutidos a seguir aspectos biológicos das espécies encontradas no presente estudo, a fim de compreender o padrão encontrado.

Nenhuma espécie ameaçada foi registrada na bacia do Rio Passa-Cinco, sendo a maioria comum e abundante em ambientes alterados, resistentes aos efeitos da fragmentação e sem muitas restrições com relação ao uso de habitat (BONVICINO et al. 2002, CASTRO; FERNANDEZ, 2004; PIRES et al., 2002). Exceção a isso é o marsupial *Monodelphis americana*, que apresenta uma restrição maior em relação à qualidade de habitat, sendo principalmente encontrada em áreas úmidas e menos alteradas (BONVICINO et al. 2002; PARDINI, 2004; PIRES et al., 2002). Embora não tenham sido registradas espécies domésticas como *Rattus rattus, Rattus novergicus e Mus musculus*, eles possivelmente estão presentes em áreas mais próximas a habitações humanas, uma vez que estão diretamente associados à presença humana (BENNETT, 1990; RAMANAMANJATO; GANZHBORN, 2001).

Animais domésticos de grande e médio porte, como gado, búfalos, ovelhas, cachorros, gatos e cavalos foram registrados por Dotta (2005) em vários dos sítios amostrados, podendo afetar a comunidade de pequenos mamíferos. Cães e gatos são predadores que podem causar diminuição na população de roedores e marsupiais (BARRATT, 1998; BUTLER, et al., 2004; CAMPOS, 2004; EDWARDS et al., 2002).

Dentre os roedores capturados, *Calomys tener*, *Bolomys lasiurus* e *Akodon montensis* parecem não sofrer muita influência dos distúrbios provocados pela agricultura, podendo ser encontrados em microhabitats de baixa qualidade ambiental, incluindo áreas com solo exposto, áreas agrícolas, pastagens e capoeiras (BARROS-BATTESTI et al., 2000; BONVICINO et al., 2002; BOS; CARTHEW, 2003; ELLIS et al., 1997; FRANCISCO et al., 1995; LEMOS et al., 2004; MAGNUSSON et al., 1995; MARES et al., 1986; PIRES et al., 2002; TALAMONI; DIAS, 1999; VIEIRA, 1999). Tais espécies foram capturadas em abundância nas áreas de cana-de-açúcar durante o presente estudo.

Algumas espécies do gênero *Calomys* podem ser facilmente identificadas pela presença de uma mancha de pêlos brancos atrás das orelhas e sua cauda chega a medir aproximadamente 40% do comprimento do corpo (MARES et al.,1981). As espécies desse gênero chegam a construir seus ninhos sob solo, em aglomerados de lixo (BUSCH et al., 1984; YUNES et al., 1991) ou sobre rochas (KRAVETZ; VILLAFAÑE, 1981) e possuem dieta onívora consistindo em insetos, sementes e brotos

de vegetação herbácea (BILENCA et al., 1992; ELLIS et al., 1994). *Calomys tener* tem ampla distribuição nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, Paraguai, Uruguai e Argentina, sendo muito comum em áreas de savanas e pastagens, adaptando-se com facilidade às ações antrópicas sobre seus habitats naturais. Tal comportamento foi registrado durante este estudo, já que foi a única espécie capturada em todos os ambientes estudados, apresentando maior freqüência em áreas de cana-de-açúcar.

O roedor *Bolomys lasiurus* tem uma ampla distribuição na América do Sul e tem sido o roedor com maior freqüência de captura em trabalhos realizados em áreas de cerrado de todo o Brasil (ALHO, 1982; BRIANI, 2001; LACHER; ALHO, 2001; MARES; ERNEST, 1995; MELLO, 1980; PEREIRA, 1982; SOUZA; ALHO, 1980; VALLE et al., 1982, VIEIRA; BAUMGARTEN, 1995; VIEIRA, 1999;). É uma espécie característica de áreas abertas com picos de atividade no início do entardecer (16:00h – 22:00h) e no início da manhã (04:00h – 10:00h) (VIEIRA; BAUMGARTEN, 1995). A espécie possui dieta onívora, comendo principalmente sementes e invertebrados (VIEIRA, 1989), podendo consumir itens agrícolas quando próximos a áreas de agricultura (CÂMARA; MURTA, 2003). Segundo Souza e Alho (1980), sua população pode sofrer flutuações que estariam relacionadas à produção de sementes de capins e à disponibilidade de insetos, principalmente em áreas com ocorrência de fogo (BRIANI, 2001; FRANCISCO et al., 1995). Esta espécie é normalmente residente de áreas não-florestais ou áreas de borda (MARES; ERNEST, 1995). Na bacia Rio do Passa-Cinco essa espécie foi capturada principalmente em áreas de cana-de-açúcar e, com menor freqüência, em plantios de eucalipto.

C. tener como *B. lasiurus* são espécies típicas de cerrado (campo limpo), sendo facilmente encontradas em áreas abertas (ALHO, 1981; EISENBERG; REDFORD, 1999; LACHER; ALHO, 2001; MARES; ERNEST, 1995; PARDINI et al., 2005). Essas espécies estão beneficiando-se com a fragmentação das florestas nativas, pois encontram habitats favoráveis ao seu estabelecimento, sendo consideradas muitas vezes espécies invasoras, e com isso alteram a composição de espécies residentes nos remanescentes (LAURANCE, 1994). Assim, alterações ambientais de remanescentes nativos, aliadas à invasão de espécies de áreas abertas, podem levar algumas espécies florestais a desaparecer. Além disso, o aumento populacional desses

roedores pode gerar problemas de saúde pública, uma vez que *C. tener* e *B. lasiurus* são reservatórios comprovados de hantavírus, doença com alta taxa de mortalidade (CAMPOS, 2002; FERREIRA, 2003; FIGUEIREDO et al., 2001).

Outro roedor capturado com freqüência neste trabalho e, comum em remanescentes florestais e bordas de florestas (TALAMONI; DIAS, 1999, PARDINI et al., 2005) foi *Akodon montensis*, cuja dieta é composta majoritariamente por invertebrados, seguido de material vegetal (fibras e sementes) (TALAMONI; DIAS, 1999). O recrutamento de novos animais nessa espécie é relativamente contínuo com pouca variação ao longo do ano. Sendo mais abundante entre os meses de janeiro e agosto (fim da estação chuvosa e início da estação seca) e diminuindo durante os outros meses (TALAMONI; DIAS, 1999). Em florestas semidecíduas, *A. montensis* pode apresentar reprodução contínua e alta taxa de sobrevivência durante os meses de maior oferta de alimento, apesar de apresentar reprodução mais intensa na estação chuvosa (CERQUEIRA et al., 1993; PEREIRA et al., 1993).

Nas áreas com cobertura florestal (remanescentes nativos e plantio de eucalipto) *Rhipidomys mastacalis* foi a espécie de roedor com mais abundante. Entretanto não foi capturado em áreas abertas (canaviais e pastagens). Esta espécie é típica de áreas florestais, tem hábitos arborícolas e, possuí um tufo de pêlos no final da cauda, como característica marcante da espécie. Tem preferência por habitats úmidos, podendo ocorrer também em áreas secas (CÂMARA; MURTA, 2003; SOUSA et al., 2004). Segundo Mares e Ernest (1995), essa espécie apresenta uma distinta flutuação populacional, com picos de nascimentos durante a estação chuvosa e declínio populacional durante a estação seca. No presente trabalho *R. mastacalis* apresentou um padrão de distribuição entre as estações diferente do observado pelos pesquisadores acima, uma vez que o número de capturas foi maior durante a estação de seca. Isto pode estar relacionado a um desequilíbrio populacional em função do alto grau de degradação dos remanescentes florestais.

Já *Oligoryzomys nigripes* teve uma baixa freqüência de ocorrência, mas assim como *Calomys tener,* mostrou grande plasticidade quanto ao uso de habitat, estando presente em áreas de cana-de-açúcar, plantio de eucalipto e remanescentes florestais nativos. Esta espécie é amplamente distribuída no Brasil, incluindo todo o estado de

São Paulo (HONACKI et al., 1982), e pode ser encontrada em áreas de cultivos, pastagens (STRELEIN, 1982) e florestas secundárias, apresentando baixas densidades em florestas primárias (ALHO, 1982; FONSECA; KIERULF, 1989; STALLINGS, 1989).

Quanto aos marsupiais, o número de capturas de *Didelphis albiventris* foi menor do que o esperado, uma vez que essa espécie é comumente registrada em áreas degradadas (MARES; ERNEST, 1995; TALAMONI; DIAS, 1999) e, por apresentarem dieta generalista e grande plasticidade quanto ao uso de habitat, são também abundante em ambientes urbanos e peri-urbanos (BONVICINO et al., 2002). Talamoni e Dias (1999), estudando conteúdo estomacal e fezes dessa espécie em áreas florestais, encontraram grande proporção de invertebrados (principalmente insetos), material vegetal (folhas, frutos e sementes) e pequenos mamíferos. Neste estudo, indivíduos de *D. albiventri*s foram capturados apenas em áreas com cobertura florestal (eucaliptal e fragmento florestal nativo), e mesmo assim com baixíssima freqüência.

Outra espécie que pode ser encontrada tanto em áreas conservadas como de vegetação secundária é o marsupial *Gracilinanus microtarsus*, considerado de fácil capturabilidade, abundante e sem restrições quanto ao uso de habitat (BONVICINO et al., 2002; MARES; ERNEST, 1995). Esta espécie pode apresentar em determinadas áreas flutuação populacional com picos durante a estação chuvosa e declínios durante a estação seca (MARES; ERNEST, 1995). Assim como *D. albiventris, G. microtarsus* foi capturada somente em áreas florestais, tendo maior freqüência de ocorrência nos remanescentes florestais.

Outro marsupial registrado foi *Monodelphis americana,* espécie tipicamente florestal, terrestre e com características corpóreas marcantes, como sua coloração avermelhada e as três listras escuras que apresenta no dorso. Em florestas de galeria no Brasil Central, *M. americana* foi capturada predominantemente na revisão vespertina das armadilhas, sugerindo que são ativas durante o dia (NITIKMAN; MARES (1987). Essa espécie, muitas vezes, aparece em baixas densidades (D´ANDREA et al., 1999; MARES; ERNEST, 1995; NITIKMAN; MARES, 1987; PIRES et al., 2002; SILVA, 2001, SOUSA et al., 2004) e aparentemente pode ser considerada como rara (EMMONS, 1997) tendo densidades menores que um indivíduo/ha. Esse padrão, juntamente com as características dos remanescentes, pode explicar sua baixa freqüência de ocorrência

durante o presente estudo, uma vez que foi capturada somente duas vezes e em apenas um dos remanescentes florestais estudados. E que por sua vez foi, dentro dos quatro remanescentes amostrados, o que apresentou maior abundância de indivíduos e riqueza de espécies.

Diante dos conhecimentos básicos de cada espécie, podemos inferir que os ambientes que compõem a bacia do Rio Passa-Cinco são dominados por espécies características de biomas abertos (*C. tener* e *B. lasiurus*), enquanto que os remanescentes florestais abrigam além de espécies de borda (*Akodon montensis*) também espécies arborícolas e raras, aparentemente mais associadas a ambientes florestais (*R. mastacalis* e *M. americana*).

4.3 Distribuição e Abundância de Pequenos Mamíferos em Agroecossistemas

A diversidade e abundância de pequenos mamíferos em agroecossistemas podem estar diretamente relacionadas à quantidade e qualidade dos remanescentes florestais ainda existentes na região (BARROS-BATTESTI et al., 2000; BONVICINO et al., 2002; BUSCH et al., 2001; D' ANDRÉA et al., 1999; ELLIS, et al., 1997; GHELER-COSTA et al., 2002; LACHER Jr.; ALHO, 2001; MAISONNEUVE; RIOUX, 2001; MARES; ERNEST, 1995; PARDINI et al., 2005; TALAMONI; DIAS, 1999; VIEIRA, 1999; VILLAFAÑE et al., 1988; VIEIRA; BAUMGARTEN, 1995; UTRERA et al., 2000). Essas áreas ainda mantêm certa diversidade de espécies silvestres, que, ao longo do processo de fragmentação adaptou-se às alterações no uso e cobertura do solo (LOMOLINO; PERAULT, 2000).

Jeffrey (1977) observou uma importante mudança na comunidade de roedores em uma floresta na África em reposta às atividades agrícolas, onde algumas espécies desapareceram enquanto outras tornaram-se mais abundantes. O mesmo pôde ser observado na região da bacia do Rio Passa-Cinco, uma vez que algumas espécies típicas de floresta não foram registradas ou apresentaram-se com baixíssima freqüência de ocorrência. Contrário a isso, espécies como *B. lasiurus* e *Calomys tener* se beneficiam por serem típicas de áreas não-florestais e mais resistentes as alterações ambientais, ocupando assim a matriz e as áreas agrícolas como canaviais e plantios de

eucalipto. Segundo Malcolm (1997), algumas espécies de pequenos mamíferos neotropicais possuem uma capacidade de adaptação a ambientes secundários, ou se recuperam com mais facilidades diante as alterações na estrutura do habitat do que outros animais.

A riqueza e abundância de pequenos mamíferos em agroecossistemas podem variar com as práticas agrícolas e também com a heterogeneidade da paisagem. Alguns estudos realizados apenas em monoculturas descrevem a comunidade de pequenos mamíferos como, exclusivamente, representada por roedores (ENGEL; MELLO, 1993; MILLS et al., 1992). Já paisagens compostas por um mosaico de vegetação com áreas agrícolas e remanescentes florestais, como a bacia do Rio Passa-Cinco, favorecem a ocorrência de algumas espécies de marsupiais além das espécies de roedores (D´ANDREA et al., 1999).

Um grande número de indivíduos, de em três espécies comuns e oportunistas (*C. tener, B. lasiurus e A. montensis*) foi observado nos plantios de cana-de-açúcar. Utrera et al., (2000), também encontraram uma grande abundância e diversidade de espécies oportunistas em áreas próximas a canaviais e plantios de sorgo e milho. Nestas áreas, as espécies encontram maior oferta de alimento podendo estabelecer grandes populações ao longo do ano, favorecendo a coexistência de espécies (OLSON; BREWER, 2003). É importante notar que o rápido crescimento vegetativo da cana-de-açúcar favorece a proteção contra predadores, uma vez que as espécies de pequenos mamíferos são a base da cadeia alimentar de grandes e mesopredadores, além de aves de rapina. Mas com a queima da cana-de-açúcar ocorrem mudanças de microhabitat, que podem afetar as populações, uma vez que a biomassa de gramíneas é totalmente consumida. Segundo Briani (2001), a presença de gramíneas foi a variável que melhor explicou a distribuição de *Bolomys lasiurus* em áreas de cerrado.

As alterações ambientais e o favorecimento de espécies de áreas abertas, não levam somente a perda de diversidade local, mas também podem gerar problemas relacionados à saúde pública, já que a maioria, dos roedores silvestres registrados nos canaviais estudados, são reservatórios de doenças como a hantavirose e arenavirose. E segundo Campos (2002), é crescente os casos de pessoas contaminadas em áreas próximas a canaviais, plantações de milho ou soja. No caso de canaviais, a presença

do fogo pode agir como um controlador populacional desse roedores, embora em áreas naturais a presença do fogo pode não alterar significativamente as populações desses roedores ou favorecer algumas espécies (BECK; VOGL, 1972; FA; SANCHEZ-CORDERO, 1993; HIGGS; FOX, 1993; JOHSON, 1995; OJEDA, 1989). Segundo Vieira (1999) e Briani (2001) as populações de *Bolomys lasiurus* parecem sofrer um declínio logo após o fogo em áreas de cerrado, recuperando-se rapidamente nos primeiros meses (FRANCISCO et al.,1995; VIEIRA, 1999). As possíveis causas desse declínio podem ser ausência temporária de alimento adequado, pois embora seja uma espécie onívora, apresenta uma certa preferência por dicotiledôneas e monocotiledôneas, que praticamente desaparecem após as queimadas (BRIANI, 2001), ou também um aumento na taxa de predação (HENRIQUES et al., 2000).

Embora o presente trabalho não tivesse o objetivo de quantificar essa relação, pôde-se observar uma queda no número de capturas de roedores nas áreas de cana-de-açúcar logo após a ocorrência de fogo, principalmente de *Bolomys lasiurus*. Magnusson et al., (1995), trabalhando em áreas de savana Amazônica também detectaram uma redução significativa dessa espécie logo após a ocorrência de fogo. Em áreas de cerrado, *Calomys tener* apresenta aumento populacional após a passagem do fogo. Este comportamento pode estar relacionado à sua alta capacidade de mudança na dieta, passando a consumir maior quantidade de invertebrados (BRIANI, 2001), além de possuir grande capacidade reprodutiva. Favorecendo seu domínio em habitats instáveis como os agroecossistemas (MILLS et al., 1991). A consistente ocupação de habitats agrícolas por *C. tener* pode ser explicada por vários fatores, entre eles, a competição por bordas florestais com outros roedores de maior porte dos gêneros *Akodon, Bolomys e Oligoryzomys* (BUSCH; KRAVETZ, 1992; CUETO et al., 1995) e por se reproduzirem rapidamente (MILLS et al., 1991). Embora *Calomys tener* tenha sido capturado em todos os ambientes amostrados, foi mais abundante em plantios de cana-de-açúcar, confirmando sua preferência por áreas agrícolas, além de sua grande capacidade de adaptação a novos ambientes e recursos oferecidos (BUSH et al., 2001; MILLS et al., 1991).

Quanto às áreas de pastagens, a constante presença de gado, cavalos e outros animais domésticos, o constante manejo da vegetação e a maior exposição a

predadores prejudicam o estabelecimento de populações de pequenos mamíferos (OLSON; BREWER, 2003). Tal fato pôde ser observado no presente estudo, já que a freqüência de ocorrência de pequenos mamíferos foi extremamente baixa nesse ambiente. O manejo inadequado das pastagens na região e a intensa movimentação de animais domésticos acabam por prejudicar o estabelecimento de populações residentes nessas áreas. Provavelmente, os indivíduos que foram capturados nessas áreas devem residir nas bordas dos fragmentos florestais, saindo eventualmente em busca de comida. Vale lembrar também que, em áreas de pastagens existe uma grande concentração de aves de rapina (PENTEADO, 2006), predadores naturais de pequenos mamíferos, em especial roedores.

O fato de não haver diferença significativa quanto à abundância e riqueza de espécies entre os remanescentes florestais e as áreas de plantio de eucalipto, pode ser explicado pela grande semelhança entre as comunidades desses ambientes. Embora as espécies registradas sejam características de florestas, não são espécies exigentes quanto à qualidade de habitat e são comumente encontradas em áreas com vegetação exótica, secundária ou em regeneração (BARROS-BATTESTI et al*.,* 2000; BONVICINO et al., 2002; D´ANDREA et al., 1999; GHELER-COSTA, 2002; PIRES et al., 2002; SILVA, 2001; TALAMONI; DIAS, 1999; VIEIRA, 2003). É importante ressaltar que em muitos remanescentes florestais da região, o fogo é um evento comum principalmente próximo a plantios de cana-de-açúcar, fato que pode contribuir para a simplificação da comunidade de pequenos mamíferos (HENRIQUES et al*.,* 2000; PIRES et al., 2005), de forma que aumentam a cada ano os efeitos de borda, alterando as características estruturais do remanescente florestal.

Alterações na estrutura vertical das florestas podem em alguns casos aumentar a abundância de espécies de pequenos mamíferos, pois em florestas em estágios iniciais de regeneração a disponibilidade de alimento, principalmente para animais insetívoros e frugívoros é grande (DEWALT et al., 2003; MALCOLM, 1997). Isso favorece, portanto, tais espécies em detrimento de outras que necessitam de uma estrutura vertical mais complexa, com maior densidade de dossel do que de subosque. Embora os remanescentes florestais estudados apresentem uma estrutura vertical com maior densidade de estrato baixo, tal padrão não foi observado no presente estudo. A razão

disso é que esses remanescentes possivelmente já não suportam uma comunidade de pequenos mamíferos com grande diversidade de espécies ou grande abundância de indivíduos. Padrão contrário do encontrado para aves e mamíferos de médio e grande porte, já que para esses grupos os fragmentos florestais detêm significativamente maior abundância do que os outros componentes da paisagem (DOTTA, 2005; PENTEADO, 2006).

A abundância total e a diversidade de pequenos mamíferos podem ter uma relação direta com o tamanho do fragmento, grau de isolamento e com a quantidade de floresta nativa ainda existente na região (ANDRÉN,1994). Fragmentos menores que 50 ha e estruturalmente isolados de outros maiores, apresentam uma comunidade de pequenos mamíferos com poucos indivíduos e poucas espécies (PARDINI et al., 2005). Embora os remanescentes da bacia do Rio Passa-Cinco sejam maiores que 50 ha, eles apresentam baixa diversidade e abundância de pequenos mamíferos quando comparados com estudos em remanescentes de tamanho semelhante (CASTRO; FERNANDEZ, 2004; PIRES et al., 2004). Talvez, o maior problema na área não seja o tamanho dos remanescentes e sim a quantidade de vegetação nativa ainda existente na região, esse fator quando comparado com outros estudos explica melhor a baixa diversidade encontrada na área de estudo.

As variações naturais, espaciais e temporais na complexidade e estrutura dos ambientes em agroecossistemas fazem com que ocorram mudanças nas relações entre as espécies e seu habitat. Remanescentes florestais próximos às áreas de cultivo podem servir de refúgio para pequenos mamíferos, principalmente durante as épocas de manejo dessas áreas (BUSH et al., 1984). Na América do Norte (FLEHARTY; NAVO, 1983; MELLINK, 1991), Argentina (MILLS et al., 1991) e Venezuela (UTRERA et al., 2000), corredores de áreas cultivadas próximas a remanescentes florestais estão sendo abandonados para servir de refúgio para pequenos mamíferos e também para o restabelecimento da floresta nativa. Essas áreas têm apresentado resultados significativos quanto à diversidade e riqueza de espécies, podendo ser facilmente aplicada no Brasil como ação mitigadora dos impactos dessas culturas sob a fauna silvestre, principalmente de pequenos mamíferos.

Em pequenos remanescentes florestais o efeito de borda pode ser sentido em toda a extensão do remanescente florestal e as espécies que ali persistem tornam-se capazes de utilizar as bordas e a matriz (LAURANCE, 1991; MALCLOM, 1991; PIRES et al., 2005). A permeabilidade da matriz é que determina o padrão de movimentação das espécies (GASCON et al., 1999). Para esses autores a matriz age como um filtro seletivo (não uma barreira absoluta) para o movimento de espécies na paisagem, e o tipo de vegetação dessa matriz é que determina o grau de permeabilidade, por exemplo, áreas de pastagens podem ser pouco permeáveis para mamíferos (MALCOLM, 1991).

A densidade populacional de pequenos mamíferos pode variar consideravelmente durante o ano ou ao longo dos anos, mas a maioria dos estudos de comunidades de pequenos mamíferos não leva isso em consideração, por serem de curta duração. Segundo August (1983), o número de espécies de mamíferos, em diferentes habitats dos lhanos Venezuelanos, está associado com a complexidade estrutural da vegetação em cada habitat. No entanto, fatores abióticos como intensidade de chuvas provavelmente afetam a distribuição de pequenos mamíferos terrestres. Embora não tenha sido encontrada diferença significativa entre as estações amostras quanto à abundância, o número de capturas foi um pouco maior na estação seca, o que pode estar relacionado com a maior movimentação das espécies em busca de alimento e parceiros para o início da época reprodutiva. Essa flutuação sazonal, com aumento de capturas durante a estação seca, tem sido comumente observada em outros estudos populacionais de pequenos mamíferos (BARROS-BATTESTI et al., 2000; DIETZ, 1983; FONSECA; KIERRULFF, 1989; O`CONNELL, 1989; SILVA, 2001; STALLINGS, 1989).

4.4 Conservação de Pequenos Mamíferos em Agroecossistemas

Os resultados encontrados sugerem que, de forma geral, as espécies estão usando os ambientes disponíveis como um todo, e não apenas os remanescentes nativos. Neste contexto há dois pontos a serem considerados: o possível processo adaptativo tanto ao nível individual (i.e., ecológico-comportamental) quanto populacional

(i.e., evolutivo) e a relevância dos agroecossistemas que circundam fragmentos florestais na conservação da fauna silvestre, de forma especial em áreas como a do presente estudo, onde os fragmentos já se encontram antropizados.

O primeiro ponto envolve processos cujo ritmo é determinado pela longevidade e tamanho da geração das espécies em questão. Para compreendê-lo melhor basta imaginar uma área onde houve substituição da matriz florestal, por exemplo, por cana-de-açúcar há quarenta anos. Nela a população de uma determinada espécie de pequeno roedor teria produzido cerca de 40 gerações, enquanto que uma população de pumas (*Puma concolor*) teria produzido não mais de oito ou dez gerações (GINGERICH, 1983). As implicações evolutivas dessa diferença em escala temporal seriam consideráveis, pois pequenos mamíferos possuem gerações curtas podendo se adaptar às alterações ambientais com maior facilidade do que animais de médio e grande porte.

O segundo ponto a ser considerado é o papel dos agroecossistemas na conservação da fauna silvestre. A primeira vantagem desta abordagem é que ela assegura a produção de bens agrícolas, com seu conseqüente valor econômico e cultural, do qual a sociedade não costuma querer abrir mão. A segunda é que, desta forma, o processo de tomada de decisões no âmbito conservacionista deve ser direcionado à mitigação dos diversos impactos causados pela agricultura, além da escolha de espécies indicadoras (de difícil definição) e conseqüente eleição de áreas prioritárias para a conservação. Deve-se ressaltar que, cerca de 95% da cobertura vegetal original do estado de São Paulo encontra-se hoje altamente fragmentada, não sendo necessários grandes esforços de pesquisa para determinar a conveniência de se conservar o restante. Por outro lado, a mitigação dos efeitos deletérios ligados à agricultura pode ser decisiva para a manutenção da diversidade de fauna nos agroecossistemas do estado.

Novamente nesse caso, não somente as características dos remanescentes florestais são importantes para manter a biodiversidade em agroecossistemas, mas também as características da matriz, de modo que possam favorecer a locomoção das espécies e também facilitar a instalação de populações. Assim, a seleção de habitat tem possivelmente componentes genéticos, mas pode também ter componentes

culturais. A base genética da seleção de habitat é provavelmente responsável pela lenta resposta de algumas espécies às alterações humanas no ambiente. Por outro lado, o uso de novos recursos, como aqueles provenientes de atividades antrópicas, por parte de espécies silvestres relaciona-se possivelmente a um processo de aprendizado ao nível individual (KREBS, 2002). Em algumas espécies de roedores de deserto, a seleção de habitat está relacionada com tamanho corpóreo. Espécies maiores preferem habitats abertos enquanto as menores preferem áreas mais vegetadas. Esse comportamento pode ser geneticamente determinado ou aprendido por experiências anteriores. Dessa forma algumas espécies podem ocupar áreas mais restritas do que teoricamente seria possível (PRICE, 1978).

Embora a riqueza específica seja baixa, a abundância de algumas espécies pequenos mamíferos, principalmente roedores, é geralmente elevada em áreas agrícolas, provavelmente em função da grande oferta de alimento e abrigo. Esse grande número de roedores silvestres, principalmente em plantios de cana-de-açúcar, pode favorecer a prevalência de doenças como a hantavirose. No estado de São Paulo, os roedores infectados pela Síndrome Pulmonar e Cardiovascular por Hantavírus (SPCVH) mais encontrados são: *Bolomys lasiurus*, *Akodon cursor* e *Olígoryzomys nigripes*. O primeiro surto conhecido de SPCVH, ocorreu em Juquitiba-SP. Desde então mais de uma centena de casos da SPCVH foram notificados, tendo alcançado 60 óbitos com letalidade de 46% (CAMPOS, 2002). Essa doença está principalmente associada às plantações de soja, cana-de-açúcar, milho e feijão ou áreas de pastagens. Dos casos confirmados de hantavirose no Brasil, 10% estão localizados na região de Ribeirão Preto, associados a áreas rurais e à exposição de roedores (FIGUEIREDO et al., 2003). Diante desses dados medidas preventivas podem e devem ser tomadas para evitar o contato do homem com esses roedores silvestres, principalmente em áreas agrícolas.

4.5 Comparação com Outros Estudos

Com o intuito de comparar este trabalho com outros, foram selecionados trabalhos realizados em áreas de Floresta Atlântica e cerrado com diferentes graus de

fragmentação da vegetação original. Na tabela 4 observa-se o local e a riqueza de espécies registradas neste e em estudos correlatos. Além das oito espécies aqui registradas, os demais estudos citam espécies que possuem distribuição possível na região da bacia do Rio Passa-Cinco mas que não foram detectadas no presente estudo.

Tabela 4 – Riqueza de espécies de pequenos mamíferos em áreas do Centro-Sul do Brasil

Local	**Ambiente**	Riqueza	Fonte
SP	Agroecossistemas	5	GHELER-COSTA et al., 2002
SP	Cerrado	7	BUENO, 2003
SP	**Agroecossistemas**	**8**	**Este estudo**
SP	Mata Atlântica	8	BERGALLO, 1994
DF	Cerrado	11	VIEIRA, 1999
SP	Mata Atlântica	11	BARROS-BATTESTI et al., 2000
RJ	Mata Atlântica	11	D´ANDREA, et.al., 1999
SP	Cerrado e Fl. Semidecídua	13	LYRA-JORGE et.al., 2001
RJ	Mata Atlântica	14	PIRES, et al., 2002
SP	Cerrado	14	TALAMONI; DIAS, 1999
DF	Cerrado	15	MARES; ERNEST, 1995
BA	Mata Atlântica	20	PARDINI, 2004
SP	Mata Atlântica	21	PARDINI et al., 2005

Pela falta de estudos prévios, fica difícil prever quais espécies estão ausentes atualmente nessas áreas. Com o auxílio de alguns estudos realizados em áreas com paisagem semelhante (GHELER-COSTA et al., 2002; LYRA-JORGE, et al., 2001), nota-se a ausência de algumas espécies como os marsupiais *Philander frenata*, *Lutreolina crassicaudata, Chironectes minimus, Micoreus cinereus* e *espécies dos gêneros Marmosops* além dos roedores do gênero *Oryzomys*, *Oxymycterus* e *Nectomys squamipes* e *Cavia aperea*. Algumas espécies de hábitos arborícolas podem não ter sido detectadas pela metodologia adotada, uma vez que não foram instaladas armadilhas acima do solo. Embora segundo VOSS et al. (2001), marsupiais do gênero *Marmosops* mesmo sendo arborícolas são capturados em armadilhas no solo, sugerindo portanto, que algumas espécies podem realmente estar ausentes nas áreas estudadas. Espécies terrestres e escansoriais tanto de roedores como de marsupiais, *Oryzomys sp., Oxymucterus sp., Cavia aperea* e *Philander frenata* podem não ter sido detectadas por causa do método, pois algumas dessas espécies são preferencialmente capturadas por armadilhas de interceptação e queda (pitfalls), ou por apresentarem baixa densidade populacional (PARDINI et al., 2005; SILVA, 2001). Espécies semi-aquáticas como *Lutreolina crassicaudata, Chironectes minimus* e *Nectomys squamipes*

são comuns em áreas de Floresta Semidecídua e áreas abertas, mas não são freqüentemente capturados caso não haja corpos d´água por perto.

Essas ausências podem também estar relacionadas com a qualidade dos ambientes, uma vez que, a maioria dos estudos da tabela 4 foram realizados em ambientes relativamente menos alterados que a bacia do Rio Passa-Cinco. Observa-se, portanto, uma clara relação entre riqueza de espécies ,e qualidade e quantidade de habitat natural, de forma que em áreas com maior porcentagem de floresta nativa as espécies de área aberta como *Calomys tener* e *Bolomys lasiurus* não são registradas ou quando sim, em baixas densidades, sendo a comunidade composta basicamente por animais tipicamente florestais (LYRA-JORGE et al., 2001; MARES; ERNEST, 1995; PARDINI et al., 2005; PARDINI, 2004; PIRES, et al., 2002). A distância entre os remanescentes florestais na paisagem pode ser também uma das responsáveis pela ausência de certas espécies em determinadas áreas, já que pequenos mamíferos não-voadores não possuem grande capacidade de dispersão (PIRES et al., 2002). Cabe lembrar porém, que estes estudos foram realizados em áreas com uma quantidade de vegetação nativa original maior que a encontrada na região da bacia do Rio Passa-Cinco, que não passa de 15%.

A maioria das espécies de pequenos mamíferos possui baixa densidade populacional em áreas naturais, podendo variar em média de 0,5 – 1,5 indivíduos/ha (FLEMING, 1970, 1971; CHARLES-DOMINIQUE et al., 1981; AUGUST, 1983; MARES ; ERNEST, 1995; OFFERMAN et al., 1995). Sua densidade pode vir a diminuir ainda mais com alterações no microclima, composição vegetal, disponibilidade de alimento e competição. Como por exemplo, no presente estudo foram capturados apenas dois indivíduos do marsupial terrestre *Monodelphis americana.* No entanto, esta espécie foi bastante abundante em estudos correlatos (MARES; ERNEST, 1995; PARDINI, 2004; PARDINI et al. 2005). Também como exemplo, espécies do gênero *Oryzomys* são bastante comuns em áreas de floresta contínua (BERGALLO,1994; BERGALLO; MAGNUSSON, 1999; VIEIRA; MONTEIRO-FILHO, 2003; PARDINI, 2004), apresentando no entanto, baixas densidades populacionais em pequenos remanescentes florestais (PIRES et al., 2002; PAGLIA et al., 1995; PARDINI, 2004;

STALLINGS, 1989; STEVENS; HUSBAND, 1998). Isto parece ter relação direta com a maturidade da floresta, presença de subosque e cobertura de dossel.

A fragmentação é possivelmente o maior problema para a conservação de pequenos mamíferos florestais, em paisagens agrícolas que em sua maioria possui uma porcentagem igual ou menor que 20% de vegetação original igual, tornado os fragmentos significativamente isolados (WITH et al., 2002). Andrén (1994), comparando paisagens simuladas em computadores com estudos reais, concluiu também que em paisagens com menos que 20% de habitat original é observado um aumento exponencial na distância entre os remanescentes de habitat original. E segundo Turner, (1996) as mudanças no tamanho e isolamento destes remanescentes são mais rápidas em paisagens abaixo desse limiar. O tamanho e o graus de isolamento dos fragmentos não possuem uma relação linear com a proporção de habitat original. No entanto, a distribuição geométrica dos fragmentos pode alterar os padrões de movimentação dos animais, ou aumentar a extensão de distúrbios, tais como a ocorrência de fogo (TURNER et al., 1989a). As respostas das espécies às alterações no habitat original podem ser, portanto, diferentes em paisagens com diferentes proporções de habitat original. Em áreas com grandes proporções de habitat original o efeito da fragmentação pode ser somente a perda de habitat, mas com a diminuição da proporção de vegetação original, outros fatores como efeito de borda podem influenciar no padrão de distribuição e abundância de pequenos (ANDRÉN, 1994).

Para verificar o efeito da perda de habitat, tamanho da mancha e grau de isolamento Andrén (1994) revisa estudos sobre aves e mamíferos em ambientes fragmentados e concluiu que, o desequilíbrio populacional no habitat original parece ser não linearmente relacionada com a proporção de perda de habitat original, quando ocorre em estágios iniciais de fragmentação. No entanto, em paisagens mais fragmentadas, o tamanho dos fragmentos e o grau de isolamento entre eles seriam os principais responsáveis por desequilíbrios populacionais. Alguns autores sugerem que em uma paisagem com menos de 20% de habitat original podem ocorrer extinções populacionais (LANDE, 1987, 1988; LAMBERSON et al., 1992; ANDRÉN, 1994). Segundo Soulé et al., (1988) a probabilidade de sobrevivência das espécies é inversamente proporcional ao tempo de isolamento dos remanescentes florestais.

A fragmentação de habitat pode ocorrer em escala individual ou populacional (HAILA, 1990). Em escala individual, a fragmentação de habitats pode alterar os padrões de movimentação e chance de sobrevivência individual (HAILA, 1990; HAILA et al., 1993). Em escala populacional, ela pode alterar o padrão de dispersão e as taxas de natalidade e mortalidade (HAILA, 1990; HAILA et al., 1993). Além da qualidade de habitat do interior do remanescente florestal, a paisagem ao redor pode influenciar os padrões de distribuição e abundância das espécies de pequenos mamíferos (FITZGIBBON,1997). De acordo com M´Closkey (1976) variáveis da paisagem explicam uma significativa porção da variação na diversidade de roedores. No entanto, Bond et al., (1980) não encontraram relação entre heterogeneidade de habitat e diversidade de espécies de roedores. Laurance (1990) constatou que em florestas tropicais da Austrália, populações de mamíferos apresentaram queda na diversidade com a diminuição no tamanho, aumento no isolamento e aumento na irregularidade na forma dos fragmentos. Lomolino e Perault (2000) sugerem que cada grupo responde diferentemente à fragmentação, e que pequenos mamíferos não-voadores possivelmente demonstram maior susceptibilidade que espécies com maior mobilidade. Andrén (1992), encontrou maior densidade de uma espécie de corvo em paisagens mistas de agricultura e florestas do que em paisagens somente agrícolas ou florestais. No caso da bacia do Rio Passa-Cinco algumas espécies, como *A. montensis* e *C. tener,* foram aparentemente beneficiadas com a fragmentação florestal, pois também usam o ambiente de entorno do fragmento.

Portanto, é possível que a baixa riqueza de espécies e a dominância por espécies de outros biomas ou generalistas na bacia do Rio Passa-Cinco, se deva à baixa proporção de florestas remanescentes nesta paisagem, indicando que os esforços devem ser concentrados a fim de manter a maior quantidade de florestas possível em paisagens agrícolas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A bacia do Rio Passa-Cinco pode ser considerada como modelo para o estudo da conservação da biodiversidade no estado de São Paulo pelos seguintes motivos: a) A qualidade da água de seus rios e córregos deve ser mantida a mais alta possível, dada sua importância no abastecimento de cidades como Piracicaba e Rio Claro; portanto seus fragmentos florestais remanescentes devem se mantidos para garantir a proteção dos mananciais; e, b) Ela é uma paisagem em mosaico, contendo os mais relevantes componentes dos agroecossistemas do estado de São Paulo. No entanto, seus fragmentos florestais remanescentes apresentam graus variados de antropização, mesmo assim, os presentes resultados demonstram que a bacia apresenta uma razoável diversidade de mamíferos, aves e peixes, sendo o grupo dos pequenos mamíferos o que aparentemente mais sofre com a fragmentação florestal.

Mesmo que pequenos e dispersos os remanescentes florestais apresentam maior riqueza de espécies e, são habitas importantes para a conservação das espécies de pequenos mamíferos em agroecossistemas. Roedores de hábitos florestais são em particular influenciados pelo tipo de cultura vizinha, ou seja, podem aumentar a população em determinadas épocas do ano dependendo da cultura que está sendo plantada na área de entorno. No presente estudo as áreas de plantio de eucalipto mostraram-se melhores em termos de riqueza de espécies do que as áreas de canaviais e pastagens, que sua vez favorecem a proliferação de espécies não-florestais e muitas vezes transmissoras de doenças.

A baixa produtividade das pastagens e o baixo lucro com a criação de gado vem gerando na região uma crescente substituição dessas áreas por canaviais e eucaliptais. Em áreas onde essas culturas não podem ser instaladas as pastagens continuam existindo com baixa produtividade e manejo inadequado, sendo periodicamente roçadas e chegando até a beira d´água, onde por lei deveria haver vegetação ciliar. Nesse caso, um incentivo fiscal do governo aos proprietários para averbação das áreas de reserva legal e restauração das áreas de preservação permanente, além de um serviço de extensão rural com a efetiva participação da Universidade, na tentativa de

aprimorar as áreas de pastagem com a substituição por espécies mais produtivas de forrageiras, poderiam auxiliar na regeneração e conservação das áreas.

Atualmente as empresas de papel de celulose vêm sendo pressionadas por agências certificadoras internacionais para se adequarem ambientalmente. Existe também um plano de rodízio no corte das florestas, evitando que áreas extensas sejam cortadas concomitantemente. Cabe aos pesquisadores promover ações que gerem políticas públicas, visando a mitigação do impacto da agricultura na conservação da biodiversidade, bem como a recuperação de áreas degradadas. Um bom exemplo disso é a necessidade de preservação do subosque dentro dos talhões de eucalipto, uma vez que sua existência favorece a permanência e o movimento de animais, servindo também em alguns casos como corredor para algumas espécies de mamíferos de médio e grande porte (STALLINGS, 1989; SILVA, 2001).

O mesmo parece já estar ocorrendo com empresas de açúcar e álcool que, para exportação de seus produtos, estão sendo pressionadas a cumprir corretamente a legislação ambiental. Assim, a curto e médio prazo tais empresas deverão manter áreas de preservação permanente e reserva legal, além de apresentar um maior controle no uso de insumos agrícolas. Neste contexto, o ideal seria que o mercado interno absorvesse tais exigências do mercado externo. Estudos focando áreas de plantio de eucalipto e cana-de-açúcar devem ser estimulados, uma vez que existem poucos voltados a compreender o estado das populações existentes nessas áreas mediante os diferentes manejos realizados ao longo do tempo. O fato das espécies encontradas nessas áreas, principalmente em áreas de cana, serem reservatórios comprovados de um tipo de patógeno, como o hantavírus torna ainda mais evidente a necessidade de estudos sobre a dinâmica dessas populações ao longo do tempo.

O conhecimento da diversidade da fauna silvestre por parte da população humana local pode ser incrementado através do aprimoramento do ensino fundamental e médio nas instituições de ensino já existentes, por meio da publicação e divulgação de guias ilustrados e um maior foco da estrutura curricular em processos biológicos, geográficos e históricos de nível local. Este processo incluiria os professores do ensino fundamental e médio, com efeito multiplicador. Em função da abertura de mercado para o (eco)turismo, tal conhecimento ampliaria as chances de inserção no mercado de

trabalho dos jovens como guias, monitores e empreendedores. Desta forma, estaríamos conectando iniciativas conservacionistas com a inserção social da população humana local, promovendo melhoria de qualidade de vida com conservação da biodiversidade.

O arcabouço legal de cunho ambiental no Brasil é um emaranhado de leis, portarias e normas, tornando seu conhecimento restrito por parte da sociedade, e sua fiscalização é insipiente e seu cumprimento, em geral, custoso. Como exemplo disso, pode-se citar as normas para implantação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) e a averbação de reserva legal em propriedades privadas. Em ambos os casos, uma maior simplificação das políticas públicas resultaria na ampliação significativa de sua aplicação. Da mesma forma, áreas não utilizadas diretamente para a produção agropecuária ou silvicultural continuam a ser sobre-taxadas como áreas "improdutivas", o que desestimula sua conservação pelos proprietários.

O simples cumprimento do Código Florestal (Lei 4.771/65) que determina a existência de APPs (áreas de preservação permanente) e Reserva Legal na bacia do Rio Passa-Cinco resultaria em aproximadamente 2.684,20 ha a mais de vegetação nativa (contabilizando somente áreas de APP, exceto nascentes). Para chegarmos a esse valor foram feitas simulações, utilizando a base de dados do Projeto Corumbataí, onde foram colocados os 30 m exigidos por lei ao longo dos corpos d´água. Essa reestruturação das APPs possivelmente facilitaria a ligação entre os fragmentos de mata nativa, favorecendo o fluxo de animais e também aumentando o fluxo gênico entre as populações (BENNETT, 1990; BOLGER et al., 2001; MECH; HALLETT, 2001; PARDINI et al., 2005), pois fragmentos conectados suportam densidades maiores de espécies de pequenos mamíferos (FITZGIBBON, 1997; PARDINI et al., 2005).

6 CONCLUSÕES

- A comunidade de mamíferos de pequeno porte encontrada na bacia do Rio Passa-Cinco apresenta um padrão simplificado de distribuição de espécies e de abundância de indivíduos, que sugere que as áreas de remanescentes florestais ainda existentes não estão sendo capazes de conservar os padrões de diversidade original;
- Na região da bacia do Rio Passa-Cinco as comunidades de pequenos mamíferos são características de áreas que sofreram uma grande interferência humana, sendo compostas, principalmente, por espécies generalistas, adaptadas a mudanças ambientais e de grande plasticidade.
- Os remanescentes florestais na bacia do Rio Passa-Cinco apresentam um estado avançado de alteração sendo, no entanto, merecedores de esforços conservacionistas, que devem priorizar estudos relacionados à mitigação dos diversos impactos agrícolas e à recuperação de áreas degradadas;
- A preservação de florestas nativas e de pequenos mamíferos deve incorporar interesses culturais, econômicos, ambientais e de saúde.

REFERÊNCIAS

ADLER, G.H.; ARBOLEDO, J.J.; TRAVI, B.I. Diversity and abundance of small mammals in degraded tropical dry forest of northern Colombia. **Mammalia,** Paris, v. 61, n. 3, p. 361-370, 1997.

ALHO, C.J.R. Quantitative components of three cerrado landscape habitats in Brazil. **Tropical Ecology**, Varanas, v. 23, p. 125-133, 1982.

ALHO, C.J.R.; PEREIRA, L.A.; PAULA, A.C. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in Cerrado bioma of Central Brazil. **Mammalia,** Paris, v.50, p. 447-460, 1986.

ANDRÉN, H. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. **Ecology**, Brooklyn, v. 73, p. 974-804, 1992.

ANDRÉN, H. Effescts of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Kobenhavn, v.71, p. 355-364, 1994.

AUGUST, P.V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammals communities. **Ecology**, Brooklyn, v. 64, n. 6, p. 1495-1507, 1983.

AYRES, M.; M. AYRES JR.; D. L. AYRES; A. S. DOS AYRES. **BioEstat 3.0**: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Brasília: Sociedade Civil Mamirauá**,** 2003. 290 p.

BARRATT, D.G. Predation by house cats, *Felis catus* (L.), in Canberra, Australia. II. factors affecting the amount of prey caught and estimates of the impact on wildlife. **Wildlife Research,** Collingwood, v. 25, p. 475-487, 1998.

BARROS-BATTESTTI, D.M.; MARTINS, R. BERTIM, C.R.; YOSHINARI, N.H.; BONOLDI, V.L.N.; LEON, E.P.; MIRETZKI, M.; SCHUMAKER, T.T.S. Land fauna composition of small mammals of a fragment of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 17, n. 1, p. 241-249, 2000.

BECK, A.M. ; VOGL, R.J. The effects of spring burning on rodent populations in a brush prairie savanna. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 53, p. 336-346, 1972.

BENNETT, A.F. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v.4, p. 109-122,1990.

BERGALLO, H.G. Ecology of small mammal community in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment,** Amsterdam, v.29, p.197-217, 1994.

BERGALLO, H.G. ; MAGNUSSON, W.E. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy,** Baltimore, v.80, p.472-486, 1999.

BILENCA, D.N.; KRAVETZ, F.O.; ZULETA, G.A. Food habitats of Akodon azarae and Calomys laucha (Cricetidae, Rodentia) in agroecosystemsof central Argentina. **Mammalia**, Paris, v. 56, p. 371-383, 1992.

BOLGER, D.T.; SCOTT, T.A.; ROTENBERRY, J.T. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammals species. **Biological Conservation**, Barking, v.102, p.213-224, 2001.

BOND, W.; FERGUSON, M.; FORSYTH, G. Small mammals and habitat structure along altitudinal gradients in the southern Cape Mountains. **South Africa Journal of Zoology**, Pretoria, v. 15, p. 34-43, 1980.

BONVICINO, C.R.; LINDBERGH, S.M.; MAROJA, L.S. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potencial use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology,** São Carlos, v. 62, n. 4B, p. 765-774, 2002.

BOS, D.G ; CARTHEW, S.M. The influence of behaviour and season on habitat selection by a small mammal. **Ecography**, Copenhagen, v.26, n.6, p.810-820, 2003.

BRITO, C.M.S. **Estudo exploratório da distribuição espacial dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí – São Paulo**. 2001. 66 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2001.

BRIANI, D. C. **Efeito a curto prazo do fogo em comunidade de pequenos mamíferos de cerrado do Brasil Central: abundância das espécies e hábitos alimentares.** 2001. 73p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro. 2001.

BROSE, U.; MARTINEZ, N.D.; WILLIANS, R.J. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. **Ecology**, Brooklyn, v.84, n.9, p.2364-2377, 2003.

BRUGESS, R.L.; SHARPE, D.M. **Forest island dynamics in man-dominate landscape**. New York: Springer-Verlag, 1981. 310p.

BUENO, A.A. **Vulnerabilidade de pequenos mamíferos de áreas abertas a vertebrados predadores na Estação Ecológica de Itirapina, SP.** 2003. 107p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2003.

BUSCH, M.; KRAVETZ, F.O. Competitive interactions among rodents (Akodon azarae, Calomys laucha, Calomys musculinus, and Oligoryzomys flavescens) in a two habitat system. I. Spatial and numerical relationship. **Mammalia**, Paris, v. 56, n. 1 p. 541-554, 1992.

BUSCH, M.; KRAVETZ, F.O; PERCICH, R. E. Propuestas para un control ecológico de la fiebre hemorragica Argentina a traves del manejo del habitat. **Journal of Medicine Veterinary**, Berlin, v. 44, p.34-40, 1984.

BUSCH, M.; MIÑO, M.h.; DADON, J.R.; HODORA, K. Habitat selection by *Akodon azarae* and *Calomys laucha* (Rodentia, Muridae) in pampean agroecosystems. **Mammalia**, Paris, v.65, n.1, p. 29-48, 2001.

BUTLER, J.R.A.; DU TOIT, J.T.; BINGHAM, J. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological Conservation**, Barking, v.115, p.369-378, 2004.

CÂMARA, T.; MURTA, R. **Mamíferos da Serra do Cipó**. Belo Horizonte: Museu de Ciências Naturais; PUC Minas, 2003. 129 p.

CAMPOS, C.B. **Impacto de cães (*Canis familiaris*) e gatos (*Felis catus*) errantes sobre a fauna silvestre em ambiente peri-urbano.** 2004. 55p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

CAMPOS, G. M. **Estudo clínico-epidemiológico sobre a hantavirose na região de Ribeirão Preto, SP.** 2002. 71p. Dissertação (Mestrado em Clínica Médica) – Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2002.

CASTRO, E.B.V.; FERNANDEZ, F.A.S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. **Biological Conservation,** Barking, v. 119, n. 1, p. 73-80, 2004.

CERQUEIRA, R.; GENTILE, R.; FERNANDEZ, F.A.S. ; D'ANDREA, P.S. A five-year population study of an assemblage of small mammals in Southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 57, n. 4, p. 507 – 517, 1993.

CHARLES-DOMINIQUE, P. Les mammiferes frugivores arboricoles nocturnes d´une foret Guyannaise: Inter.-relations plants-animaux. **Reveu Ecologie,** Paris**,** v. 35, p. 341-434, 1981.

COCHRANE , M.A.; SCHULZE, M.D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, Washington, v. 31, p. 2–16, 1999.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Política de Conservação e Desenvolvimento Sustentável da Mata Atlântica. Brasília, 1997. 43p.

COORDENADORIA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA INTEGRAL **Levantamento das unidades de produção agropecuária**: estatísticas agrícolas, Estado de São Paulo, 1995/1996, Projeto LUPA. Disponível em: www.cati.sp.gov.br/serviços/index.htm Acesso em: 23 out. 2001.

COOK JUNIOR, S.F. The effects of fire on a population of small rodents. **Ecology**, Brooklyn, v. 40, p. 102-108, 1959.

COLWELL, R.K. **EstimateS:** statistical estimation of species richness and shared species from samples; version 7.0. U.S.A., 1994-2004.

COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London**, London, v.345, p.101-118, 1994.

CUETO, G.R.; BILENCA, D.N.; KRAVETZ, F.O. Interspecific social relationships in three murid rodent species of central Argentina, after fasting and unlimited food. **Behaviour**, London, v. 132, p. 811-820, 1995.

D´ANDREA, P.S.; GENTILE, R.; CERQUEIRA, R.; GRELLE, C.E.V.; HORTA, C.; REY, L. Ecology of small mammals in a Brazilian rural area. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.16, n.3, p. 611-620, 1999.

DE WALT, S.J., S.K. MALIAKAL ; J.S. DENSLOW. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.182, p.139-151, 2003.

DEAN, W. **Rio Claro:** um sistema brasileiro de grande lavoura – 1820-1920. Rio de Janeiro, Paz e Terra, 1977. 205 p.

DEAN, W. **A Ferro e Fogo. A História e a devastação da mata Atlântica brasileira**. São Paulo, Companhia das Letras, 1996. 484p.

DIDHAM, R.K. ; J.H. LAWTON. Edge structure determines the mafnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical fragments. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 1, p.17-30, 1999.

DIETZ, J.M. Notes on the natural history of some small mammals in Central Brail. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v.64, p. 521-523, 1983.

DIETZ, J.M.; COUTO, E.A.; ALFENAS, A.C.; FACCINI, A.; SILVA, G.F. da. Efeitos de duas plantações de florestas homogêneas sobre populações de mamíferos pequenos. **Brasil Florestal**, Brasília, v.6, n.23, p.54-57, 1975.

DOTTA, G. **Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da Bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo.** 2005. 116p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

EASTMAN, J.R. **Idrisi 32**. Worcester: Clark Labs University, 1999. 230p.

EDWARDS, G.P.; PREU, N. de; CREALY, I.V.; SHAKESHAFT, B.J. Habitat selection by feral cats and dingoes in a semi-arid woodland environment in central Australia. **Austral Ecology**, Carlton, v.27, p.26-31, 2002.

EISENBERG, J.F.; REDFORD, K.H. **Mammals of neotropics:** the central neotropics. Chicago: The University of Chicago Press, 1999. v.3, 609 p.

ELLIS, B.A.; MILLS, J.N.; KENNEDY, E.J.T. The relationship among diet, alimentary tract morphology, and life history for five species of rodents from the central Argentine pampa. **Acta Theriologica**, Warszawa, v. 39, p. 345-355, 1994.

ELLIS, B.A.; MILLS, J. N.; CHILDS, J.E.; MUZZINI, M.C.; MCKEE, K.T.; ENRIA, JR. D.A.; GLASS, G.E. Structure and floristics of habitats associated with five rodent species in an agroecosystem in Central Argentina. **Journal of Zoology**, London, v. 243, p. 437-460, 1997.

EMMONS, L.H. **Neotropical rainforest mammals:** a field guide. 2nd ed. Chicago: University of Chicago Press, 1997.307 p.

ENGEL, L.; MELLO, D.A. Rodents in agroecosystems in the Cerrado Province of the Federal District (Brasilia/DF, Brazil). **Ciência e Cultura**, Rio de Janeiro, v.45, p. 128-133, 1993.

ESTRADA, A, R.; COATES-ESTRADA, D. ; MERITT, JUNIOR., S.; MONTIEL D. C. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest island and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 107/108, p. 245-257, 1993.

FA, J.E.; SANCHEZ-CORDERO, V. Small mammals population responses to fire in a Mexican high-altitude grass-land**. Journal of Zoology**, London, v. 230, p. 343-347, 1993.

FELICIANO, B.R.; FERNANDEZ, F.A.S.; FREITAS, D. de; FIGUEIREDO, M.S.L. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Mammalian Biology,** Alemanha, v. 67, p. 304-314, 2002.

FERREIRA, M.S. Hantaviroses. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Rio de Janeiro, v. 36, p. 81-96, 2003.

FIGUEIREDO, L.T.M.; CAMPOS, G.M.; RODRIGUES, F.B. Síndrome pulmonar e cardiovascular por hantavirus: aspectos epidemiológicos, clínicos, do diagnóstico laboratorial e do tratamento. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Rio de Janeiro, v. 34, p. 13-23, 2001.

FIGUEIREDO, L.T.M.; MOREL, M.L.; CAMPOS, G.M.; SOUSA, R.L.M. Hantavirus in São Paulo State, Brazil. **Emerging Infectious Diseases**, Atlanta, v.9, n.7, 1p. 2003.

FITZGIBBON, C.D. Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 34, p. 530-539, 1997.

FLEHARTY, E.D. ; NAVO, K.W. irrigated cornfield as habitat for small mammals in the sandsage prairie region of western Kansas. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v.64, p. 367-379, 1983.

FLEMING, T.H. Comparative biology of two temperate-tropical rodent counterparts. **The American Midland Naturalist,** Notre Dame, v. 83, p. 462-471, 1970.

FLEMING, T.H. The reproductive cycles of three species of opossum in the Panama Canal Zone. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 53, p. 439-455, 1973.

FONSECA, G.A.B. ; KIERULFF, M.C.M. Biology and natural history of Brazilian Atlantic forest small mammals. **Bulletim of the Florida State Museum, Biological Sciences**, Florida, v. 34, p. 99-152, 1988.

FONSECA, G.A.B. da. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. **Revista Brasileira de Zoologia,** Curititba, v. 6, n. 3, p. 381-422, 1989.

FONSECA, G.A.B.; ROBINSON, J.G. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mamad communities. **Biological Conservation**, Barking, v.53, p. 265-294, 1990.

FONSECA, M.T. **A estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em um fragmento de Mata Atlântica e Monocultura de Eucalipto: A importância da matriz de habita.** 1997. 148p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 1997.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology.** New York: John Wiley, 1986. 619 p.

FOX, B.J. Fire and mammalian secondary succession in an Australian coastal heath. **Ecology**, Brooklyn, v.63, p.1332-1341, 1982.

FRANCISCO, A.L.; MAGNUSSON, W.E.; SANAIOTTI, T.M. Variation in growth and reproduction of B*olomys lasiurus* (Rodentia: Muridae) in an Amazonian savanna. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 419-428, 1995.

FUNDAÇÃO S.O.S MATA ATLÂNTICA. Disponível em: www.sosmatatlantica.org.br Acessoem : 10 abril 2005.

GASCON, C., LOVEJOY, T.E., BIERREGAARD, R.O., MALCOLM, J.R., STOUER, P.C., VASCONCELOS, H.L. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, Barking, v. 91, 223–229, 1999.

GHELER-COSTA, C.; VERDADE, L.M.; ALMEIDA, A.F. de. Mamíferos não- voadores do campus "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.19, n.2, p.203-214, 2002.

GINGERICH, P.D. Rates of evolution: effects of time and temporal scaling. **Science,** Washington, v. 222, p.159-161, 1983.

GONÇALVES, J. S. ; SOUZA, S. A. M. Proibição da queima de cana no Estado de São Paulo: simulações dos efeitos na área cultivada e na demanda pela força de trabalho. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 21-40, 1998.

GRADWOHL, J.; GREENBERG, R. Small forest reserves: marking the best of a bad situation. **Climate Change,** Valley Falls,NY, v.19, p.235-256, 1991.

HADDAD, N.M. ; BAUM, K.A. An experimental test of corridors on butterfly densities. **Ecological Applications**, Washington, v.9, p.623-633, 1999.

HAILA, Y. toward an ecological definition of an island: a northwest European perspective. **Journal of Biogeography,** Oxford, v. 17, p. 561-568, 1990.

HAILA, Y.; HANSKI, I.K.; RAIVIO, S. Turnover of breeding birds in small forest fragmented: the sampling colonization hypothesis corroborated. **Ecology**, Brooklyn, v. 74, p. 714-725, 1993.

HARRIS, L.D. **The fragmented forest.** Chicago: University of Chicago Press. 1984. 211 p.

HENRIQUES, R.P.B.; BIZERRIL, M.X.A.; PALMA, A.R.T. Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned cerrado in Central Brazil. **Mammalia**, Paris, v.64, n.2, p. 173-185, 2000.

HIGGS, P. ; FOX, B. J. Interspecific competition: a mechanism for rodent succession after fire in wet heathland. **Australian Journal of Ecology,** Canberra, v. 18, p. 193–201, 1993.

HONACKI, J.H.; KINMAM, K.E.; KOEPPL, J.W. **Mammal species of the world**. Lawrence: Allen Press, 1982. 694 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil.** Rio de Janeiro, 1993.

INSTITUTO FLORESTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo, 1999**. Disponível em: www.iflorestsp.br/oque.htm Acesso em: 23 out. 2005.

JEFFREY, S.M. Rodent ecology and land use in western Ghana. **Journal of Applied Ecology,** Brooklyn, v. 14, p. 741-755, 1977.

JOHNSON, C.N. Interactions between fire, mycophagous mammals, and dispersal of ectromycorrhizal fungi in *Eucaliptus* forest. **Oecologia**, Berlin, v. 104, p. 467-475, 1995.

KARIMI, Y.; ALMEIDA, C.R.; PETTER, F. Note sur les rongeurs du nort Est du Brésil. **Mammalia,** Paris, v. 40, p. 257-266, 1976.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, São Paulo, v.18, n.1, p.135-150, 1993.

KRAVETZ, F.O. Ecologia y control de reservorios. **Ciência Investigacion**, Buenos Aires, v.33, p. 235-242, 1977.

KRAVETZ, F.O. ; VILLAFAÑE, G. Problaciones de roedores en cultivo de maiz durante las etapas de madurez y ratrojo. Mendonza, Argentina. **Historia Natural,** São Paulo, v.1, n.31, p. 213-232, 1981.

KREBS, C.J. **Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance:** Hands-On Field Package. 5th ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 2002. 608 p.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; LIMA, L.M.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BARRADAS, A.M.F.; PAVÃO, M.; MANETTI, L.A.; BORGO, S.C. Mapeamento e quantificação do reflorestamento no estado de São Paulo. 2000. Disponível em: http://www.sp.br.emb-japan.go.jp/portugues/img/simp_kronka.pdf Acesso em: 05 maio 2006.

LACHER, T.E.; ALHO, C.J.R. Terrestrial small mammal richness and habitat associations in an Amazon forest-cerrado contact zone. **Biotropica**, Washington, v.33, n.1, p. 171-181, 2001.

LAMBERSON, R.H.;MCKELVEY, R.; NOON, B.R.; VOSS, C. A dynamic analysis of northern spotted owl viability in a fragmented forest landscape. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 6, p. 505-512, 1992.

LANDE, R. Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. **American Midland Naturalist,** Notre Dame**,** v. 130, p.624-635, 1987.

LAURANCE, W.F. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy,** Baltimore, v.71, n,4, p. 641-653, 1990.

LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, Barking, v. 57, p. 205–219, 1991.

LAURANCE, W.F. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. **Biological Conservation**, Barking, v. 69, p. 23–32, 1994.

LAURANCE, W.F.; BIERREGARD, R.O. **Tropical forest remnants**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 615 p.

LEÃO, R.M. **A floresta e o homem.** São Paulo : EDUSP; IPEF, 2000. 434 p.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology.** Amsterdam: Elservier Science. 1993. 853 p.

LEMOS, E.R.S.; D´ANDREA, P.S.; BONVICINO, C.R.; FAMADAS, K.M.; PADULA, P.; CAVALCANTI, A.A.; SCHATZMAYR, H.G. Evidence of hantavirus infection in wild rodents captured in a rural area of state of São Paulo, Brazil. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Brasília, v.24, n.2, p. 71-73, 2004.

LIMA, W.P. **Impacto ambiental do eucalipto.** São Paulo: EDUSP, 1996. 301p.

LIMA, W.P.; RANZINI,M. Levantamento hidrológico da bacia hidrográfica do Passa-Cinco, Ipeúna, SP. In: FUNDAÇÃO DE ESTUDOS AGRÁRIOS LUIZ DE QUEIROZ. **Estudo para implantação de matas ciliares de proteção na bacia hidrográfica do Passa-Cinco visando a utilização par abastecimento público:** relatório de pesquisa. Piracicaba, 1986. cap.1, p. 1-33.

LOMOLINO, M.V. ; PERAULT, D.R. Assembly and disassembly of mammal communities in a fragment temperate rain forest. **Ecology**, Brooklyn, v.81, p.1517-1532, 2000.

LOVEJOY, T.E.; BIERREGARD, R.O.; RYLANDS, A.B.; MALCOLM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H.; BROWN, K.S.; POWELL, G.V.N.; SCHUBART, H.O.R.; HAY, M.B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULE, M.E. **Conservation Biology,** Cambridge, Massachusetts: Sinauer Press, 1986. p. 257-285.

LYRA-JORGE, M.C.; PIVELLO, V.R. Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats, in Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 65, n.4, 524-530, 2001.

MAGNUSSON, W.E; FRANCISCO, A.L.; SANAIOTTI, T.M. Home-range size and territoriality in B*olomys lasiurus* (Rodentia: Muridae) in an Amazonian savanna. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 179-188, 1995.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 177p.

MAISONNEUVE, C.; RIOUX, S. Importance of riparian habitats for small mammalas and herpetofaunal communities in agricultural landscape of southern Québec. **Agriculture, Ecosystms and Enviornment**, Amsterdam, v.83, p. 165-175, 2001.

MALCOLM, J.R. Small mammals abundances in isolated and non-isolated primary forest reserves near Manaus, Brazil. **Acta Amazônica**, Manaus, v.18, p. 67-83, 1988.

MALCOLM, J.R. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. In: LAURANCE, W.F. ; R.O. BIERREGAARD. **Tropical forest remnants – ecology, management, and conservation of fragmented communities.** Chicago: The University of Chicago Press, 1997a. p. 207-221.

MANLY, B.F.J. **Multivariate statistical methods:** a primer. 2nd ed. Londres: Ed. Chapman Hall, 1994. 215 p.

MANTOVANI, W.; CATHARINO, E.L.M.; BORGES, H.B.N. Composição florística e fitossociológica. In.: KAGEYAMA, P.Y. **Estudo para implantação de matas ciliares de proteção na Bacia Hidrográfica do Passa-Cinco visando a utilização para abastecimento público.** Piracicaba: FEALQ, 1986. p.34-102.

MARES, M. A.; ERNEST, K.A. Population and community ecology of small mammals in a gallery Forest of central Brazil. **Journal of Mammalogy**, Baltmore, v. 76, n. 3, p. 750-768, 1995.

MARES, M.A.; ERNEST, K.A.; GETTINGER, D.D. Small mammals community structure and composition in the Cerrado province of Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology,** Cambridge, v. 2, n. 4, p. 289-300, 1986.

MARES, M.A.; WILLIG, M.R,; STREILEIN, K.E.; LACHER JUNIOR., T.E. The mammals of northeastern Brazil: a preliminary assessment. **Annual Carnegie Museum**, Paris, v.51, p.81-137, 1981.

M´CLOSKEY, R.T. Community structure in sympatric rodents. **Ecology**, Brooklyn, v. 57, p.728-739, 1976.

MECH, S.G. ; HALLETT, J.G. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. **Conservation Biology**, Cambridge, v.15, p.467-474, 2001.

MEDELLIN, R.A. ; M. EQUIHUA. Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, p.13-23, 1998.

MELLINK, E. Rodent communities associated with three traditionalagroecosystems in the San Luis Potosi Plateau, Mexico. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.33, p. 363-375, 1991.

MELLO, D.A. Estudo populacional de algumas espécies de roedores do cerrado (Norte do Município de Formosa, Goiás). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v.40, p. 843-860, 1980.

MESQUITA, R.C.G., P. DELAMONICA ; W.F. LAURANCE. Effects of matrix type on edge related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biologial Conservation**, Barking, v. 91, p.129-134, 1999.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v.71, p. 445–463, 1999.

METZGER, J.P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Application**, Washington, v.10, p. 1147-1161, 2000.

METZGER, J.P.; DECAMPS, H. The structural connectivity threshold: An hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica,** Paris, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

MILLS, J.N.; ELLIS, B.A.; MCKEE, K.T. Habitat Associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of Central Argentina. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 72, p. 470-479, 1991.

MINITAB INC. **Minitab release 1 4.1.** U.S.A., 2003**.**

MORI, S.A; BOOM, B.M.; FRANCE, E.T. Distribution patterns and conservation of east brazilian coastal forest tree species. **Brittonia**, New York, v. 33, n. 2, p. 233-245, 1981.

NITIKMAN, L.Z.; MARES, M.A. Ecology of small mammals in a gallery forest of Central Brazil. **Annual Carnageian Museum**, Paris, v.56, p. 75-95, 1987.

O´CONNELL, M.A. Population dynamics of Neotropical small mammals in seasonal habitats. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v.70, p.532-548, 1989.

OFFERMAN, H.L.; DALE, V.H.; PEARSON, S.M.; BIERREGAARD JUNIOR., R.O.; O´NEILL, R.V. Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. **Environmental Reviews**, Denver, v. 3, p. 1914-211, 1995.

OJEDA, R. A. Small mammals responses to fire in the monte desert, Argentina. **Journal of Mammalogy,** Baltimore, v. 70, p. 419-420, 1989.

OLSON, R.A.; BREWER, M.J. Small mammals populations occurring in a diversifield winter wheat cropping system. **Agriculture, Ecosystems and Envionment**, Amsterdam, v. 95, p. 311-319, 2003.

OTT, E.R. Analysis of means: a graphical procedure. **Journal of Quality Technology**, Milwaukee, v. 15, p. 10-18, 1983.

PAGLIA, A.P.; MARCO, P. de; COSTA, F.M.; PEREIRA, R.F.; LESSA, G. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasiliera de Zoologia,** Curitiba, v. 12, p. 67-79, 1995.

PARDINI, R. **Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Uma, Sul da Bahia – Processos e Conservação.** 2001. 147p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, London, v.13, p. 2567-2586, 2004.

PARDINI, R.; SOUZA, M.S.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. **Biological Conservation**, Barking, v. 124, n. 2, p. 253-266, 2005.

PARSONS, J.J. Spread of African pasture grasses to the American tropics. **Journal of Range Management**, Baltimore, v. 25, p.12-24, 1972.

PENTEADO, M. **Distribuição e abundância de aves em relação ao uso da terra na bacia do Rio Passa-Cinco, Estado de São Paulo, Brasil.** 2006. 131p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

PEREIRA, L.A. **Uso ecológico do espaço de *Zygodontomys lasiurus* (Rodêntia, Cricetinae) em habitat natural de cerrado do Brasil Central**. 1982. 130p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 1982.

PEREIRA, L.A.; CHAGAS, W.A.; COSTA, J.E. Ecologia de pequenos mamíferos silvestres da mata atlântica, Brasil. I. ciclos reprodutivos de *Akodon cursor, Nectomys squamipes e Oryzomys nigripes* (Rodentia, Cricetinae). **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.10, n.3, p. 389-398, 1993.

PIELLOU, E.C. **Mathematical ecology.** New York: Wiley, 1977. 385p.

PIRES, A S.; LIRA, P.K.; FERNANDEZ, F.A.S.; SCHITTINI, G.M.; OLIVEIRA, L.C. Frequency of moviments of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Barking, v.108, p. 229-237, 2002.

PIRES, A.S.; FERNANDEZ, F.A.S.; FREITAS, D.; FELICIANO, B.R. Influence of edge and fire-induced changes on spacial distribution of small mammals in Brazilian Atlantic Forest fragments. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Amsterdam, v. 40, n. 1, p. 7-14, 2005.

PRICE, M.V. The role of microhabitat in structuring desert rodent communities, **Ecology**, Brooklyn, v. 59, p. 910-921, 1978.

PROJETO CORUMBATAÍ. **Conservação dos recursos hídricos e da cobertura florestal na Bacia do Rio Corumbataí.** Piracicaba: IPEF, 2001. 118p.

QUADROS, J., **Identificação microscópica de pêlos de mamíferos brasileiros e sua aplicação no estudo da dieta de carnívoros.** 2002. 127 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2002.

RAMANAMANJATO, J.B.; GANZHORN, J.U. Effects of forest fragmentation, introduced Rattus rattus and the role of exotic tree plantations and secondary vegetation for the conservation of an endemic rodent and a small lemur in littoral forest of southeastern Madagascar. **Animal Conservation**, Cambridge, v.4, p. 175-183, 2001.

RANA, B.D. Effect of fire on small mammals of a natural grassland community. **Mammalia**, Paris, v.49, p. 485-489, 1985.

REDFORD, K.H.; FONSECA, G.A.B. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. **Biotropica**, Washington, v. 8, n. 2, p. 126-135, 1986.

RODRIGUES, R. R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica IPEF,** Piracicaba, v.189, p.1-17, 1999.

SAMPAIO, N.A. **O eucalipto.** Jundiaí: Companhia Paulista de Estrada de Ferro, 1961. p. 78.

SAUREZ, A.; BOLGER , D.T.; CASE, T.J. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal Southern California. **Ecology,** Brooklyn, v. 79, p. 2041-2056, 1998.

SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscape**. Washington, DC: Island Press, 1996.

SHAFER, C.L. **Nature reserves:** island theory and conservation practice. Washington: Smithsonian Institution Press, 1990. 185p.

SIEGEL, S. **Nonparametric statistics for the behavioral sciences**. New York: McGraw Hill, 1956. 312 p.

SILVA, C.R. **Riqueza e diversidade de mamíferos não-voadores em um mosaico formado por plantios de *Eucalyptus saligna* e remanescentes de Floresta Atlântica no município de Pilar do Sul, SP.** 2001. 81p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

SIMONS, L.H. Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran desert. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 72, p. 518-524, 1991.

SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. **Biometry:** the principles and practice of statistics in biological research. 3rd ed. San Francisco: W.H. Freeman and Company, 1995. 859 p.

SOULÉ, M.E.; BOLGER, D.T.; ALBERTS, A.C.; WRIGHT, J.; SORICE, M.; HILL, S. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat island. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 2, p. 75-92, 1988.

SOUSA, M.A.N.; LANGGUTH, A; GIMENEZ, E.A. Mamíferos dos brejos de altitude Paraíba e Pernambuco. In: PORTO, K.C.; CABRAL, J.J.P.; TABARELLI, M. **Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba:** história natural, ecologia e conservação. Pernambuco: Ministério do Meio Ambiente, 2004. cap. 16, p. 229-254.

SOUZA, M.J.; ALHO, C.J. Distribuição espacial do roedor silvestre *Zygodontomys lasiurus* em habitat natural de cerrado. **Brasil Florestal,** Brasília, v. 10, p. 31-74, 1980.

SPAROVEK, G. Informações Geográficas para a identificação de áreas com potencialidade para colheita de cana crua. In: SEMANA DA CANA-DE-AÇÚCAR DE PIRACICABA, 2., 1997, Piracicaba. **Anais**. Piracicaba: STAB, 1997. p.58-60.

STALLINGS, J.R. Small mammals inventories in an Eastern Brazilian Park. **Bulletim Florida State Museum, Biological Science,** Florida, v. 34, n. 4, p. 153-200, 1989.

STALLINGS, J.R. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian eucalypt plantation. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.7, n.3, p.267-276, 1991.

STATSOFT INC. **Statistica:** data analysis software system, version 6. U.S.A., 2001.

STEVENS, S.M. ; HUSBAND, T.P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic Forest fragments. **Biological Conservation,** Barking, U.S.A., v. 85, p. 1-8, 1998.

STREILEIN, K.E. The ecology of small mammals in the semiarid Brazilian caatinga. **Annual Carnegie Museum,** Paris, v. 51, p. 251-269, 1982.

TALAMONI, S.A.; DIAS, M.M. Population and community of small mammals in southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 63, n. 2, p. 167-181, 1999.

TOZETTI, A.M. **Diversidade e padrões de atividade de mamíferos de médio e grande porte em diferentes fisionomias de Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, SP.** 2002. 77p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain Forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, p. 200-209, 1996.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; DALE, V.H.; O´NEILL, R.V. Predicing the spread of disturbance in heterogeneous landscape. **Oikos**, Kobenhavn, v. 55, p. 121-129, 1989.

UMTESU, F. **Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos : qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica.** 2005. 123p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituo de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

UNIÃO CANAVIEIRA DE SÃO PAULO. **Produtos: cana-de-açúcar: estatísticas.** Disponível em: http://www.unica.com.br Acesso em: 05 maio 2005.

UTRERA, A.; DUNO, G.; ELLIS, B.A.; SALAS, R.A.; MANZIONE, N.; FULHROST, C.F.; TESH, R.B.; MILLS., J.N. Small mammals in agricultural areas of the western Llanos of Venezuela: community structure, habitat associations and relative densities. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v.81, n.2, p. 536-548, 2000.

VALENTE, R.O. **A Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, S.P.** 2001. 144p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALLE, C.M.C.; ALVES, M.C.; SANTOS, I.B.; VAREJÃO, J.B.M. Observação sobre a dinâmica de população de *Bolomys lasiurus* (Lund, 1841), *Calomys expulsus* (Lund, 1841) e *Oryzomys subflavus* (Wagner, 1842) em vegetação de cerrado no vale do Rio das Velhas (Prudente de Morais, Minas Gerais, Brasil-1981) (Rodêntia: Cricetidae). **Lundiana** , Belo Horizonte, v.2, p. 71-83, 1982.

VIANA, V.M. Biologia e maneja de fragmentos florestais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão, **Anais.** Campos do Jordão: **SBS,** 1990. p.113-118.

VIANA, V.M. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensamente cultivada. In: CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL **Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo.** Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais/Gainsville, University of Florida, 1995. p.135-154.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.;MARTINS, J.L.A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo, **Anais.** São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992. p.400-407.

VIEIRA, E.M. Small mammals communities and fire in the Brazilian Cerrado. **Journal of Zoology**, London, v. 249, p. 75-81, 1999.

VIEIRA, E.M.; BAUMGARTEN, L.C. Daily activity patterns of small mammals in a cerrado área from central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 255-262, 1995.

VIEIRA, E.M.; IZAR, P. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. **Plant Ecology**, Dordrecht , v.145, p.75-82, 1999.

VIEIRA, E.M.; MARINHO-FILHO, J. Pre- and post-fire habitat utilization by rodents of Cerrado from central Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 30, p. 491-496, 1998.

VIEIRA, E.M.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain Forest of south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology,** Cambridge, v.19, p. 501-507, 2003.

VIEIRA, E.M.; PIZO, M.A.; IZAR, P. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic Forest. **Mammalia,** Paris, v.67, p.533-539, 2003a.

VIEIRA, M.V. **Dinâmica de população e variação sazonal de nichos e seleção de microhabitats numa comunidade de roedores de cerrado brasileiro**. 1989. 158p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Campinas, Campinas, 1989.

VIEIRA, M.V. Seasonal niche dynamics in coexisting rodents of the Brazilian Cerrado. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Amsterdam, v. 38, n. 1, p. 7-15, 2003.

VILLAFAÑE, G.; BONAVENTURA, S.M.; BELLOCQ, M.I.; PERCICH, R.E. Habitat selection, social structure, density and predation inpopulations of Cricetine rodents in the pampa region of Argentina and the effects of agricultural practices on them. **Mammalia**, Paris, v.52, n. 3, p. 339-359, 1988.

VOSS, R.S.; LUNDE, D.P.; SIMMONS, N.B. The mammals of Paracau, French Guiana: A neotropical lowland rainforest fauna part 2. nonvolant species. **Bulletin of American Museum of Natural History,** New York, n. 263, 236p., 2001.

WILCOX, B.A. Insular ecology and conservation. In: SOULÉ, M.E.; WILCOX, B.A. **Conservation biology: an evolutionary ecological perspective.** Sunderland: Sinauer Associates, 1980. p.95-117.

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist**, Chicago, v. 125, p. 879-887, 1985.

WITH, K.A.; GARDNER, R.H,; TURNER, M.G. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. **Oikos**, Kobenhavn, v.78, p. 151-169, 1997.

WITH, K.A. ; KING, A.W. Extinction thresholds for species in fractal landscape. **Conservation Biology**, Cambridge, v.13, n.2, p. 314-326, 1999.

WITH, K.A.; PAVUK, D.M.; WORCHUCK, J.L.; OATES, R.K.; FISHER, J.L. Threshold effects of lanscape structure on biological control in agroecosystems. **Ecological Applications**, Washington, v. 12, n. 1, p. 52-65, 2002.

YUNES, R.M.F.; CUTRERA, R.A.; CASTRO-VAZQUEZ, A. Nesting and digging behavior in three species of Calomys (Rodentia: Cricetidae). Physiol. **Behaviour**, Leiden, v. 49, p. 489-492, 1991.

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo