

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**influência dos padrões estruturais da paisagem na comunidade de mamíferos
terrestres de médio e grande porte na Região do Vale do Ribeira, Estado de
São Paulo**

Conrado Martignoni Spínola

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre
em Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2008**

Conrado Martignoni Spínola
Engenheiro Florestal

**Influência dos Padrões Estruturais da Paisagem na Comunidade de Mamíferos Terrestres
de Médio e Grande Porte na Região do Vale do Ribeira, Estado de São Paulo**

Orientador:
Prof. Dr. CARLOS ALBERTO VETTORAZZI

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre
em Ecologia Aplicada

Piracicaba
2008

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

Spínola, Conrado Martignoni
Influência dos padrões estruturais da paisagem na comunidade de mamíferos terrestres
de médio e grande porte na região do Vale do Ribeira, Estado de São Paulo / Conrado
Martignoni Spínola. - - Piracicaba, 2008.
68 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Centro de
Energia Nuclear na Agricultura, 2008.
Bibliografia.

1. Análise de regressão e de correlação 2. Comunidade animais 3. Ecologia da
paisagem 4. Mamíferos terrestres 5. Vale do Ribeira (SP) I. Título

CDD 639.979

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

Se existe algo que eu não saiba, busco o conhecimento e a compreensão.
De nada será útil o conhecimento, se o que foi adquirido não foi compreendido.
(*C.M.S.*)

DEDICATÓRIA

Desejo, primeiramente, dedicar este trabalho aos meus pais, Fernando Antônio e Márcia Regina, pelos ensinamentos de luta e perseverança nas conquistas do dia-a-dia. À minha família por me dar orgulho e me aceitar como parte integrante. E, não menos importante, à Raquel e à Valentina, que, com mudanças e choros, fizeram sentir-me mais forte para finalizar esta batalha. Amo vocês!!!!

AGRADECIMENTOS

Meu agradecimento irá primeiramente ao Prof. Dr. Carlos Alberto Vettorazzi, que pela longa data de orientação, amizade, paciência e conselhos, acreditou no meu trabalho.

Ao Silvio Ferraz, pela amizade e por mostrar-me o mundo fantástico da tecnologia da informação geográfica, além de ter me conferido uma oportunidade de estágio, num momento de bastante dificuldade.

À Casa da Floresta, especialmente ao Klaus e à Mônica, que me deram oportunidade e incentivo para levar adiante meus estudos e a para me inserir no mercado de trabalho.

Ainda à Casa da Floresta, que reuniu verdadeiros amigos que passaram por lá, ou que ainda estão, como Edu Malta, Thiago Timo (Guaxinim), Alex Zamorano, Fernando Bechara, Cleber e Paula, Rodrigo Nobre e Andrezza, Vicente Bufo (Ditão) e Fernanda, Thaís, Márcia e Simone.

A um cara que me surpreendeu quanto a sua maturidade e inteligência, essa é pra tu PC!!!

À VCP, pelo apoio institucional à pesquisa e por fornecer condições suficientes para a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Luciano Verdade, pela convivência que tive por certo período no LEA, proporcionando conhecimento essencial para a realização deste trabalho.

À convivência duradoura e onerosa com meu amigo Gordão, que de tanta cabeçada, nunca perdeu o bom humor e harmonia de viver.

Ao Carlos Piña, pela amizade, que de tão pouco tempo de convívio possibilitou enxergar o mundo um pouco diferente, sempre quebrando paradigmas.

À Kathia Sonoda, pela amizade que vem se consolidando a cada ano e pela sinceridade que sempre me surpreende.

Ao Fabião e à Carla Gheler Costa, pelas besteiras proferidas e pelo conhecimento adquirido. Carla tu estás citada aqui!!!!

À galera da república Potiguara: Krysta, Suéter, Zé Gota, Todo-Duro, Ostra, Xibongu, Polia, Barbésia, Coñaq, Lecker, Provolone, Barbosa, Jorge Tadeu e Bicikreta, por cinco anos de convívio, amizade e ensinamentos mútuos, que engrandeceram minha vida.

Ainda à república, àqueles que deram continuidade e mudaram um paradigma esalqueano, parabéns moçada!!!

Aos meus irmãos, Germano, Fernando, Vivi e Ana, que de tão poucos encontros neste período fizeram-me aprender que longas noites na mesa redonda de casa deixam a gente mais feliz!!!

À família Spínola, Tia Lena, Tio Fábio, Tio Miltinho, Tio Rodrigo e Tio Ney e agregados, que sempre me incentivaram a vencer na vida.

À família Martignoni, Tia Mariza, Tio Miltinho, Tio Márcio, Tio Marinho e agregados, que sempre me dedicaram muito carinho e amor.

À família Hailer, Tio Marco, Tia Mi, Gustavo, Nara e Marri, pelo afeto e compreensão de todos os momentos que passamos juntos desde que nos conhecemos.

Aos primos e primas que a todo instante estiveram presentes, nos momentos de alegria ou tristeza, e quando ausentes nunca me faltaram a irmandade. Muito obrigado Brunão, Gutão, Diego, Paty e Patty, Gigi, Vini, Beta, Mau, Gi, Digo, Lucas, Laura, Paulinha, Raquel e Dudu.

Aos novos companheiros de trabalho da CTE, Gustavo, Flávio, Aloísio, Flávia, Marivone, Zé Délio, Orlando, Izabel, Fred, Fausto, entre outros.

Agradeço a todos por terem participado de uma forma ou de outra nesta etapa de minha vida. Beijos e abraços!!!!

SUMÁRIO

RESUMO.....	8
ABSTRACT	10
1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1 Mamíferos de médio e grande porte.....	14
2.2 Paisagem no âmbito ecológico: estrutura, fragmentação e processos.....	15
3 MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 Caracterização da área de estudo.....	18
3.2 Amostragem	21
3.3 Caracterização e definição das paisagens de estudo.....	23
3.4 Análise dos dados	27
4 RESULTADOS	29
4.3 Análise qualitativa e quantitativa dos dados biológicos.....	29
4.4 Análises qualitativa e quantitativa dos dados espaciais.....	38
4.5 Análises qualitativa e quantitativa dos dados conjugados (espaciais x biológicos).....	41
5 DISCUSSÃO	44
5.1 Parcelas de areia e dados biológicos.....	44
5.2 Geoprocessamento e ecologia de paisagem.....	46
5.3 Padrões estruturais da paisagem e dados biológicos	48
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	52
REFERÊNCIAS	53
ANEXOS	61

RESUMO

Influência dos padrões estruturais da paisagem na comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte na Região do Vale do Ribeira, Estado de São Paulo

Os estudos estabelecendo relações entre os dados biológicos e padrões espaciais têm contribuído para o entendimento de fenômenos ecológicos em escalas regionais e locais, mesmo que, ainda pouco se saiba sobre esses fenômenos. O enfoque dado a este estudo está voltado a uma interpretação da paisagem, no âmbito ecológico, de forma a entender o comportamento das espécies em relação a sua estrutura. A paisagem deste estudo é composta por diversos elementos, naturais e antrópicos, tais como as plantações de eucalipto e Florestas Estacionais Semidecíduais, sendo um fator determinante na composição e distribuição espacial das espécies que a compõem. O objetivo principal deste estudo foi avaliar as relações estruturais da paisagem e o comportamento das espécies que compõem a comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte na região do Vale do Ribeira, Estado de São Paulo. Essas espécies foram avaliadas a partir de levantamentos sistemáticos pelo método de amostragem “parcelas de areia”, e a estrutura da paisagem caracterizada através das técnicas de geoprocessamento. Fez-se, ainda, a partir do centro de cada linha de amostragem, uma delimitação da paisagem com 1000 metros de raio, denominada área de influência. A partir das observações de campo constatou-se uma grande riqueza de espécies, totalizando 19 espécies. Destas, 17 espécies foram encontradas em ambiente de Florestas Estacionais Semidecíduais e 11 espécies em ambiente de eucalipto, verificando-se certa similaridade de ocorrência para as espécies entre os ambientes amostrados. Através da análise da estrutura, por meio das métricas de paisagem (PLAND_NAT – porcentagem de vegetação nativa nas paisagens analisadas, PLAND_EUC – porcentagem de eucalipto nas paisagens analisadas, PLAND_EST – porcentagem de estradas nas paisagens analisadas, ED_NAT – densidade de borda de vegetação nativa, ENN_NAT – distância do fragmento mais próximo das paisagens analisadas), fez-se a caracterização das zonas de influência. Uma vez obtidas as informações acerca dos dados biológicos e dados da paisagem, realizaram-se as análises de regressão logística múltipla, onde foi verificado o poder de predição das variáveis ambientais em relação a algumas espécies da comunidade estudada. Individualmente, nenhuma variável ambiental pôde explicar a probabilidade de ocorrência das espécies, sendo que, quando utilizadas em conjunto, o poder de predição foi significativo para *Leopardus sp.* (gato-do-mato) *Didelphis albiventris* (gambá-de-orelha-branca), *Nasua nasua* (coati) e *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti). Cada espécie percebe a paisagem de maneira diferente, que de acordo com os parâmetros estimados pelos modelos, *Leopardus sp.* e *Didelphis albiventris* apresentaram tendências positivas ao poder de explicação das variáveis PLAND_NAT e ENN_NAT, enquanto que, *Nasua nasua* uma tendência positiva para todas as variáveis e *Sylvilagus brasiliensis* uma tendência positiva a PLAND_EST e ENN_NAT. Embasar-se em modelos de predição para espécies-chaves, seja em ambientes naturais ou antropizados, é bastante recomendado, pois a conservação de outras espécies pode estar diretamente vinculada. Para tanto, estudos de conservação enfocando comunidades e não apenas populações são interessantes, uma vez que podem abranger diferentes espécies com diferentes requerimentos. A configuração da paisagem, a partir das zonas de influência, pode ser uma amostra representativa da paisagem como um todo, auxiliando nas ações de conservação das espécies de maiores requerimentos ecológicos.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem; Métricas da paisagem; Comunidade biológica; Mamíferos; Regressões logísticas múltiplas

ABSTRACT

The influence of the landscape structure pattern in assemblages communities of medium and large terrestrial mammals in the Vale do Ribeira Region - SP

Studies establishing relationships among biological data and spatial patterns have contributed to the understanding of ecological phenomena at regional and local scales, even that, little is known about these phenomena. The approach adopted in this study is focused to an ecological interpretation of the landscape, in order to understand the behavior of the species in relation to its structure. The studied landscape is composed of several natural and anthropic elements, such as *Eucalyptus* plantations and Seasonal Semideciduous Forests, being a determining factor in the composition and spatial distribution of the species in the landscape. The main objective of this study was to evaluate the structural relationship of the landscape and the behavior of species that compose the community of medium and large terrestrial mammals, in the Vale do Ribeira region, State of São Paulo, Brazil. These species were evaluated through systematic surveys, known as “sand plots”, and the landscape structure was characterized by geoprocessing techniques. Yet, from the center of each sampling row, a delimitation of the landscape was done, with 1000 meters in radius, denominated influence zones. From field observations, a great richness of species was verified, totaling 19 species. From these, 17 species were found in Seasonal Semideciduous Forests landscape and 11 species in *Eucalyptus* landscape, which made it possible to verify some similarity in the species occurrence among the sampled environments. Through structure analysis, using landscape metrics (PLAND_NAT – percentage of native vegetation in the analyzed landscape, PLAND_EUC – percentage of *Eucalyptus* in the analyzed landscape, PLAND_EST – percentage of roads in the analyzed landscape, ED_NAT – edge density in the native vegetation, ENN_NAT – distance from analyzed landscapes to the nearest native vegetation fragment), the characterization of influence zones was made. Once obtained the information concerning the biological data and landscape data, a multiple logistic regression analyses was performed, when it was verified the prediction power of the environmental variables in relation to some species of the studied community. Individually, no environmental variable could explain the probability of species occurrence, but when used together, the prediction power was significant for *Leopardus* sp., *Didelphis albiventris* (opossum), *Nasua nasua* (coati) and *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti). Using prediction models for key-species, whether in natural or anthropic environments, is highly recommended, as the conservation of other species can be directly linked. Therefore, studies on conservation focusing on communities and not only in populations are interesting, because they may cover different species with different requirements. The configuration of the landscape, taken from the influence zones, can be a representative sample of the landscape as a whole, helping in the actions for the conservation of the species with greatest ecological requirements.

Keywords: Landscape ecology; Landscape metrics; Biologic assemblages; Mammals; Multiple regression logistic

1 INTRODUÇÃO

A freqüente discussão sobre os diferentes impactos que a fragmentação produz na diversidade biológica e na dinâmica da paisagem tem estimulado muitos estudos ecológicos quanto ao funcionamento dos ecossistemas. Apesar do número de estudos que vêm sendo desenvolvidos, são poucas as generalizações que podem ser feitas com relação às suas conseqüências sobre as comunidades naturais (OLIFIERS; CERQUEIRA, 2006).

Uma das poucas generalizações é a relação entre a estrutura espacial da paisagem e a permanência de algumas espécies, em função da organização e composição dos elementos espaciais que compõem a paisagem, um processo ecológico dinâmico envolvendo fatores abióticos e bióticos. É um enfoque multiespecífico para definir os atributos requeridos e satisfazer as necessidades da biota em uma paisagem e os diferentes regimes de manejo, que utiliza o conceito de espécies *guarda-chuva*, as quais imaginam que, além de atender suas próprias necessidades, atenderão as de outras espécies também. Ainda, para cada parâmetro relevante da paisagem, utilizam-se as espécies com maiores requerimentos para se definir um parâmetro com valor mínimo aceitável. A seleção dessas espécies, um desenho e manejo adequados da paisagem podem satisfazer a necessidade do requerimento de todas as demais espécies. (LAMBECK, 1997)

A configuração da paisagem, que inclui sua estrutura espacial, envolve vários parâmetros, tornando difícil a interpretação de uma medida única de diversidade (METZGER, 1999). Pode-se ainda dizer que o padrão de manchas, gerado pelos diferentes processos atuando em várias escalas temporais e espaciais, representa a assinatura de uma paisagem (URBAN et al., 1987).

Estudos mais recentes apontam a presença de pequenas manchas de florestas ainda presentes no estado de São Paulo, formando um intrincado mosaico de fragmentos florestais e áreas antropizadas. Porém, alguns fragmentos estão vazios de grande parte da fauna, não cumprindo seu papel ecológico. A fauna, além de servir como alimento para o ser humano, é responsável por uma infinidade de serviços ecológicos necessários à nossa sobrevivência, como polinização, dispersão e controle de pragas (REDFORD, 1992).

A fauna de mamíferos brasileiros é atualmente representada por 658 espécies, considerando que, dessa lista, 69 espécies encontram-se ameaçadas de extinção (REIS et al., 2006). Para os mamíferos brasileiros, a maioria das espécies é de ambientes florestais

(CERQUEIRA, 1982; FONSECA et al., 1999; VIVO; CARMIGNOTTO, 2004), estando a ameaça aparentemente relacionada ao hábito locomotor. Chiarello (1999, 2000) mostrou o efeito da fragmentação em mamíferos da Mata Atlântica do Espírito Santo, indicando que apenas grandes áreas protegidas seriam capazes de manter populações viáveis de grandes mamíferos herbívoros e predadores de topo de cadeia.

Conhecer o padrão espacial de espécies-chave é vital para entender como dada espécie usa os recursos disponíveis, de que forma esse recurso é importante, e sua função no sucesso do estabelecimento e reprodução dessa espécie (CONDIT et al., 2000). Especialmente em florestas tropicais, a questão espacial adquire caráter ainda mais relevante, uma vez que a alta diversidade de tais biomas tem estreita relação com suas densidades populacionais e, por consequência, com a proximidade entre seus indivíduos (JOHN et al., 2002).

As paisagens fragmentadas estão cada vez mais presentes nos ecossistemas naturais, sendo estes reservados em algumas porções em áreas de Unidades de Conservação Federais, Estaduais e Municipais ou em reservas particulares em pequenas propriedades rurais, tais como as áreas de preservação permanente e reservas legais.

A quantidade de estudos voltada à ecologia da paisagem tem sido bastante crescente nas últimas décadas, ampliando o conhecimento dentro de uma vertente ecológica voltada às questões das relações entre os processos ecológicos e os padrões espaciais.

Este estudo, por meio de levantamentos da estrutura da paisagem e dados acerca de mamíferos terrestres de médio e grande porte, buscou compreender um pouco os fenômenos ecológicos ocorrentes na área da Fazenda Boa Esperança e Santa Inês e seu entorno imediato, localizados no município de Capão Bonito, SP. Os fenômenos encontrados a partir dos estudos da comunidade de mamíferos e suas relações com a estrutura da paisagem foram abordados de forma a atender os objetivos propostos.

O principal desafio foi detectar os padrões de ocorrência das espécies encontradas na área de estudo, verificando de que forma as características da paisagem podem estar influenciando a persistência de uma determinada espécie. Assim, objetivou-se realizar o estudo da seguinte forma:

- 1 – Inventariar a comunidade de mamíferos terrestres de médio e grande porte presentes, tanto em áreas de floresta plantada de eucalipto como em áreas de vegetação nativa (Floresta Estacional Semidecidual);

2 – Comparar os ambientes amostrados quanto à capacidade e à eficiência de detecção por parcela de areia;

3 – Delimitar paisagens artificiais, também denominadas zonas de influência direta, para verificar a estrutura da paisagem na qual as espécies estão inseridas;

4 – Avaliar, determinar e prever a probabilidade de ocorrência, por meio de análises de regressão logística múltipla, das espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte a partir dos padrões estruturais da paisagem, conforme o item 3 deste objetivo;

5 – Recomendar, através dos resultados obtidos, propostas de manejo e uso do solo sob a ótica do grupo biológico estudado.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Mamíferos de médio e grande porte

Estudos sobre mamíferos brasileiros iniciaram-se com os primeiros exploradores europeus, sendo De Gândavo (2004) o primeiro a publicar uma obra que incluía a caracterização de alguns mamíferos brasileiros, do ano de 1576. Apesar desse primeiro estudo científico ter ocorrido naquela época, houve momentos, como em 1758, em que Linnaeus descreveu 47 espécies nativas, o que publicado em sua obra denominada *Systema Naturae* (REIS, 2006). De acordo com Sabino e Prado (2005) a maioria das espécies presentes no Brasil foram descritas entre os séculos 18 e 19.

Há, entretanto, entre os mamíferos, uma variação muito grande de tamanho corpóreo, hábitos de vida e preferências de habitat. Emmons et al. (1997) definem como mamíferos de médio porte aqueles que possuem variação de peso entre 2 kg a 7 kg aproximadamente, enquanto que os de grande porte ultrapassam os 7 kg. Diante desta variação, os mamíferos de médio e grande porte das florestas neotropicais, particularmente os de hábitos terrestres, têm sido pouco abordados em estudos ecológicos (PARDINI et al., 2003).

Grande parte das ordens de mamíferos nativos do Brasil, com exceção dos cetáceos e sirênios, ambos aquáticos, todas as outras ordens exploram amplamente os recursos do território brasileiro de norte a sul e de leste a oeste, desde o alto das montanhas até o interior de florestas (REIS et al., 2006). Isso representa de fato uma grande evolução adaptativa quanto à variação geográfica e climática no que diz respeito à distribuição das espécies desse grupo biológico.

Todavia, apesar da grande amplitude geográfica, a baixa densidade local de muitas espécies de mamíferos e o tamanho de suas áreas de vida, aliados ao hábito noturno, dificultam a realização de estudos de determinação da composição, estrutura e dinâmica dessas populações, como, por exemplo, de tatus, tamanduás, cutias, pacas, antas, porcos-do-mato, veados e carnívoros (PARDINI et al., 2003). Porém, podem-se facilitar tais estudos com o emprego de indicadores indiretos da presença de mamíferos, pois são mais baratos, rápidos e de mais fácil observação no campo, comparados com os métodos diretos (observação e captura). Os índices indiretos são baseados na contagem de rastros (VAN DYKE et al., 1986; WILSON et al., 1996; SCOSS; DE MARCO, 2000), vocalizações ou outros sons, visitas a estações de cheiro (ROUGHTON; SWEENEY, 1982; CONNER et al., 1983; THOMPSON et al., 1989), ossadas e fezes (EISENBERG, 1981) e tamanhos de área de vida (SCHALLER, 1983; CRAWSHAW,

1989; MARINHO-FILHO, 1998). Em geral, assume-se que os índices indiretos sejam positivos e apresentam, preferencialmente, relação linear com a abundância real das populações (WILSON et al., 1996).

Ainda, identificar quais as características biológicas que predis põem as espécies à extinção é fundamental para Biologia da Conservação, considerando que a vulnerabilidade dos mamíferos brasileiros à extinção não parece ser aleatoriamente distribuída entre as ordens e os biomas (GRELLE et al., 2006). Por fim, espécies com baixas densidades e algumas características de história de vida, como gestação longa e ninhadas pequenas, também são mais suscetíveis à extinção (BROWN, 1995).

2.2 Paisagem no âmbito ecológico: estrutura, fragmentação e processos

Paisagem pode ser definida como toda porção da superfície da Terra que se percebe a partir de observações visuais simples (RUHE, 1969). A paisagem de uma região é consequência direta das infundáveis variações entre clima, geomorfologia, latitude, solos, tipos e formas de vegetação, acompanhando veios ou cursos d'água, além das variações florísticas (RIBEIRO; WALTER, 2001).

De acordo com Moulton e Souza (2006), a paisagem terrestre tem como unidade elementar a bacia hidrográfica, visto que esta reúne partes do ambiente, que interagem local e regionalmente através do fluxo de materiais e organismos mediados pela água e, ainda, é de fácil delimitação pelo relevo que drena a água da chuva por uma rede de córregos e rios.

Já para Metzger (2001) a paisagem é uma unidade heterogênea, composta por um complexo de unidades interativas (em geral, ecossistemas, unidades de vegetação ou de uso e ocupação de terras), cuja estrutura pode ser definida pela área, forma e disposição espacial.

Os limites entre os conjuntos interativos da paisagem, ainda de acordo com Metzger (2001), seriam então definidos por três fatores: o ambiente abiótico (formas de relevo, tipos de solo, dinâmica hidro-geomorfológica, parâmetros climáticos, em particular), as perturbações naturais (fogo, tornados, enchentes, erupções vulcânicas, geadas, por exemplo) e antrópicas (fragmentação e alteração de habitats, desmatamento, criação de reservatórios, implantação de estradas, entre outros).

Para definir a estrutura da paisagem, Gray e Wallace (2002), referem-se aos elementos físicos e suas relações espaciais com outras paisagens, onde claramente a estrutura pode

influenciar organismos de diversas formas, facilitando ou impedindo a movimentação de um local para outro e a alteração na taxa de processos ecológicos nos ecossistemas.

A perturbação dessa paisagem é considerada um evento relativamente discreto, que causa interrupção na estrutura do ecossistema, comunidade ou população, e mudanças nos recursos, disponibilidade de substrato ou ambiente físico, sendo um dos principais fatores responsáveis por impor a heterogeneidade espacial em comunidades biológicas (PICKETT; WHITE, 1995; CREED, 2006).

No Brasil, todos os tipos de vegetação já apresentaram algum tipo de perturbação ambiental, como em outras paisagens exploradas no mundo (BRASIL, 1998). Ao longo do tempo esses ecossistemas foram sendo progressivamente transformados em pequenos pedaços remanescentes, isolados uns dos outros e mergulhados em paisagens em mosaico alteradas pelo homem. Este processo, conhecido como fragmentação de habitats (*lato sensu*), é considerado atualmente uma das maiores ameaças à biodiversidade global (PIRES et al., 2006). De acordo com Fahrig (2003) é útil dividir conceitualmente a fragmentação *lato sensu* em dois processos distintos: redução da área total de habitat e fragmentação *sensu stricto*.

Fragmentação de habitats é um processo de divisão da paisagem em que um determinado habitat é progressivamente subdividido em fragmentos menores e mais isolados (MACGARICAL; CUSHMAN, 2002).

O aumento dessa fragmentação provoca uma elevação na quantidade de extremidades na paisagem, o que aumenta a probabilidade de os indivíduos deixarem o habitat de reprodução e entrarem na matriz. Isso diminui a taxa reprodutiva e aumenta a taxa de mortalidade dos indivíduos da população, uma vez que uma menor proporção da população continua no habitat de reprodução e uma maior proporção entra na matriz, onde a taxa de mortalidade é mais elevada (FAHRIG, 2001). Por conseguinte, na descrição de uma paisagem fragmentada, torna-se de fundamental importância a caracterização de três tipos básicos que compõem uma paisagem, a saber: manchas, corredores e matriz envolvente (FORMAN; GODRON, 1986).

Habitats naturais ou biótopos, também designados como manchas por alguns autores, ocorrem somente em pequenos remanescentes em paisagens de produção (eucalipto, cana, soja, por exemplo) em várias partes do mundo. Sendo assim, o tamanho de cada área remanescente, o tempo de isolamento e a grande conectividade entre elas, que inclui a distância entre áreas

remanescentes e o tipo de ambiente que as envolve, estão entre os principais fatores que influenciam a reposta em longo prazo das espécies à fragmentação (PIRES et al., 2006).

A ligação entre os elementos de uma mesma classe estabelece numa paisagem um fator de conectividade, função da configuração de redes, onde os corredores permitem o movimento e intercâmbio genético entre animais e plantas. Do conceito de conectividade, ou seja, da ligação das manchas via corredores, extrai-se ainda a noção de matriz. Como numa visão de fragmentos embebidos em uma massa, a matriz de uma paisagem pode ser definida como o seu elemento mais extensivo e conectado que possui o papel preponderante no funcionamento da paisagem (FORMAN; GODRON, 1986; SOARES FILHO, 1998).

Contudo, além do tamanho e isolamento dos remanescentes, fatores como a natureza do entorno, a influência da borda, a forma dos fragmentos e o histórico de seu surgimento, bem como alterações abióticas na paisagem decorrentes do processo de fragmentação, mostraram-se importantes na determinação não só do número de espécies e suas respectivas abundâncias na comunidade, mas também da composição de espécies (SAUNDERS et al., 1991, FAHRIG; MERRIAM, 1994; LAMOLINO; PERAULT, 2001).

As conseqüências da fragmentação de habitats para as comunidades naturais são diversas e variam em função do táxon estudado, bem como das características da paisagem e do processo de fragmentação em si (OLIFIERS; CERQUEIRA, 2006). A definição das unidades e da extensão da paisagem depende das espécies, onde um mesmo espaço geográfico pode ser percebido como paisagens (mosaicos interativos) totalmente diferentes em função das características dessas espécies (METZGER, 2001).

Ainda assim, diferentemente de paisagens conservadas, onde geralmente se busca o entendimento do funcionamento dos ecossistemas, a paisagem fragmentada tem uma história que envolve pessoas e visa responder a perguntas de caráter prático, relativas a sua conservação (RODRIGUES et al., 2003).

A conservação de espécies distintas poderia explorar a percepção de espécies-específicas e o seu uso na paisagem, caso as populações dessas espécies fossem apenas dependentes das estruturas de um habitat específico. No entanto, muitas espécies são predadoras dependentes da presa, que se movem e utilizam outros habitats, dificultando certas medidas de conservação (HANSSON; ANGELSTAN, 1991).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo está localizada na região conhecida como Vale do Ribeira, no município de Capão Bonito, SP, na propriedade pertencente à empresa Votorantim Celulose e Papel (VCP), chamada Fazenda Boa Esperança e Santa Inês. A propriedade está situada a uma longitude de $48^{\circ}20'55''$ (W) e latitude de $23^{\circ}55'16''$ (S) (coordenadas geográficas do ponto central). Os limites da fazenda compreendem uma área equivalente a 25.658,01 ha, sendo 17.095,48 ha considerados áreas de cultivo de *Eucalyptus* spp., 7.826,40 ha áreas de vegetação nativa, 1.181,03 de estradas (estradas e aceiros de 2,5m, 5m, 10m, 12m, 15m, 18m, 25m e 35m) e as áreas restantes incluem faixas de servidão e construções rurais. A matriz é predominantemente ocupada por plantios florestais de eucalipto com diferentes idades e espécies. As Figuras 1 e 2 apresentam de maneira ilustrativa o local de estudo e as características descritas acima.

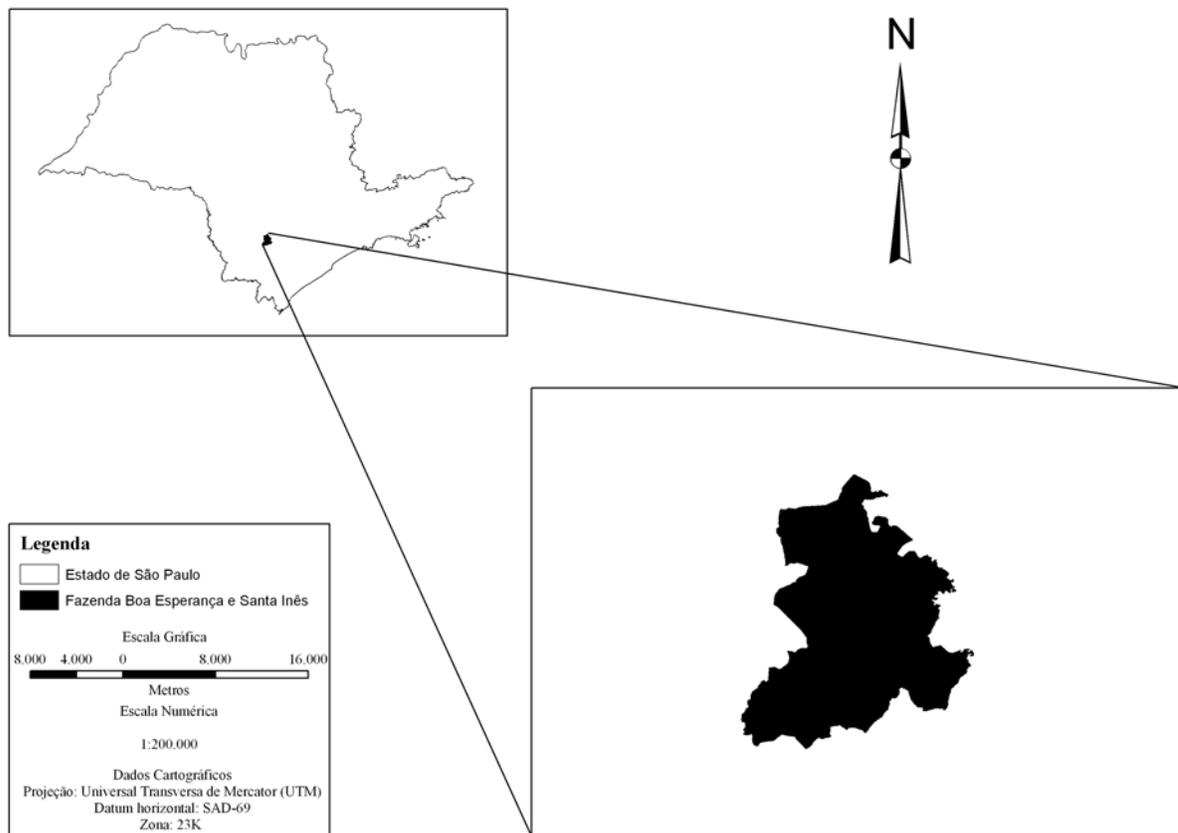


Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo dentro do Estado de São Paulo

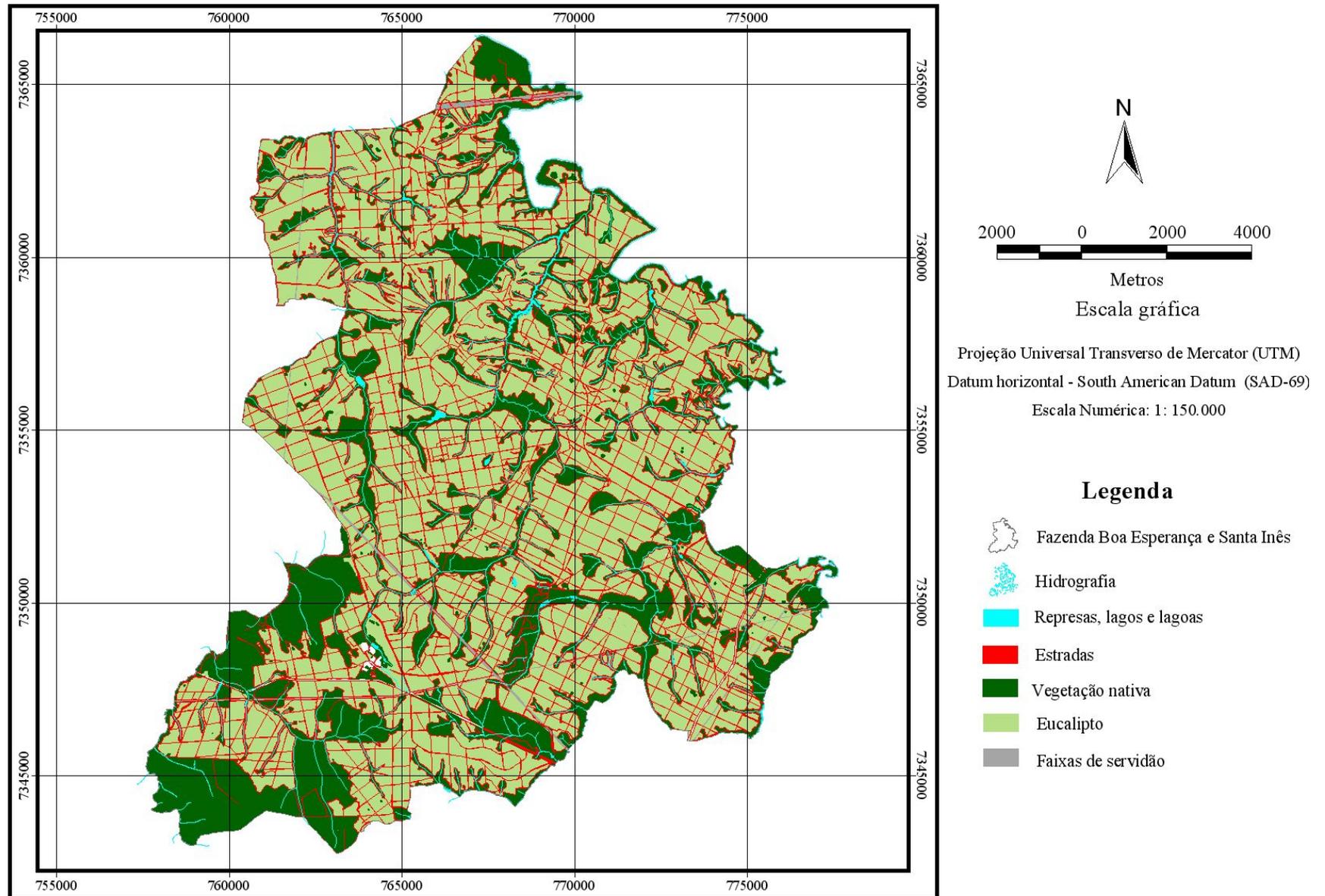


Figura 2 - Mapa de uso do solo da área de estudo, Fazenda Boa Esperança e Santa Inês, município de Capão Bonito, SP

A região apresenta um clima ameno ou subtropical, sendo Cfa segundo a classificação de Köppen, não apresentando estação e temperatura do mês mais quente superior a 22°C. Quanto ao balanço hídrico climatológico, de acordo com a classificação de Thornthwaite (Br), a área de estudo encontra-se em região úmida, sem ou com pequena deficiência hídrica, sendo que de acordo com o balanço hídrico Thornthwaite e Mather (1955) a área de estudo apresenta dois períodos de déficit hídrico, nos meses de abril e agosto, com reposição hídrica logo nos meses seguintes, como pode ser observado na Figura 3.

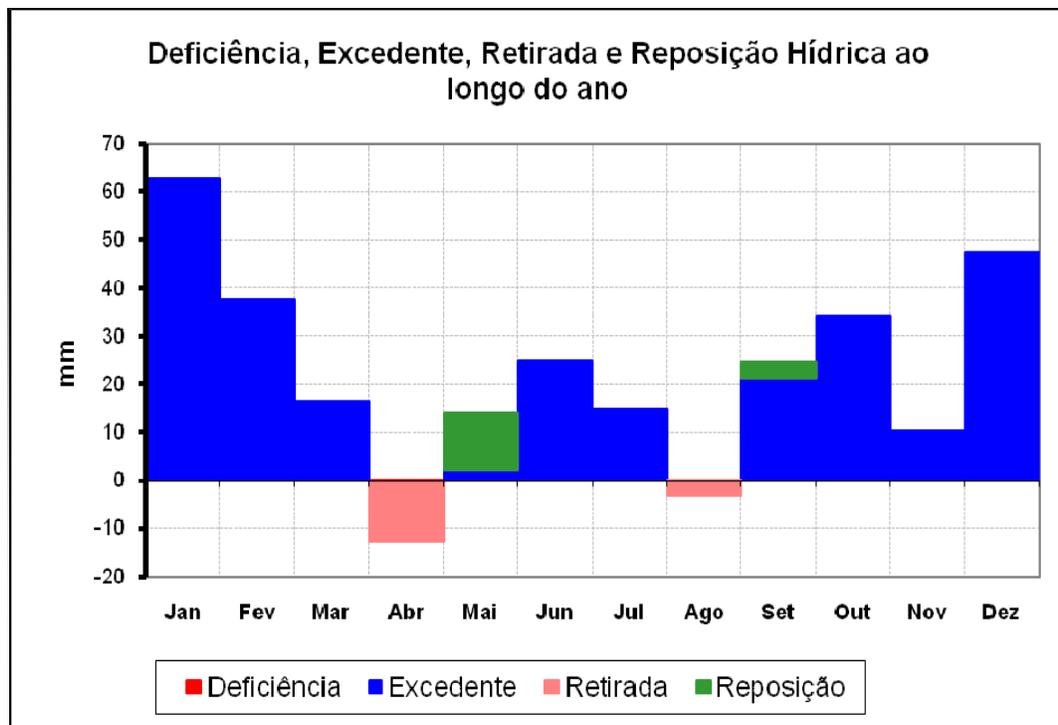


Figura 3 - Gráfico do balanço hídrico de Capão Bonito, SP, ao longo do ano, através de séries históricas (Fonte: IAC)

Os solos da região apresentam uma fertilidade natural bastante favorável às práticas agrícolas. De acordo com a nova classificação de solos (EMBRAPA, 1999), prevalecem nesta região os Latossolos, os Neossolos e os Argissolos. O relevo é semiondulado apresentando nas proximidades da Serra de Paranapiacaba fortes ondulações, logo no município de Ribeirão Grande.

As formações vegetais, de acordo com Veloso et al. (1991), abrangem áreas de Floresta Estacional Semidecidual Montana e Submontana e nas proximidades da Serra de Paranapiacaba,

aparecem formações de Floresta Ombrófila Densa no Parque Estadual Intervales. Existem fortes indícios de algumas áreas com encraves de Cerrado, mas nada comprovado cientificamente (obs. pess.).

3.2 Amostragem

As amostragens foram feitas durante o ano de 2005, mais precisamente nos meses de janeiro, fevereiro, maio, julho, setembro e novembro, sendo 12 linhas de amostragem, compostas por 10 parcelas de areia, avaliadas cinco dias consecutivos em cada campanha de campo. Foram realizadas seis campanhas incluindo as diferentes estações do ano, pouco evidentes nesta área. A variação temporal foi proposital para o levantamento dos mamíferos terrestres de médio e grande porte, devido aos diferentes comportamentos e possíveis variações na detecção da riqueza e frequência de ocorrência da comunidade.

As técnicas de amostragem têm tido um avanço considerável nos trabalhos voltados à conservação da diversidade biológica, principalmente daqueles grupos taxonômicos mais estudados.

Ao passo desse avanço, este estudo utilizou de um método de amostragem, muito empregado em levantamentos rápidos, as parcelas de areia. As parcelas de areia foram instaladas utilizando moldes de madeira quadrangulares de 50cm por 50cm, , distando 25 metros uma da outra, totalizando 250 metros para cada linha de amostragem.

As parcelas de areia permitem a utilização de rastros como forma alternativa de registro de mamíferos e já vêm sendo empregadas há algum tempo (THOMPSON et al., 1988; JANSON; EMMONS, 1990; CARILLO et al., 2000; PRADA, 2004). O aperfeiçoamento dessa técnica tem sido trabalhado e discutido frequentemente, como por exemplo, Dirzo e Miranda (1990) que adaptaram essa técnica para florestas, onde o registro de pegadas é muito precário. Para trabalhos com espécies terrestres, em locais com baixa densidade de mamíferos, essa técnica pode ser tão, ou mais, eficiente que a metodologia de amostragem em transecto linear (PARDINI et al., 2003).

As unidades amostrais foram alocadas e distribuídas em 12 locais distintos na Fazenda Boa Esperança e Santa Inês (Figura 4). Foram posicionadas cinco linhas de amostragem em plantios comerciais de *Eucalyptus* spp. (EUC-1, EUC-2, EUC-3, EUC-4 e EUC-5) e sete linhas nas áreas de conservação com Floresta Estacional Semidecidual e suas variantes quanto ao estado de conservação (NAT-1, NAT-2, NAT-3, NAT-4, NAT-5, NAT-6 e NAT-7).

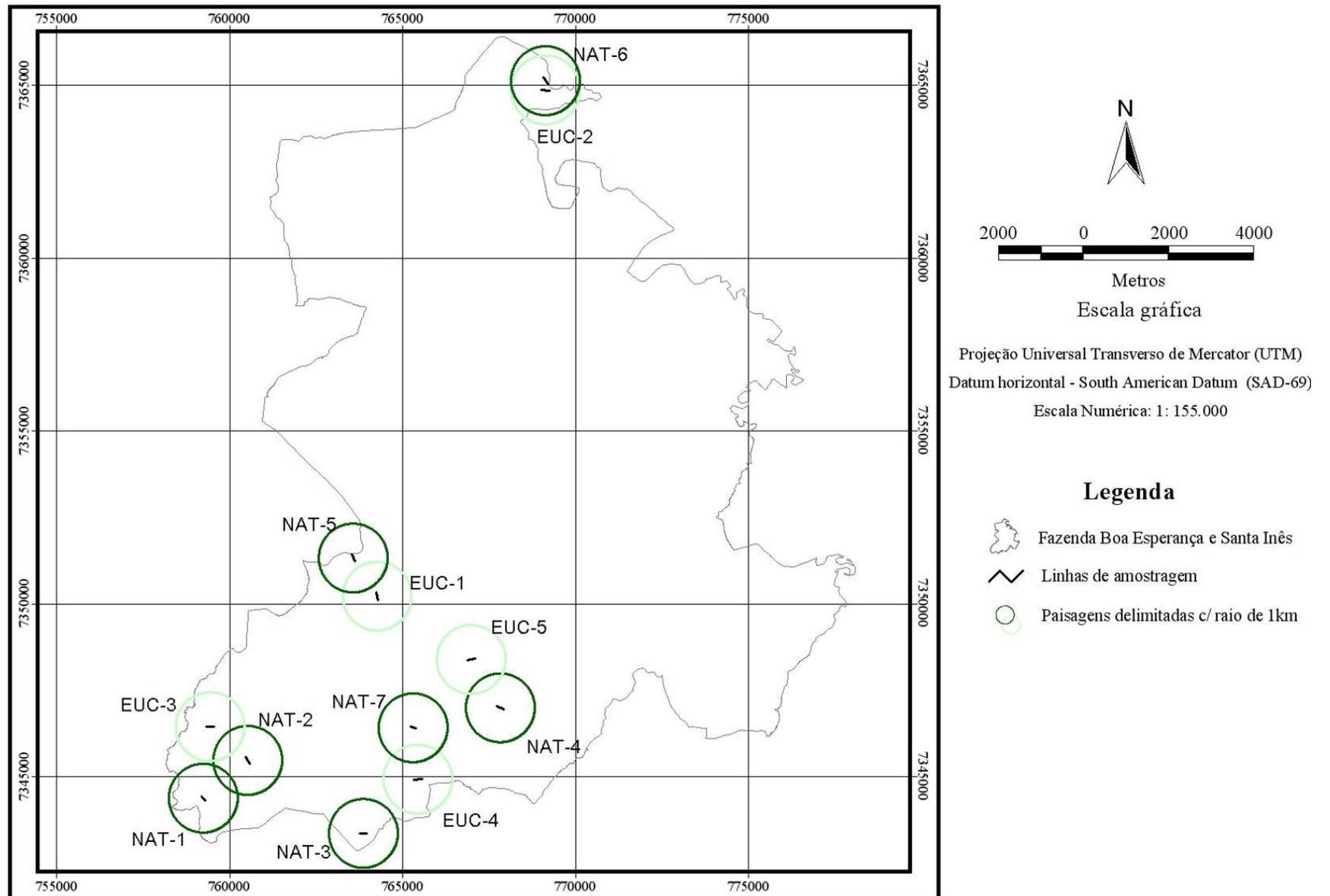


Figura 4 - Mapa de amostragem e as unidades amostrais delimitadas com raio de 1 km no entorno das linhas de amostragem a partir do centro de cada uma dessas

Para os registros de pegadas, tomou-se o cuidado de não registrar o mesmo animal mais de uma vez, sendo que a maioria das espécies utilizam as trilhas para se deslocar, evitando assim um excesso na quantidade de um espécime encontrado. As pegadas foram identificadas diretamente no campo por especialista e, quando necessário, foram tomadas medidas das pegadas (comprimento e largura), auxílio de fotografias e de guias de campo, tais como: Becker e Dalponte (1999), Câmara e Murta (2003), Lima Borges e Tomás (2004) e Emmons e Feer (1990).

3.3 Caracterização e definição das paisagens de estudo

A caracterização da paisagem foi feita por meio de mapas digitais planialtimétricos, imagem de satélite e checagem de campo. Antes mesmo de iniciar a sobreposição entre os planos de informação (PI's) e gerar novos PI's, as bases foram padronizadas no sistema de projeção Universal Transverso de Mercator (UTM) e *Datum* SAD-69. Estas definições foram previamente ajustadas, a fim de evitar qualquer distorção entre os PI's.

Os mapas digitais planialtimétricos foram fornecidos pela VCP, tendo sido produzidos a partir de levantamentos georreferenciados da propriedade, com base de dados de referência do ano de 2005. A imagem orbital foi gerada pelo satélite sino-brasileiro CBERS-2B (INPE, 2004), tendo sido posteriormente processada e gerada a composição colorida (3R/2G/1B). As características da imagem estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características da Câmera Imageadora de Alta Resolução CCD do satélite sino-brasileiro CBERS-2B

Bandas Espectrais	Comprimento de onda (um)
Banda 1 (pancromática)	0,51 - 0,73
Banda 2 (azul)	0,45 - 0,52
Banda 3 (verde)	0,52 - 0,59
Banda 4 (vermelho)	0,63 - 0,63
Banda 5 (infravermelho)	0,77 - 0,89
Resolução espacial	20 m x 20 m
Largura da faixa imageada	113 km
Resolução temporal	26 dias

Fonte: INPE (2008)

Foram utilizados quatro planos de informação para a caracterização e definição das paisagens em estudo: linhas de amostragem; uso do solo (estradas, eucalipto, vegetação nativa, agricultura e pastagem); hidrografia; e imagem de satélite. Os dados foram processados a partir do software ArcGIS 9.0 (ESRI, 2001), empregado nas atividades relacionadas a Geoprocessamento. As análises dos dados espaciais através das técnicas de Geoprocessamento fundamentam os estudos em Ecologia de Paisagem, pois tem a capacidade de caracterizar no espaço e no tempo, os padrões de uso e cobertura do solo, que são a base para posterior quantificação da estrutura e definição dos padrões da paisagem (CARPENTER; TURNER, 1998). Ainda, ecologicamente o desenho da paisagem pode ser percebido de diferentes formas por determinados organismos, afetando muitas vezes as decisões dos planejadores.

O Geoprocessamento trata das diversas técnicas empregadas na coleta, armazenamento, processamento, análise e representação de dados com expressão espacial, isto é, possíveis de serem referenciados geograficamente (VETTORAZZI, 1996).

Utilizaram-se arbitrariamente, devido à presença de algumas espécies a partir do centro das linhas de amostragem, paisagens delimitadas artificialmente, também denominadas aqui como “área de influência”, com 1000 metros de raio, conforme Figura 5. As características encontradas dentro de cada uma das unidades amostrais foram utilizadas para analisar a estrutura e composição da paisagem, a partir de algumas métricas e/ou índices da paisagem. O software utilizado para o cálculo das métricas foi o Fragstats 3.3 (MACGARICAL; MARKS, 2001). As áreas que se encontraram fora da área da Fazenda foram checadas em campo, a fim de obter suas características quanto ao uso e cobertura.

As métricas calculadas foram PLAND_NAT (porcentagem de vegetação nativa), PLAN_EST (porcentagem de estradas), PLAND_EUC (porcentagem de eucalipto), ED_NAT (densidade de borda) e ENN_NAT (distância do fragmento mais próximo), sendo apresentados na Tabela 2 as características e os significados dos índices empregados.

Tabela 2 - Índices e métricas da paisagem empregados na análise da estrutura e da composição da paisagem

Índices e Métricas da Paisagem	Código	Fórmula	Descrição
PLAND	PLAND_NAT, PLAND_EUC, PLAND_EST	$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	Somatório das áreas para cada uso do solo (a_{ij}) correspondente à paisagem, dividido pela área total (A) da paisagem em estudo e multiplicado por 100
ED	ED_NAT	$ED = \frac{\sum_{k=1}^n e_{ik}}{A} (10.000)$	Somatório do comprimento de borda de todos os segmentos envolvendo os fragmentos de vegetação nativa (i), dividido pela área total (A) da paisagem em estudo e multiplicado por 10.000 para conversão em hectares (ha)
ENN	ENN_NAT	$ENN = h_{ij}$	Distância entre os fragmentos de vegetação nativa mais próximos, com base na borda de cada um desses (edge-to-edge)

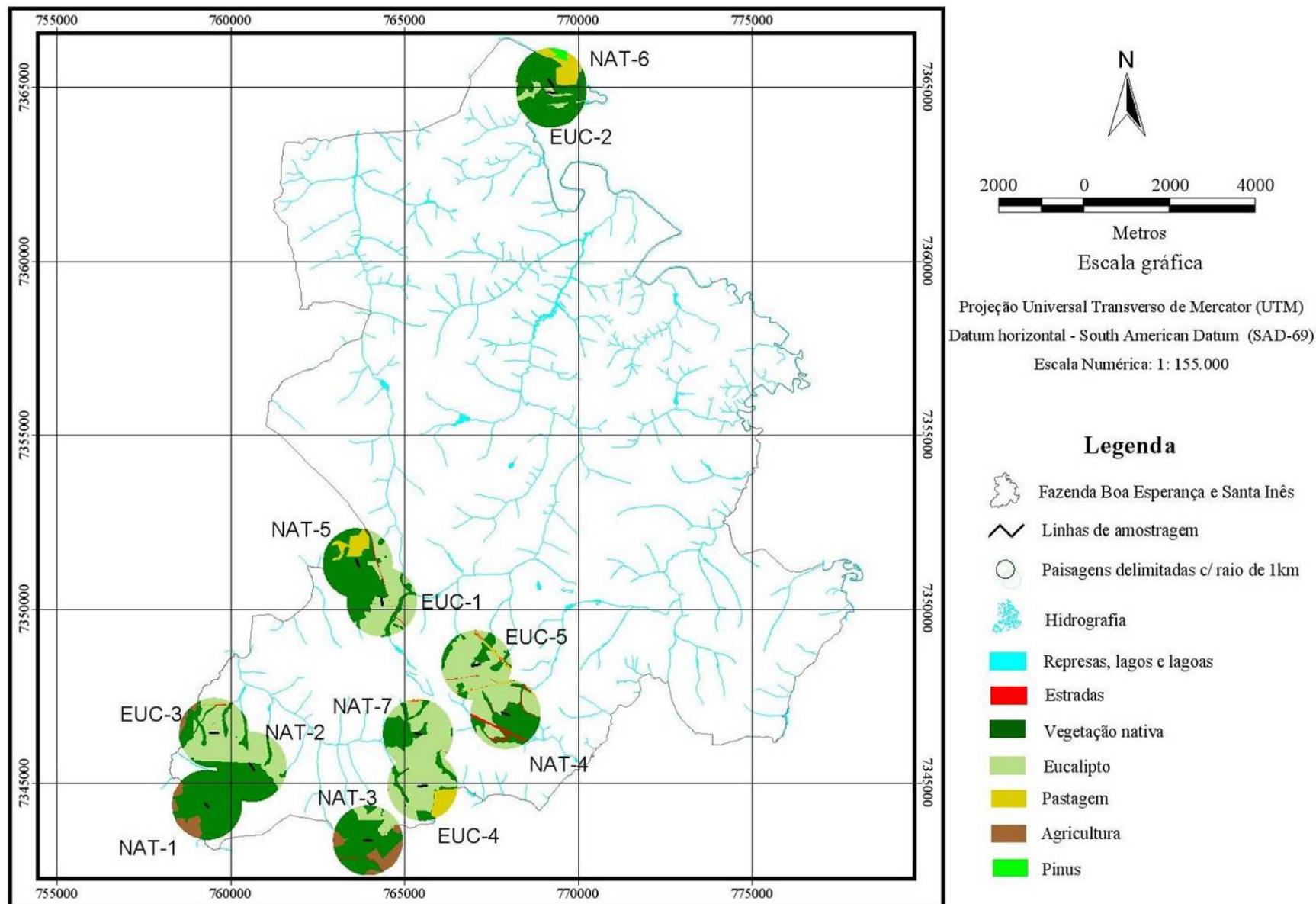


Figura 5 - Mapa de amostragem e uso do solo das paisagens delimitadas com raio de 1km no entorno das linhas de amostragem em relação ao centro de cada uma dessas. As áreas localizadas imediatamente no entorno do limite da fazenda foram interpretadas através de imagem de satélite e checadas posteriormente em campo

3.4 Análise dos dados

As análises estatísticas foram elaboradas de acordo com os objetivos propostos, sendo inicialmente realizada uma análise dos dados biológicos, dos dados espaciais e posteriormente uma análise conjunta entre os dados biológicos e espaciais, denominada de análise integrada ou conjugada.

Para definir os dados biológicos utilizou-se o número de registros como frequência de ocorrência das espécies, conforme utilizado por Dotta (2005), o número de espécies para a determinação de riqueza e os dados de presença/ausência. Já para os dados da paisagem foram utilizadas as métricas de paisagem como dados primários, obtidos conforme descrito no item 3.3. A partir da compilação dos dados biológicos e espaciais, propôs-se realizarem-se as seguintes análises:

- *Dados Biológicos*: listagem total das espécies, análise de categoria trófica, análise de sazonalidade, análise de distribuição de frequência por espécie, estimativa de riqueza em espécies (Jackknife 1) e a estatística não paramétrica de Mann-Whitney;
- *Dados espaciais*: análise de agrupamento entre as variáveis ambientais (métricas da paisagem) e teste de correlação de Spearman;
- *Dados Integrados ou Conjugados*: análise de regressão logística múltipla.

Para as análises dos dados biológicos, buscaram-se diferentes análises a fim de proporcionar uma maior compreensão das informações acerca das espécies encontradas na área de estudo. A listagem total das espécies procurou introduzir, de maneira qualitativa, as informações obtidas em campo.

A análise de categoria trófica buscou apresentar as espécies quanto ao grupo funcional e ambiente, enquanto que a análise de distribuição visou representar a frequência das espécies em cada um dos ambientes amostrados e na área total. A estimativa de riqueza, por meio do teste não-paramétrico Jackknife 1, estimou a quantidade de espécies passíveis de ocorrência na área de estudo. Por fim, o teste não-paramétrico de Mann-Whitney testou a hipótese de que duas populações possuem a mesma distribuição (VIEIRA, 2003), a partir dos dados de frequência de ocorrência das espécies encontradas tanto no ambiente de vegetação nativa como nas áreas de eucalipto.

Para os dados espaciais, fez-se uma análise de agrupamento entre as variáveis ambientais (métricas da paisagem) a fim de verificar a similaridade dos ambientes, quanto à composição e disposição dos elementos que compõem as paisagens simuladas. O teste não-paramétrico de correlação de Spearman foi utilizado para medir o grau de associação entre duas variáveis (VIEIRA, 2003), evitando redundância na aplicação de estatísticas posteriores, tal como a colinearidade na regressão logística múltipla.

A regressão logística vem sendo muito utilizada em engenharia de produção e em diversas outras áreas. Esse método, assim como as regressões lineares e múltiplas, estuda a relação entre uma variável resposta e uma ou mais variáveis independentes. A diferença entre essas técnicas de regressão deve-se ao fato de que na regressão logística as variáveis dependentes estão dispostas em categorias, enquanto na regressão linear essas variáveis são dados contínuos. Outra diferença é que na regressão logística a resposta é expressa por meio de uma probabilidade de ocorrência, enquanto na regressão simples obtém-se um valor numérico (PENHA, 2002).

Entretanto, para a análise de regressão logística múltipla foi testada a probabilidade de ocorrência de algumas espécies, de acordo com os dados de presença e ausência e as métricas pré-selecionadas a partir do teste não-paramétrico de Spearman.

Foi utilizado o software Systat v.10 (SPSS, 2000) para a realização do teste de Mann-Whitney, análises de agrupamento, de correlação de Spearman e regressão logística múltipla.

A estimativa da riqueza de espécies foi realizada através do software Biodiversity Pro (1997), a partir do estimador não-paramétrico Jackknife 1. As tabelas e os gráficos foram elaborados em planilhas eletrônicas do pacote do Windows, Office 2000, muitas vezes a partir de dados e informações obtidas em softwares específicos de estatística.

4 RESULTADOS

Para que o trabalho possa ser compreendido e interpretado mais facilmente em função das informações obtidas em campo e em laboratório, optou-se por apresentar os resultados de duas formas distintas. A primeira de forma qualitativa e a outra quantitativa, ambas com o intuito de maximizar a exploração dos dados, de acordo com os objetivos propostos. Fez-se, ainda, arbitrariamente, a separação dos resultados em dados biológicos, dados espaciais e dados conjugados-integrados (biológicos e espaciais).

4.3 Análise qualitativa e quantitativa dos dados biológicos

Foram registrados, no ano de 2005, na Fazenda Boa Esperança e Santa Inês, por meio do método de amostragem como descrito no item 3.2, 19 espécies distribuídas em 6 ordens e 12 famílias, sendo a ordem Carnivora a que apresentou o maior número de espécies (9) e famílias (4). Houve o registro de uma espécie exótica (*Canis lupus familiaris*). Todas as espécies foram registradas nos sítios/linhas de amostragem localizados em ambientes de vegetação nativa e eucalipto, totalizando 17 e 11 espécies para cada ambiente respectivamente. A Tabela 3 apresenta, em ordem filogenética, as diferentes espécies encontradas, discriminadas taxonomicamente pela ordem, família, gênero e espécie. Informações como o hábito alimentar, habitat e nome popular também estão apresentadas.

Tabela 3 - Lista das espécies registradas no período de amostragem, com a classificação taxonômica, grupo funcional, habitat e nome popular. Os dados estão apresentados em ordem de evolução

(continua)

CLASSIFICAÇÃO TAXONÔMICA	GRUPO FUNCIONAL (HÁBITO)	HABITAT	NOME POPULAR
ORDEM			
DIDELPHIOMORPHA			
Família Didelphidae			
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	Frugívoro/Onívoro	N/E	Gambá-comum
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	Frugívoro/Onívoro	N/E	Gambá-de-orelha-branca

Tabela 3 - Lista das espécies registradas no período de amostragem, com a classificação taxonômica, grupo funcional, habitat e nome popular. Os dados estão apresentados em ordem de evolução
(continuação)

CLASSIFICAÇÃO TAXONÔMICA	GRUPO FUNCIONAL (HÁBITO)	HABITAT	NOME POPULAR
ORDEM XENARTHRA			
Família Myrmecophagidae <i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	Mirmecófago	E	Tamanduá-bandeira
Família Dasypodidae <i>Dasypus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	Insetívoro/Onívoro	N/E	Tatu-galinha
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	Mirmecófago	N	Tatu-de-rabo-mole
ORDEM LAGOMORPHA			
Família Leporidae <i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Herbívoro/Pastador	N/E	Tapiti
ORDEM CARNIVORA			
Família Felidae			
<i>Leopardus</i> sp. (Gray, 1842)	Carnívoro	N/E	Gato-do-mato
<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilare, 1803)	Carnívoro	N	Gato-mourisco
Família Canidae			
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	Frugívoro/Onívoro	N/E	Cachorro-do-mato
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	Frugívoro/Onívoro	N	Lobo-guará
<i>Canis lupus familiaris</i>	Onívoro	N	Cachorro doméstico
Família Mustelidae			
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	Carnívoro	N	Irara
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	Carnívoro	N/E	Furão
Família Procyonidae			
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	Frugívoro/Onívoro	N/E	Quati
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. [Baron] Cuvier, 1798)	Frugívoro/Onívoro	N	Guaxinim

Tabela 3 - Lista das espécies registradas no período de amostragem, com a classificação taxonômica, grupo funcional, habitat e nome popular. Os dados estão apresentados em ordem de evolução

(conclusão)			
CLASSIFICAÇÃO TAXONÔMICA	GRUPO FUNCIONAL (HÁBITO)	HABITAT	NOME POPULAR
ORDEM ARTIODACTYLA			
Família Cervidae			
<i>Mazama</i> sp. (Rafinesque, 1817)	Frugívoro/Herbívoro	N	Veado-catingueiro
Família Tayassuidae			
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	Frugívoro/Onívoro	N	Caititú
ORDEM RODENTIA			
Família Sciuridae			
<i>Guerlinguetus aestuans</i> (Linnaeus, 1766)	Frugívoro/Granívoro	N	Esquilo
Família Caviidae			
<i>Cavia aperea</i> (Erxleben, 1777)	Herbívoro/Pastador	E	Preá

Habitats: E – eucalipto; N – vegetação nativa; e N/E – vegetação nativa e eucalipto

A quantidade de espécies registradas quanto aos diferentes hábitos alimentares e, conseqüentemente, à posição na cadeia trófica em cada ambiente estudado, pode ser visualizada na Tabela 4. Esses números revelam como cada ambiente comporta as referidas espécies quanto à categoria trófica, fornecendo subsídios à conservação desses habitats. As categorias estabelecidas para os grupos funcionais foram adaptadas de Fonseca et al. (1996).

Tabela 4 - Categorias dos níveis tróficos para os ambientes estudados e seus respectivos números de espécies

Categoria Trófica	Número de espécies por ambiente	
	Veg. Nativa	Eucalipto
Frugívoro/Onívoro	7	4
Frugívoro/Herbívoro	1	0
Frugívoro/Granívoro	1	0
Insetívoro/Onívoro	1	1
Herbívoro/Pastador	1	2
Mirmecófago	1	1
Onívoro	1	0
Carnívoro	4	2

Nota-se a presença de todos os grupos funcionais no ambiente de vegetação nativa, diferentemente do observado para o eucalipto, onde não foram registrados os grupos frugívoro/herbívoro, frugívoro/granívoro e onívoro.

Estritamente associada aos comportamentos das espécies, a sazonalidade também representa um fator importante na detecção das espécies e delineamento experimental. Assim, foi feita uma análise exploratória, verificando a capacidade de detecção das espécies em dois períodos: seco e chuvoso (Figura 6).

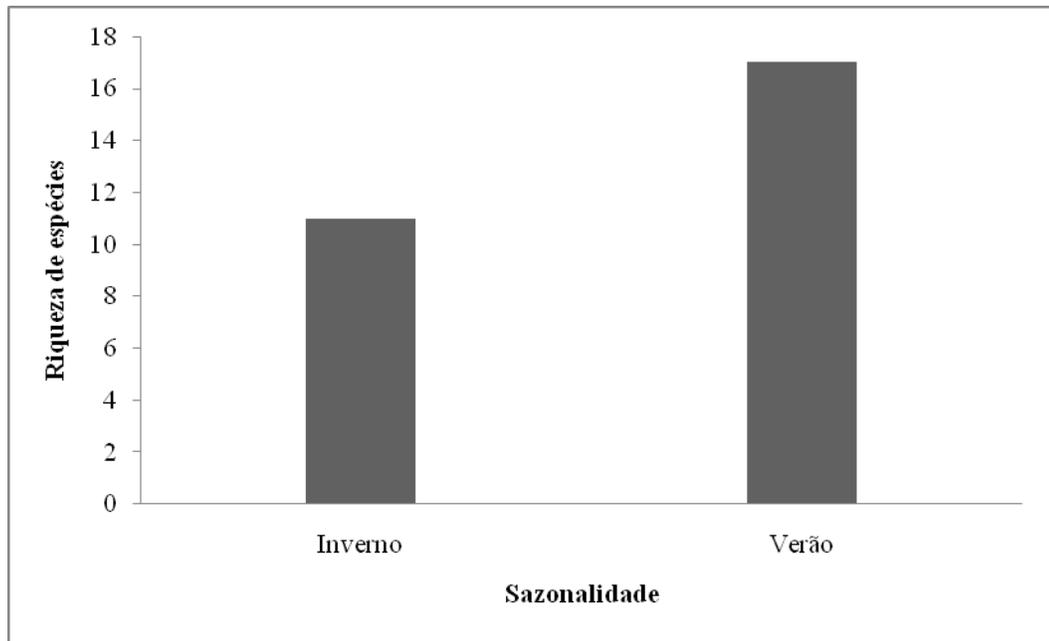


Figura 6 - Influência da sazonalidade na detecção da riqueza de espécies nos ambientes de eucalipto e vegetação nativa

Registrar a existência de uma determinada espécie pode ser penoso quando se utilizam apenas as suas pegadas. Assim, foram utilizadas como ferramenta auxiliar as armadilhas fotográficas, corroborando a presença de algumas espécies. As Figuras 7 e 8 ilustram os registros de duas espécies, o tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) e o caititú (*Pecari tajacu*).



Figura 7 - Pegada de tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) marcada em uma das parcelas de areia e registro fotográfico com camera trap ou armadilha fotográfica



Figura 8 - Pegada de caititú (*Pecari tajacu*) marcada em um das parcelas de areia e o registro fotográfico com *camera trap* ou armadilha fotográfica

Apesar de algumas espécies não terem sido registradas pelo método utilizado, verificou-se por meio de observações diretas e/ou indiretas em campo a presença de onça-parda (*Puma concolor*), capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) e anta (*Tapirus terrestris*) na área de estudo (obs. pess.).

As espécies registradas, considerando todos os ambientes amostrados, apresentaram frequências de ocorrência diferentes umas das outras, sendo que a espécie com maior frequência foi o tatu-galinha (*Dasyus novemcinctus*), com 108 registros, seguida do gambá-comum (*Didelphis aurita*), com 45 registros. Para outras seis espécies (sendo uma exótica), no entanto, foi detectado apenas um registro (pegada) cada. São elas o preá (*Cavia aperea*), o tamanduá-bandeira (*Mimercophaga tridactyla*), o cachorro doméstico (*Canis lupus familiaris*), o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), o esquilo (*Guerlinguetus aestuans*) e o tatu-de-rabo-mole (*Cabassous totouay*). A Figura 9 permite visualizar melhor as frequências de ocorrência para as espécies registradas.

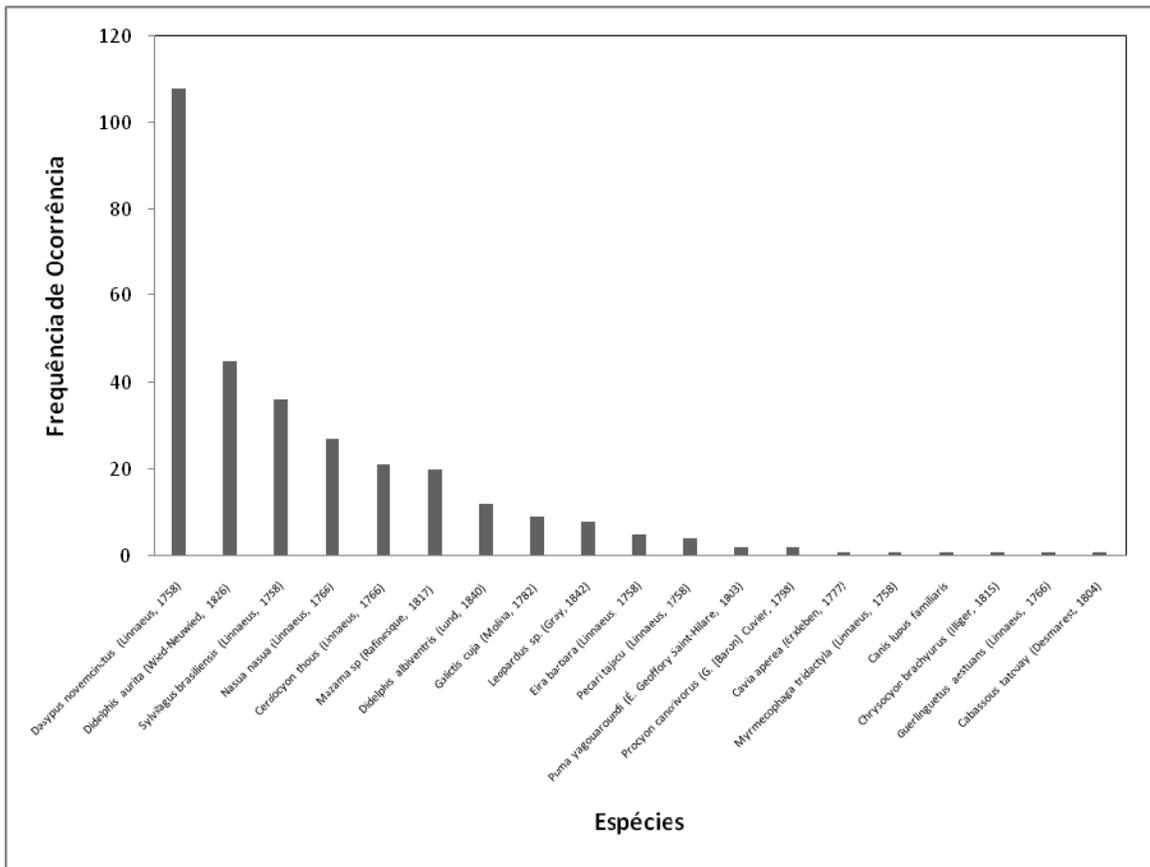


Figura 9 - Distribuição das espécies, para a área de estudo, com base na frequência de ocorrência, considerando todos os sítios de amostragem (eucalipto e nativa)

Algumas espécies foram registradas estritamente em ambientes de vegetação nativa, como por exemplo, a onça-parda (*Puma concolor*), o caititú (*Pecari tajacu*) e o guaxinim (*Procyon cancrivorus*). Já o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e o preá (*Cavia aperea*) foram registrados apenas em eucalipto. A Figura 10 ilustra a distribuição das espécies, com base na frequência de ocorrência, para os dois ambientes amostrados.

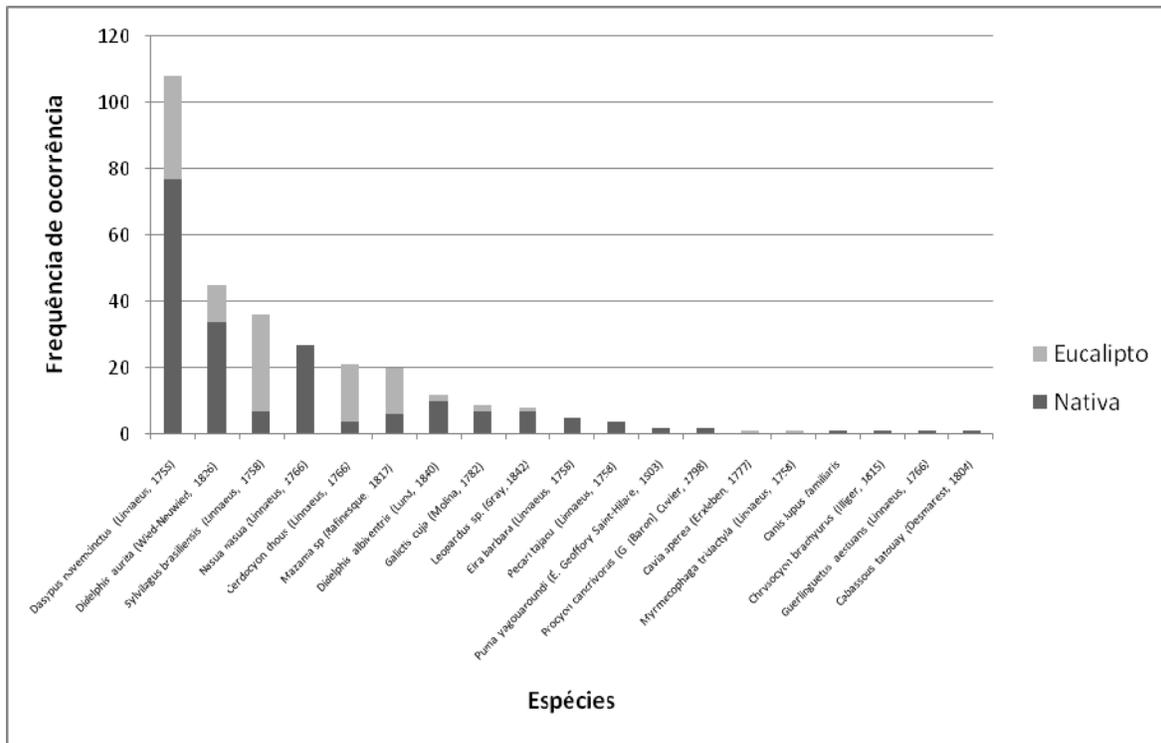


Figura 10 - Distribuição das espécies com base na frequência de ocorrência, para os ambientes amostrados (eucalipto e vegetação nativa)

Com o intuito de investigar a diferença entre as amostragens realizadas em ambientes de vegetação nativa e florestas de eucalipto, por meio das frequências de ocorrência de cada uma das espécies registradas, optou-se por utilizar o teste não-paramétrico de Mann-Whitney, considerando um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Esta análise testa a hipótese de que as duas populações amostradas têm a mesma distribuição. Sendo assim, elaboraram-se as seguintes hipóteses:

- H_0 : o método para as observações de pegadas em ambientes de vegetação nativa não difere do empregado em ambientes de floresta de eucalipto.
- H_a : o método para as observações de pegadas em ambientes de vegetação nativa difere do empregado em ambientes de floresta de eucalipto.

Quanto à frequência de ocorrência entre os ambientes amostrados, conforme dados observados em campo (Tabela 5), o resultado obtido para esse teste não foi significativo ($U = 117$; $z = 1,8538$ e $p_{\text{calculado}} = 0,063 \therefore p_{\text{calculado}} > 0,05$), pois o valor calculado não foi menor que o valor crítico, não podendo ser constatada a diferença entre os grupos, ou melhor, o método não

difere para os ambientes estudados de acordo com o nível de significância adotado, sendo possível não rejeitar a hipótese nula.

Tabela 5 - Dados de frequência de ocorrência utilizados no teste não-paramétrico de Mann-Whitney para as espécies observadas nos ambientes de eucalipto e de vegetação nativa

Nome Científico	Veg. Nativa	Eucalipto
<i>Dasyurus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	77	31
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	34	11
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	7	29
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	27	0
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	4	17
<i>Mazama</i> sp. (Rafinesque, 1817)	6	14
<i>Didelphis albiventris</i> (Lund, 1840)	10	2
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	7	2
<i>Leopardus</i> sp. (Gray, 1842)	7	1
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	5	0
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	4	0
<i>Puma yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilare, 1803)	2	0
<i>Procyon cancrivorus</i> (G. [Baron] Cuvier, 1798)	2	0
<i>Cavia aperea</i> (Erxleben, 1777)	0	1
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> (Linnaeus, 1758)	0	1
<i>Canis lupus familiaris</i>	1	0
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	1	0
<i>Guerlinguetus aestuans</i> (Linnaeus, 1766)	1	0
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	1	0

Uma vez obtida a informação de que os ambientes não diferiram entre si, utilizou-se, através do estimador não-paramétrico Jackknife 1, a curva do coletor ou de acumulação de espécies. O esforço amostral determinou a quantidade de espécies registradas, de acordo com as características da área de estudo. Foram estimadas 25 espécies passíveis de ocorrência para a área de estudo, diante das 19 observadas. O desvio padrão ficou em torno de 4,89 para mais ou para menos. Utilizou-se, para o cálculo, o número de visitas realizadas em cada uma das trilhas, configurando-se como unidades amostrais o intervalo de tempo de 30 dias não consecutivos, com as respectivas espécies registradas para cada um dos dias. A Figura 11 mostra a curva de acumulação de espécies para os ambientes estudados.

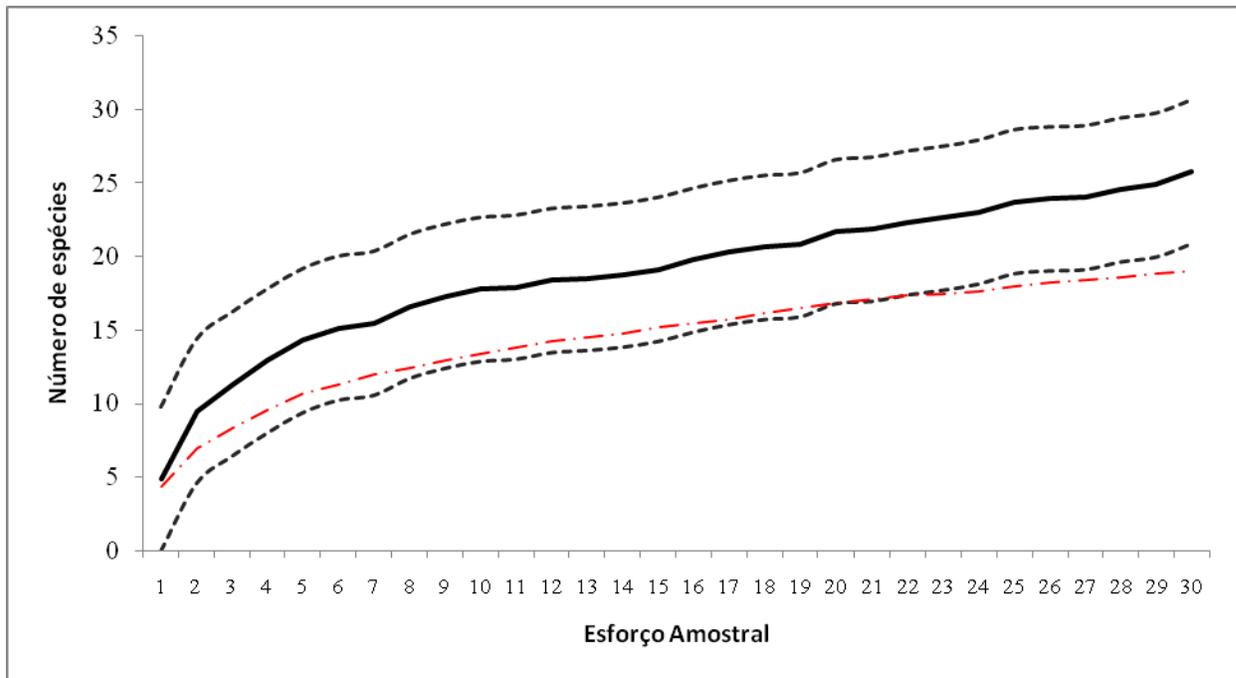


Figura 11 - Curva do coletor com base no estimador não-paramétrico Jackknife 1. A linha contínua em preto representa as espécies estimadas; o desvio padrão em linhas pretas tracejadas; enquanto a linha vermelha representa a curva das espécies observadas para os dois ambientes

4.4 Análises qualitativa e quantitativa dos dados espaciais

As características espaciais das paisagens simuladas, através das métricas calculadas, para as trilhas amostradas nos ambientes de vegetação nativa e de eucalipto, podem ser observadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Métricas da paisagem calculadas para as trilhas amostradas em ambiente de eucalipto e vegetação nativa

<i>Trilhas</i>	<i>PLAND_NAT</i>	<i>ED_NAT</i>	<i>ENN_NAT</i>	<i>PLAND_EUC</i>	<i>PLAND_EST</i>
NAT - 1	87,864	11,0919	0	0	0
NAT - 2	50,5836	32,6049	100,823	47,2393	2,1771
NAT - 3	64,9953	50,8445	78,607	14,4874	3,1435
NAT - 4	44,3884	54,4292	18,836	47,7213	6,03
NAT - 5	65,1541	38,9693	108,476	16,1529	2,7115
NAT - 6	64,51	72,83	0,000	10,59	1,59
NAT - 7	27,4859	28,9507	309,218	69,3272	2,6022
EUC - 1	40,0495	34,6277	101,668	55,9077	3,8505
EUC - 2	74,0871	49,0836	0,000	11,0787	1,5189
EUC - 3	21,9335	59,5908	114,156	70,4737	3,4598
EUC - 4	11,7928	31,981	35,394	73,5425	2,2082
EUC - 5	15,012	34,6391	116,362	73,9711	4,5762

Sítios ou linhas de amostragem: NAT-1, NAT-2, NAT-3, NAT-4, NAT-5, NAT-6, NAT-7, EUC-1, EUC-2, EUC-3, EUC-4, EUC-5; Índices ou métricas da paisagem: porcentagem de vegetação nativa (PLAND_NAT), densidade de borda dos fragmentos de vegetação nativa (ED_NAT), distância euclidiana dos fragmentos mais próximos (ENN_NAT), porcentagem de eucalipto (PLAND_EUC), porcentagem de estradas (PLAND_EST)

Por meio da análise de agrupamentos (“cluster”), buscou-se encontrar algumas diferenças entre aos ambientes estudados, de acordo com os valores obtidos no cálculo das métricas ou índices nas paisagens simuladas (1000 m de raio) ou construídas artificialmente no entorno de cada uma das linhas de amostragem. Os dados biológicos foram descartados na realização dos cálculos. A Figura 12 apresenta o resultado da análise descrita, sendo detectada a formação de três grupos predominantes: um agrupamento na parte inferior do dendrograma, representado por apenas uma linha de amostragem (NAT-7), um agrupamento, pouco definido, representado por seis linhas de amostragem (NAT-2, NAT-3, NAT-5, EUC-1, EUC-3 e EUC-5) e outro, na parte superior, com apenas cinco linhas de amostragem, agrupadas também indefinidamente (NAT-1, NAT-4, NAT-6, EUC-2 e EUC-4). Vale ressaltar que esse agrupamento indefinido é devido a algumas linhas de amostragem estarem situadas dentro das áreas de eucalipto e apresentarem, de acordo com a delimitação da paisagem, similaridade de uso e cobertura vegetal, além da conformação e disposição dos fragmentos. A análise é simplesmente de cunho exploratório, a fim de compreender melhor a paisagem em estudo, não apresentando nenhum dado conclusivo sobre as diferenças registradas entre os ambientes amostrados. A composição e estrutura da paisagem são atribuídas a três principais usos, referentes a estradas, vegetação nativa e eucalipto. Também

estão atribuídas a esses aspectos da paisagem a densidade de borda e a distância entre os fragmentos mais próximos, utilizadas para a realização dessa análise.

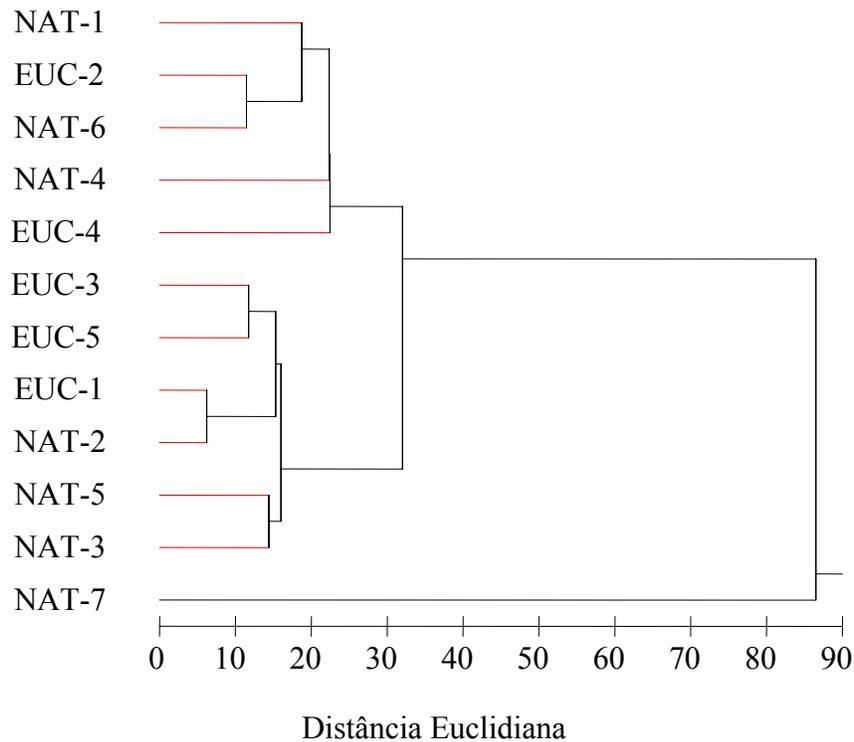


Figura 12 - Resultado da análise de agrupamentos de acordo com as métricas da paisagem calculadas para as paisagens delimitadas artificialmente no entorno de cada uma das linhas de amostragem

A maioria das paisagens simuladas era composta por vegetação nativa, atingindo um total de 47% para o somatório de todas as paisagens, sendo o eucalipto representado por 40% e a agricultura, estradas e pastos por apenas 13% deste total.

Partindo do pressuposto de que os diferentes fatores ambientais possam apresentar pesos distintos na determinação da probabilidade de ocorrência de uma determinada espécie num dado local, optou-se por realizar uma análise de correlação de Pearson entre as variáveis espaciais (métricas da paisagem) das paisagens simuladas nas 12 linhas de amostragem. Essa análise procurou identificar as relações significativas entre as variáveis espaciais, através de relações positivas ou negativas, uma vez que a presença de uma variável é função direta do decréscimo de outra. Além disso, procurou-se avaliar alguns aspectos paisagísticos no intuito de contribuir para

as análises integradas entre os dados biológicos e dados da paisagem. A Tabela 7 apresenta resumidamente os valores obtidos na análise de correlação.

Tabela 7 - Análise de correlação entre as variáveis ambientais, de acordo com as métricas calculadas para as paisagens simuladas, no entorno de cada uma das linhas de amostragem

Variáveis	PLAND_NAT	ED_NAT	ENN_NAT	PLAND_EUC	PLAND_EST
PLAND_NAT	1	-	-	-	-
ED_NAT	-0,009	1	-	-	-
ENN_NAT	-0,478	-0,255	1	-	-
PLAND_EUC	-0,973*	-0,106	0,545	1	-
PLAND_EST	-0,547	0,314	0,202	0,549	1

* valores de $p < 0,05$. Métricas da paisagem: PLAND_NAT – porcentagem de vegetação nativa; ED_NAT – relação de perímetro-área de vegetação nativa; ENN_NAT – distância euclidiana da mancha de vegetação nativa mais próxima; PLAND_EUC – porcentagem de eucalipto; PLAND_EST – porcentagem de estradas.

Apenas uma relação foi significativa (PLAND_NAT x PLAND_EUC), conforme discriminado na Tabela 7. Este resultado permitiu revelar quais variáveis deveriam ser utilizadas nos modelos de predição para a determinação da ocorrência de algumas espécies. Como as espécies estudadas apresentam uma inclinação para os ambientes de vegetação nativa, pois são seus habitats naturais, descartou-se a variável PLAND_EUC nas análises de regressão logística múltipla, evitando multicolinearidade nas predições de ocorrência.

4.5 Análises qualitativa e quantitativa dos dados conjugados (espaciais x biológicos)

Para as análises com os dados espaciais e dados biológicos, optou-se por adotar a regressão logística múltipla, na determinação da probabilidade de ocorrência de algumas espécies. A análise foi aplicada apenas a algumas espécies: *Mazama* sp., *Cerdocyon thous*, *Leopardus* sp., *Galictis cuja*, *Nasua nasua*, *Didelphis albiventris* e *Sylvilagus brasiliensis*. O critério de seleção e escolha dessas espécies foi estritamente arbitrário, levando em consideração que os registros apresentassem uma distribuição uniforme entre as amostras e não permanecessem restritos a apenas uma linha de amostragem (amostra) ou, ainda, presente em todas elas. Isso evitaria um viés na análise de probabilidade de ocorrência de algumas espécies, pois ocorrendo registros em todas as linhas, não haveria sentido realizar essa análise. Foram utilizados como variáveis dependentes os dados biológicos (presença/ausência) e como variáveis

independentes (preditoras) as métricas da paisagem (PLAND_NAT, ED_NAT, ENN_NAT, PLAND_EUC e PLAND_EST).

De acordo com os resultados estatísticos obtidos, fez-se uma avaliação de cada variável ambiental, em função dos parâmetros calculados para cada uma das espécies. Observou-se que os resultados obtidos nas análises de regressão logística não foram significativos para nenhuma das espécies, quando relacionadas individualmente às métricas da paisagem. Entretanto, quando se fez uma avaliação global (modelo total) para as espécies em relação a todas as variáveis ambientais introduzidas no modelo, alguns resultados apresentaram-se significativos. Isso pode ser verificado na Tabela 8 e Anexos, que apresentam os valores da estatística aplicada através da regressão logística múltipla. Os valores dos coeficientes utilizados (parâmetros estimados) específico a cada modelo são referências estatísticas obtidas nesse tipo de análise, tais como o desvio padrão (S.E.), valores de Z (t-ratio) e P (p-value), além das *odds* e intervalo de confiança de 95%, calculados para a predição quanto à probabilidade de ocorrência das espécies.

Os valores de P e Z testam a hipótese nula de que os parâmetros são iguais a zero versus estes parâmetros sendo diferentes de zero, dado como hipótese alternativa. Como os valores de P são maiores que o nível de significância (0,05) para PLAND_NAT, ED_NAT, ENN_NAT e PLAND_EST, considera-se que a hipótese nula não pode ser descartada para todos os casos, posto que todas variáveis apresentaram valores superiores ao nível desejado. Portanto, pode-se afirmar que não há evidências suficientes de que essas variáveis individualmente possam influir na probabilidade de ocorrência das espécies analisadas.

A iteração de máxima verossimilhança (*Log-Likelihood*) é mostrada junto à estatística de qui-quadrado. Esse método testa a hipótese nula de que todos os coeficientes associados às variáveis preditoras são iguais a zero. No entanto há evidências suficientes de que ao menos um coeficiente é diferente de zero, dado que o nível de significância é igual 0,05, para as espécies *Leopardus* sp. ($X^2=16,635$; $P\text{-value}=0,002$; $R^2=1,000$), *Nasua nasua* ($X^2=10,422$; $P\text{-value}=0,034$; $R^2=0,639$), *Didelphis albiventris* ($X^2=16,300$; $P\text{-value}=0,003$; $R^2=1,000$), *Sylvilagus brasiliensis* ($X^2=15,276$; $P\text{-value}=0,004$; $R^2=1,000$). Os valores de R^2 variam entre 0 e 1, e um valor alto corresponde a um resultado significativo, mas um valor baixo não implica em um modelo inadequado. Hensher e Johnson (1981) consideram que os valores entre 0,20 e 0,40 são muitos satisfatórios.

Tabela 8 - Resultados obtidos na análise de regressão logística múltipla, de acordo com as métricas da paisagem e os dados biológicos. A tabela resume as principais informações obtidas nessa análise

Variáveis Preditoras	<i>Mazama sp.</i>		<i>Cerdocyon thous</i>		<i>Leopardus sp.</i>		<i>Galictis cuja</i>		<i>Nasua nasua</i>		<i>Didelphis albiventris</i>		<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	
	Parâmetros estimados	p- valor	Parâmetros estimados	p- valor	Parâmetros estimados	p-valor								
Constante	2,145 (+)	0,706	1,98	0,62	80,316 (-)	0,988	13,474 (-)	0,236	23,148 (-)	0,2	53,212 (-)	0,993	77,912 (+)	0,978
PLAND_NAT	0,005 (+)	0,925	0,006 (-)	0,893	1,778 (+)	0,967	0,049 (+)	0,462	0,268 (+)	0,178	0,480 (+)	0,995	0,757 (-)	0,979
ED_NAT	0,063 (-)	0,272	0,022 (-)	0,637	0,572 (-)	0,995	0,08 (+)	0,4	0,063 (+)	0,399	0,125 (-)	0,999	2,406 (-)	0,953
ENN_NAT	0,002(-)	0,866	0,036 (-)	0,179	0,362 (+)	0,992	0,046 (+)	0,291	0,019 (+)	0,602	1,458 (+)	0,927	0,436 (+)	0,962
PLAND_EST	1,079 (+)	0,431	0,757 (+)	0,537	6,867 (-)	0,992	1,223 (+)	0,249	1,719 (+)	0,181	32,658 (-)	0,987	15,132 (+)	0,97
Modelo Total		0,608		0,284		0,02*		0,115		0,034*		0,003*		0,004*

* valores de $p < 0,05$, (+) e (-) relações lineares entre as variáveis predictoras e resposta

5 DISCUSSÃO

5.1 Parcelas de areia e dados biológicos

O método de amostragem utilizado para a detecção de rastros ou pegadas de mamíferos terrestres de médio e grande porte em parcelas de areia apresentou algumas limitações, como constatado por Schiefelbein et al. (2005), como, por exemplo, impossibilitando a obtenção de dados a respeito do número de indivíduos por espécie. Ainda, a distinção entre as pegadas, principalmente entre algumas espécies de felinos e de veados, dificultou a sua identificação, mesmo tendo sido tomadas medidas e feitas aferições. Simonnetti et al. (1999) afirmam que as pegadas são muito variáveis entre os indivíduos de uma mesma espécie, em função de sua idade, peso e tamanho.

Outra constatação de campo, quanto à dificuldade de detecção, foi interpretar o registro de uma dada espécie quando esta passa pelas parcelas de areia sucessivamente por toda a trilha. Normalmente isso ocorre em áreas de vegetação nativa, pois alguns animais acabam utilizando, como caminho, as trilhas abertas para a alocação das parcelas. Isso foi constatado em ambiente de eucalipto apenas quando o sal foi utilizado como isca, forçando o caminhamento de algumas espécies na direção em que as parcelas foram distribuídas. A presença de rastros de pequenos mamíferos, répteis, ou até mesmo aves, interfere na identificação das pegadas marcadas anteriormente, dificultando o reconhecimento da espécie.

Os fenômenos meteorológicos, tanto na época chuvosa como na época seca, foram extremamente problemáticos, pois muitas pegadas eram apagadas pela chuva e/ou pouco detectáveis no período da seca. No período da seca, devido à deformação da pegada pelo deslizamento da areia, muitas vezes era necessário o uso de regadores para molhar as parcelas, evitando um prejuízo no período de amostragem. Nishigawa (2005) observou que a seleção do substrato deve ser rigorosa, havendo a possibilidade de perdas significativas de dados quando utilizado material inadequado. Mesmo com esse problema verificou-se uma maior riqueza de espécies na época chuvosa.

Pardini et al. (2003) verificaram que o método foi bastante eficiente na detecção de algumas espécies, como os carnívoros e animais de hábito noturno, o que foi confirmado neste estudo, no caso de animais desse último grupo. Entretanto, quanto ao hábito alimentar, pode ser

notado que as espécies mais presentes foram os frugívoros/onívoros e, em segundo lugar, os carnívoros, tanto para os ambientes de vegetação nativa como para os de eucalipto.

De acordo com a sua distribuição taxonômica, notou-se que as frequências de ocorrência das espécies, para ambos os ambientes estudados, não diferiram entre si significativamente, sendo evidenciada a maior frequência de ocorrência de determinadas espécies em um ambiente a outro. Grande parte das comunidades estudadas apresenta essas características, com as espécies se separando, basicamente, entre as amplamente distribuídas e as com pequena distribuição espacial. Esse costuma ser o padrão encontrado em estudos de vários grupos taxonômicos, como aves e mamíferos (BROWN, 1995; MAURER, 1999). Mesmo que essas diferenças não pudessem ser notadas estatisticamente, verificou-se, por exemplo, que o quati observado 27 vezes em ambiente de vegetação nativa, não teve nenhuma ocorrência registrada para o ambiente de eucalipto. Apesar de não ter sido observado pelo método, verificou-se nas incursões de campo a presença dessa espécie no eucalipto.

Contudo, poucos estudos têm investigado as causas do porquê que algumas espécies têm distribuição maior do que outras. Outro ponto importante diz respeito à procura dos fatores determinantes das distribuições geográficas e das distribuições locais, na escala de microhabitat. As distribuições não são determinadas por um único fator biótico ou abiótico, sendo ainda necessário o exame de diferentes escalas (evolutivas e ecológicas) para se entender o problema das distribuições geográficas (MYERS, 1988) e locais.

Algumas espécies, como o tatu-galinha, apresentaram ampla distribuição, pois foram registradas em todas as linhas de amostragem, por toda a fazenda. Sua capacidade de deslocamento talvez não seja o fator determinante para a sua explosão presencial, e sim o seu comportamento reprodutivo e alimentar, fornecendo os requerimentos ecológicos necessários para sua sobrevivência, sendo que esse comportamento permite uma utilização desses recursos por toda a área de estudo. No entanto, o tatu-de-rabo-mole-grande, registrado apenas uma vez e com características um pouco diferentes quanto ao hábito alimentar em relação ao tatu-galinha, pode estar sendo afetado pelo controle excessivo de formigas e cupins nas áreas de eucalipto, diminuindo a quantidade dos recursos disponíveis abruptamente, o que é essencial para sua sobrevivência.

Dotta (2005) registrou 17 espécies de mamíferos em eucalipto e 23 em áreas de Floresta Estacional Semidecidual, enquanto que Silveira (2007) verificou apenas 10 espécies para

ambientes de eucalipto para diferentes níveis de regeneração de sub-bosque. Nos ambientes de eucalipto amostrados neste trabalho, registraram-se 11 espécies e 17 para as áreas com vegetação nativa, representando, respectivamente, 57% e 89% de todas as espécies encontradas. As diferenças entre ambientes de vegetação nativa e monocultura florestal foram detectadas também por Reis et al. (2006), trabalhando com levantamento de morcegos em áreas de mata primária e reflorestamento de Araucária, com o registro de 11 e 8 espécies, respectivamente.

A estrutura da vegetação, os elementos florísticos específicos (espécies de plantas que influenciam a distribuição de certos animais), bem como os recursos alimentares, são os fatores que mais influenciam na preferência de hábitat em carnívoros (YARSLEY; SAMUEL, 1980; CEBALLOS; GALINDO, 1984; OZAGA; HARGER, 1996; ZALAPA et al., 1998).

Dotta (2005) salienta ter amostrado ambientes distintos, com diferentes graus de perturbação, gerando a instabilidade na comunidade de mamíferos, provocando a ausência daquelas espécies com maior poder de adaptação, reduzindo, portanto, a diversidade encontrada.

5.2 Geoprocessamento e Ecologia da paisagem

De acordo com os tratamentos analíticos realizados para os dados espaciais, observou-se que as variáveis ambientais apresentaram associações e/ou relações diferentes entre si, pois as variações na complexidade do ambiente estudado quanto à composição e disposição dos diversos usos podem refletir apenas em efeitos simplesmente estocásticos. Entretanto, para a relação significativa entre as variáveis PLAND_NAT e PLAND_EUC pôde-se constatar certa previsibilidade, uma vez que a quantidade de áreas conservadas depende estritamente da relação do produtor com o meio ambiente, ou seja, novas áreas produtivas estão em relação direta com a diminuição de áreas para conservação.

Isso ocorre na medida em que aumentam ou diminuem os níveis de antropização, seja pela consciência ecológica ou econômica. Porém, algumas métricas da paisagem também podem representar diferentes aspectos da paisagem e serem empiricamente redundantes (BOULINIER et al., 2001 e MACGARICAL; MARKS, 1995).

A conservação é um problema geográfico porque uma grande ameaça à biodiversidade é a perda de habitat e a fragmentação. Diante deste foco geográfico, a representatividade da paisagem é definida na maioria das vezes por mapas desenvolvidos sob a ótica humana, onde a

acurácia desses pode afetar o sucesso de decisão de um planejador quanto à relevância das questões ecológicas, como, por exemplo, a conservação dos ecossistemas e de algumas espécies (PEARSON, 2002).

A ocorrência de algumas mudanças nos padrões estruturais da paisagem pode influenciar uma reação em cascata sobre alguns organismos, tendo em vista que o tamanho dos fragmentos, relações perímetro-área, distância entre fragmentos, entre outros, estabelecem fortes relações entre causa e efeito (CREED, 2006).

A importância da estrutura da paisagem advém também do reconhecimento que um arranjo espacial da paisagem, em um dado instante, pode revelar não só os processos que estão ocorrendo, mas também refletir os processos que determinam o seu desenvolvimento. Por assim dizer, os componentes da paisagem interagem, resultando em padrões, que são reflexos e mecanismos causais e, em menor proporção, de componentes aleatórios. Por sua vez, essa organização espacial resultante influencia diversos processos, quer sejam eles físicos, ecológicos e físico-ecológicos (SOARES-FILHO, 1998).

As variáveis PLAND_NAT, ED_NAT, ENN_NAT e PLAND_EST não apresentaram correlações altamente significativas individualmente, pois as diferentes conformações quanto à composição e à disposição dos elementos que compõem as paisagens refletem indistintamente seu grau de complexidade. A baixa correlação entre algumas variáveis pode ser explicada pela fragmentação ou não fragmentação das áreas, apresentando paisagens com áreas contínuas de vegetação nativa ou áreas totalmente antropizadas. De acordo com Valente (2001), para o conhecimento do grau de fragmentação é necessária ainda a quantificação de outros aspectos da vegetação florestal, assim como a caracterização da interação dessa vegetação com outros componentes da paisagem.

Para Nunes (2003), quando se trabalha com áreas com um alto grau de fragmentação, o problema de não-linearidade não diminui, pois em um determinado intervalo a relação é aproximadamente linear e as variáveis diretamente relacionadas. A complexidade das paisagens simuladas não se traduz espacialmente apenas ao tamanho ou escala em que foram criadas, mas também pelo conjunto de características presentes no entorno.

Quanto à fragmentação das paisagens simuladas, para as 12 áreas no entorno de cada linha de amostragem, cinco (41%) apresentaram domínio de vegetação nativa (NAT-1, NAT-2,

NAT-3, NAT-5 e EUC-2), enquanto que nas sete paisagens restantes (59% do total), o domínio foi de eucalipto.

5.3 Padrões estruturais da paisagem e dados biológicos

De acordo com os resultados obtidos na análise de regressão logística múltipla, pode-se verificar que algumas espécies apresentaram relações significativas, quando as métricas de paisagem foram utilizadas em conjunto, de tal forma a determinar a ocorrência dessas de acordo com os parâmetros estimados no modelo. Espécies como *Leopardus* sp., *Nasua nasua*, *Didelphis albiventris* e *Sylvilagus brasiliensis* foram as que apresentaram relações significativas para a probabilidade de ocorrência.

O *Leopardus* sp., pelo fato de não ser identificado em nível específico, apresenta características similares entre algumas espécies quanto ao hábito alimentar e distribuição populacional, sendo que esse gênero compreende as menores espécies de felinos da América (EISENBERG; REDFORD, 1999). Para o referido estudo essa espécie apresentou sua probabilidade de ocorrência explicada pelo conjunto de variáveis incorporadas no modelo total de regressão logística múltipla ($p < 0,05$), onde as porcentagens de área de vegetação nativa e a distância entre os fragmentos mais próximos apresentaram uma tendência para sua ocorrência, visto que no modelo não foram individualmente significativas. Estas relações podem ser explicadas pela área de vida dessas espécies, não se restringindo a apenas um fragmento de vegetação nativa, de tal forma que a presença de diversos fragmentos e a distância entre eles representa uma maior variedade de tipos de habitats, tornando-as menos suscetíveis à modificação do ambiente e, ainda, servindo como um ponto de abrigo e refúgio das áreas antropizadas (BISBAL, 1993). Atualmente, a caça deixou de representar um fator importante na redução da abundância destes felinos e a perda de habitats é considerada a principal ameaça à sobrevivência de suas populações em regiões intensamente utilizadas pelo homem (FONSECA et al. 1994; OLIVEIRA, 1994).

Silva (2001) registrou pegadas e visualizou esta espécie em plantios de *Eucalyptus saligna*, o mesmo observado neste trabalho para *Eucalyptus* sp.. Talvez isto possa significar que esta espécie esteja utilizando o eucalipto como passagem ou até mesmo como ponto de caça. Os recursos disponíveis, tanto de abrigo como de alimento, podem apresentar-se como um fator de grande influência para esta espécie, uma vez que espécies como o tatu-galinha e gambá,

encontrados com grande frequência nessa área, contribuem diretamente para a alimentação desta espécie, além das aves e mamíferos de pequeno porte aqui não registrados (GIARETTA, 2002).

O *Nasua nasua*, conhecido popularmente como coati, apresenta hábito semi-arborícola e pode ser visto durante o dia em bandos que variam de quatro a vinte indivíduos. Os machos acima de dois anos são expulsos do bando e passam a se deslocar sozinhos (EMMONS; FEER, 1990). As variáveis ambientais puderam explicar conjuntamente a ocorrência dessa espécie, de acordo com o modelo total ($p < 0,05$), apresentando, para os parâmetros estimados pelo modelo, uma tendência positiva, ou seja, mostra-se pouco restrito quanto ao uso da paisagem, de acordo com as configurações das paisagens simuladas. Beisiegel (2001) sugere que essa é uma espécie capaz de ajustar suas preferências de uso de estrato e modo de forrageamento às diferentes condições ambientais sem alterar sua estrutura social básica.

Apesar de apresentarem características peculiares e restritas aos ambientes naturais em que vivem, tendo por preferência o estrato arbóreo devido à presença de bromélias epífitas (BEISIEGEL, 2006), os plantios de eucalipto podem desfavorecer sua presença devido ao desenvolvimento retilíneo das plantas, dificultando seu comportamento semi-arborícola. Talvez os requerimentos básicos para a sobrevivência dessa espécie nesse local estejam sendo atendidos até o momento devido ao uso e ocupação do solo, conforme apresentado pelo modelo, sendo extremamente difícil de projetá-las para cenários futuros.

Sylvilagus brasiliensis é a única espécie da Ordem Lagomorpha no Brasil, distribuindo-se do oeste do México à Argentina. De hábitos solitários e noturnos, alimenta-se principalmente de gramíneas e, em menor proporção, frutos (NOWAK; PARADISO, 1983). Habita bordas de mata em contato com áreas abertas (HANDLEY, 1976). O conjunto de variáveis que determinou a probabilidade de ocorrência dessa espécie apresentou um valor significativo ($p < 0,05$), onde individualmente essas não puderam explicar tal evento, uma vez que a complexidade do sistema estudado não é linearmente determinante. Os parâmetros estimados pelo modelo que apresentaram uma relação positiva com a presença dessa espécie é a porcentagem de estradas e distância entre os fragmentos mais próximos.

A presença de recursos, como abrigo e alimento em abundância, em áreas próximas à vegetação nativa pôde, provavelmente, cooperar na ocorrência dessa espécie. As estradas no entorno dos fragmentos auxiliam como passagem e promoção de efeito de borda nas vegetações nativas, criando habitats mais propícios à ocorrência dessa espécie. As plantações de eucalipto do

entorno, com a presença de sub-bosque dominado por espécies herbáceas, por exemplo, pode proporcionar recursos alimentares em quantidade suficiente para que essa espécie utilize estes ambientes. Silva (2001) avistou exemplares da espécie por várias noites, na beira da estrada entre as áreas de floresta nativa e *E. saligna* e Silveira (2005) registrou em período de inverno nas parcelas de eucalipto com sub-bosque denso uma frequência muito alta dessa espécie.

Didelphis albiventris é uma espécie muito encontrada em ambientes de áreas degradadas (MARES; ERNEST, 1995; TALAMONI; DIAS, 1999) e, por apresentar dieta generalista e grande plasticidade quanto ao uso de habitat, é também abundante em ambientes urbanos e peri-urbanos (BONVICINO et al., 2002). Neste estudo, as variáveis ambientais responderam quanto à probabilidade de ocorrência dessa espécie apenas conjuntamente ($p < 0,05$), não sendo prevista linearmente a sua ocorrência, ou seja, não sendo explicada pelas variáveis individualmente. Os parâmetros estimados pelo modelo, tais como, a porcentagem de vegetação nativa e distância entre os fragmentos mais próximos, apresentaram uma tendência positiva quanto à presença dessa espécie em relação à paisagem de estudo.

Talvez por ser uma espécie que apresenta um hábito bastante generalista, busca seus recursos nos ambientes de vegetação nativa, uma vez que existem poucas oportunidades de incursões a locais com presença de viveiros de aves no entorno. Gheler-Costa (2006) registrou essa espécie em ambiente com cobertura florestal de vegetação nativa e eucalipto com baixíssima frequência. Ainda, as áreas de vegetação nativa com alto grau de degradação e efeito de borda puderam proporcionar a ocorrência desta espécie, não sendo contempladas neste estudo os diferentes estágios de sucessão e perturbação dos fragmentos florestais.

Embora a porcentagem de vegetação nativa e de estradas (respectivamente, PLAN_NAT e PLAND_EST), densidade de borda dos fragmentos de vegetação nativa (ED_NAT) e distância entre os fragmentos mais próximos (ENN_NAT) terem explicado significativamente a presença dessas quatro espécies, existe uma porcentagem de variabilidade não explicada por essas variáveis. Isso porque as localidades individuais estão sujeitas a muitas influências não mensuradas, como super exploração da espécie, introduções de espécies exóticas, estocasticidade demográfica e ambiental, depressão genética e fatores históricos (GASTON, 1996; WIENS, 1989).

Não foi encontrado um limiar para cada uma das variáveis na determinação de ocorrência das espécies, uma vez que as relações estabelecidas entre os dados biológicos e espaciais

individualmente foram pouco significativas. As outras espécies que não obtiveram relações significativas no modelo podem estar relacionadas a outros fatores de influência ou até mesmo a este, mas em escalas distintas.

A ocupação dos sítios para cada uma das espécies pode mudar ano a ano, entre as oscilações naturais das populações, sendo que novas colônias podem se estabelecer ou tornar-se localmente extintas (MACKENZIE, 2005). O padrão de uso de habitat por uma determinada espécie frequentemente resulta em um ambiente com manchas ocupadas e não ocupadas por outras espécies (BOONE; KROHN, 2000).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta abordagem ecológico-espacial tem fomentado muitos estudos, possibilitando uma maior compreensão da complexidade dos ecossistemas, sendo de suma importância para a ciência e os tomadores de decisão. Desta forma, com as devidas precauções, o processo de amostragem, definição das paisagens controle (zonas de influência) e as análises estatísticas, mostraram-se enfocados ao objeto de estudo do início ao fim. Fazem-se algumas considerações finais, de modo, a atender o que foi preconizado no trabalho.

1. O método de amostragem por parcelas de areia é muito eficiente quando utilizado para levantamentos rápidos em áreas com presença de vegetação nativa e eucalipto, sendo constatada certa dificuldade na distinção de algumas espécies;
2. As paisagens simuladas apresentaram diferenças pouco evidentes, uma vez que se utilizaram todas as métricas para a análise de agrupamento, ficando difícil de compreender o peso de cada variável. Ainda, caso a paisagem simulada fosse maior, muito provavelmente os resultados seriam diferentes;
3. A probabilidade de ocorrência das espécies pode ser transferida à realidade local, onde a configuração, composição e distribuição de habitats da paisagem favorecem de certa forma a conservação de *Sylvilagus brasiliensis*, *Nasua nasua*, *Didelphis albiventris* e *Leopardus* sp.;
4. Os modelos de regressão logística múltipla foram significativos para algumas espécies, não apresentando valores significativos para as variáveis individualmente, dificultando uma análise mais aprofundada quanto as influências dos aspectos da paisagem sobre as espécies;
5. Embasar-se em modelos de predição para espécies-chave, seja em ambientes naturais ou antropizados, é bastante recomendado, pois a conservação de outras espécies pode estar diretamente vinculada. Para tanto, estudos de conservação enfocando comunidades, e não apenas populações, podem ser interessantes, uma vez que podem abranger diferentes espécies com diferentes requerimentos.

REFERÊNCIAS

- BECKER, M.; DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. 2.ed. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1999. 180 p.
- BEISIEGEL, B.M. Notes on the Coati, *Nasua nasua* (Carnivora:Procyonidae) in an Atlantic Forest Area. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 61, n. 4, p. 689-692, 2001.
- BISBAL, F.J. Impacto humano sobre los carnívoros de Venezuela. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, New Jersey, v. 28, p. 145-156, 1993.
- 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 potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 62, n. 4B, p. 765-774, 2002.
- BOULINIER, T.; NICHOLS, J.D.; HINES, J.E.; SAUER, J.R.; FLATHER, C.H.; POLLOCK, K.H. Forest fragmentation and bird community dynamics: inference at regional scale. **Ecology**, Brooklyn, v. 82, n. 4, p. 1159-1169, 2001.
- BOONE, R.B.; KROHN, W.B. Predicting broad-scale occurrences of vertebrates in patchy landscapes. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 15, n. 14, p. 63-74, 2000.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Primeiro relatório nacional para a convenção da diversidade biológica**. Brasília, 1998.
- BROW, J. H. **Macroecology**. Chicago: University of Chicago Press, 1995. 269 p.
- CÂMARA, T.; MURTA, R. **Mamíferos da Serra do Cipó**. Belo Horizonte: PUC Minas, Museu de Ciências Naturais, 2003. 129 p.
- CARPENTER, S. R.; TURNER, M. G. At last: a journal devoted to ecosystem science. **Ecosystems**, New York, v.1; p. 1-5, 1998.
- CARRILLO, E.; WONG, G.; CUARÓN, A.D. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1580-1591, 2000.
- CEBALLOS, G.; GALINDO, C.L. **Mamíferos silvestres de la cuenca de México**. Cidade do México: Limusa, 1984. 229 p.
- CERQUEIRA, R. South American landscape and their mammals. In: MARES, M.A.; GENOWAYS, H.H. (Ed.). **Mammalian biology in South America**. Pittsburg: University of Pittsburg, 1982. v. 6, p. 53-75.
- CHIARELLO, A.G. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1649-1657, 2000.

CONDIT, R.; ASHTON, P.; BAKER, P.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; GUNATILLEKE, S.; GUNATILLEKE, N.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; ITOH, A.; LAFRANKIE, J.V.; LEE, H.S.; LOSOS, E.; MANOKARAN, N.; SUKUMAR, R.; YAMAKURA, T. Spatial Patterns in the distribution of tropical tree species. **Science**, Washington v. 288, p. 1414-1418, 2000.

CONNER, M.C.; LABISKY, R.F.; PROGULSKE, D.R. JR. Scent-station indices as measures of population abundance for Bobcats, Raccoons, Gray Foxes, and Opossums. **Wildlife Society Bulletin**, Lawrence, v. 11, n. 2, p. 146-152, 1983.

CRAWSHAW JÚNIOR, P.G.; QUIGLEY, H.B. Notes on the ocelot movement and activity in the Pantanal region, Brazil. **Biotropica**, Lawrence, v. 21, p. 377-379, 1989.

CREED, J.C. Perturbações em comunidades biológicas. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 183-210.

DE GÂNDAVO, P.M. **A primeira história do Brasil: história da Província Santa Cruz a que vulgarmente chamamos Brasil**. Rio de Janeiro: Jorge Zahar, 2004. 207 p.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function and diversity – a sequel to John Terborgh. **Conservation Biology**, Boston, v. 4, p. 444-447, 1990.

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

EISENBERG, J.F. **The mammalian radiations: an analysis of trends in evolution, adaptation, and behavior**. Chicago: The University of Chicago Press, 1981. 610 p.

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

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412 p.

EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. Chicago: University Chicago Press, 1990. 281p.

ESRI. **ArcGIS**, version 9.0, Redlands, 1999-2004.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, Boston, v. 8, n. 1, p. 50-59, 1994.

FONSECA, G.A.B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y.L.R.; MITTERMEIER, R.A.; RYLANDS, A.B.; PATTON, J.L. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. **Occasional Papers in Conservation Biology**, Washington, D. C., n. 4, p. 1-38, Apr. 1996.

FONSECA, G.A.B.; HERRMANN, G.; LEITE, Y.L.R. Macrogeography of Brazilian mammals. In: EISENBERG, J. F.; REDFORD, K. (Ed.). **Mammals of neotropics**. Chicago: The University of Chicago Press, 1999, v. 3, p. 546-563.

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

GASTON, K.J. Species-range-size distributions: Patterns, mechanisms and implications. **Trends in Ecology & Evolution**, Oxford, v. 11, p. 197-201, 1996.

GHELIER-COSTA, C. **Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação à paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo**. 2006. 90 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

GIARETTA, K.G.F. **Ecologia alimentar de duas espécies de felinos do gênero *Leopardus* em uma Floresta Secundária no Sudeste do Brasil**. 2002. 81 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

GRAY, L.L.; WALLACE, S.T. Feedbacks between organisms and ecosystem processes. In: GERGEL, S.E.; TURNER, M.G. (Ed.). **Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques**. New York: Springer, 2002. p. 249-265.

GRELLE, C.E.V.; PAGLIA, A.P.; SILVA, H.S. Análise dos Fatores de Ameaça de Extinção: Estudo de Caso com os Mamíferos Brasileiros. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 385-398.

HANDLEY, C.O. Jr. Mammals of the Smithsonian Venezuelan Project Brigham Young. **University Science Bulletin**, Provo, v. 20, n. 1, p. 1-89, 1976.

HANSSON, L.; ANGELSTAM, P. Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 5, n. 4, p. 191-201, 1991.

HENSHER, D.A.; JOHNSON, L.W. **Applied discrete choice modeling**. London: Croom-Helm, 1981. 468 p.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Disponível em:
<<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>> Acesso em: 18 fev. 2004.

JANSON, C.H.; EMMONS, L.H. Ecological structure of nonflying mammal community at Cocha Cashu Biological Station, manú National Park, Peru. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four neotropical rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p. 314-338.

JOHN, R.; DATTARAJA, H.S.; SURESH, H.S.; SUKUMAR, R. Density-dependence in common tree species in a tropical dry Forest in Mudumalai, Southern India. **Journal of Vegetation Science**, Washington, v. 13, p. 45-56, 2002.

LAMBECK, R.J. Focal Species: A multi-species umbrella for nature conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 11, n. 4, p. 849-856, 1997.

LAMOLINO, M.V.; PERAULT, D.R. Island biogeography and landscape ecology of small mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. **Global Ecology & Biogeography**, Oxford, v. 10, p. 113-132, 2001.

LIMA BORGES, P.A.; TOMÁS, W.M. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2004. 148 p.

MACGARICAL, K.; CUSHMAN, S. Comparative evaluations of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications**, Massachusetts, v. 12, n. 2, p. 335-345, Apr. 2002.

MACGARICAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p.

MACKENZIE, D.L. What are the issues with presence-absence data for wildlife managers? **Journal of Wildlife Management**, Lawrence v. 69, n. 3, p. 849-860, 2005.

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

MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUES, F.H.G.; GUIMARÃES, M.M.; REIS, M.L. Os mamíferos da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, DF. In: MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUES, F.H.G.; GUIMARÃES, M.M. (Ed.). **A fauna de vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas: história natural e ecologia em um fragmento de Cerrado do Brasil Central**. Brasília: SEMATEC; IEMA, 1998. p. 34-63.

MAURER, B. Macroecology and consilience. **Global Ecology & Biogeography**, Oxford, v. 9, p. 275-280, 2000.

MCALEECE, N.; LAMBSHEAD, P.J.D.; PATERSON, G.L.J.; GAGE, J.D. **Biodiversity Pro**: free statistics software for ecology; version 2 . 1997.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: Análise Bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, n. 3/1, p. 445-463, maio 1998.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens?. **Biota Neotropica**. Campinas, v. 1, n. 1/2, 2001. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br>>. Acesso em: 24 set. 2004.

MOULTON, T.P.; DE SOUZA, M.L. Conservação com base em bacias hidrográficas. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 157-182.

NISHIGAWA, D.B. **Mamíferos não-voadores de médio e grande porte da Fazenda Prata, São João da Boa Vista, SP**. 2005. 55 p. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Centro Universitário da Fundação de Ensino Octávio Bastos, 2005.

NOWAK, D. M.; PARADISO, J.L. **Walker's mammals of the world**. 4th ed. Baltimore: The John Hopkins University Press, 1983. 2 v.

NUNES, M.F.C. **Distribuição do maracanã-verdadeiro *Primolius Maracana* (PSITTACIDAE): preferência de hábitat e fatores que influenciam na manutenção de suas populações remanescentes**. 2003. 128 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

OLIFIERS, N.; CERQUEIRA, R. Fragmentação de habitat: Efeitos históricos e ecológicos. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 261-280.

OZAGA, J.; HARGER, J. Winter activities and feeding habits of northern Michigan coyotes. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v.30, n.4, p. 809-818, 1996.

PARDINI, R.; DITT, E.H.; CULLEN JUNIOR, L.; BASSI, C.; RUDRAN, R. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: CULLEN JR. L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. da UFPR, 2003. cap. 8, p. 181-201.

PEARSON, S.M. Interpreting landscape patterns from organism-based perspectives. In: GERGEL, S. E.; TURNER, M. G. (Ed.). **Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques**. New York: Springer, 2002. p. 187-198.

PENHA, R.N. **Um estudo sobre regressão logística binária**. 2002. Monografia (Trabalho de Graduação) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2002. Disponível em: <<http://www.epr.unifei.edu.br/TD/producao2002/PDF/Renata.PDF>>. Acesso em: 30 jun. 2007.

PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: _____. (Ed.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. New York: Academic Press, 1985. chap. 1, p. 3-9.

PIRES, A.S.; FERNANDEZ, F.A.S.; BARROS, C.S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 231-260.

- PRADA, C.S. **Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do Estado de São Paulo**: quantificação do impacto e análise dos fatores envolvidos. 2004. 129 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.
- RODRIGUES, E.; CAINZOS, R. L. P.; QUEIROGA, J.; HERRMANN, B. C. Conservação em paisagens fragmentadas. In: CULLEN JR. L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. da UFPR, 2003. cap. 18. p. 481-511.
- REDFORD, K. H. The empty Forest. **BioScience**, Washington, v. 42, n. 6, p. 412-422, 1992.
- REIS, N.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Nélcio R. dos Reis, 2006. 437 p.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Matas de galeria no contexto do bioma Cerrado. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUSA-SILVA, J. C. (Ed.). **Cerrado**: caracterização e recuperação de matas de galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. p. 29-47.
- RUHE, R.V. **Quaternary landscapes in Iowa**. Ames: Iowa State University, 1969. 255 p.
- SABINO, J.; PRADO, P.I.K.L. Vertebrados. In: LEWINSOHN, T. (Org.). **Avaliação do estado do conhecimento da diversidade brasileira**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. cap. 6, p. 53-144.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.
- SCHALLER, G.B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia**, São Paulo, v. 31, p. 1-36, 1983.
- SCHIEFELBEIN, R.; LOCATELLI, I.; RUSSO, A.; BATALHA, L.M. Ocorrência de mamíferos no Parque Ecológico Vivat Floresta: carnívoros e herbívoros. **Revista Acadêmica de Curitiba**, Curitiba, v. 3, n. 3, p. 51-57, 2005.
- SCOSS, L.M.; DE MARCO, P.JR. Avaliação metodológica do uso de pegadas de mamíferos em estudos de biodiversidade. In: CONGRESSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAL SOBRE FLORESTAS, 6., 2000, Rio de Janeiro. **Anais ...** Rio de Janeiro: Instituto Ambiental Biosfera, 2000. p. 457-459.
- 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. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

- SILVEIRA, P.B. **Mamíferos de médio e grande porte em florestas de *Eucalyptus* spp com diferentes densidades de sub-bosque no município de Itatinga, SP.** 2005. 75 p. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- SIMONETTI, J.A.; HUARECO, I. Uso de huellas para estimar diversidad y abundancia relativa dos mamíferos de La Reserva de la Biosfera – Estación Biológica Del Beni, Bolivia. **Nota Técnica, Sarem: Mastozoologia Neotropical**, San Miguel de Tucumán, v. 6, n. 1, p. 139-144, 1999.
- SOARES FILHO, B.S. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica.** 1998. 299 p. Tese (Doutorado em Engenharia de Transportes) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.
- SSIS. **Systat software:** version 10. 2000.
- 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.
- THOMPSON, I.D.; DAVIDSON, I.J.; O'DONNELL, S.; BRAZEAU, F. Use of track transects to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands. **Canadian Journal of Zoology**, Toronto, v. 67, p. 1816-1823, 1983.
- THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. **The water balance.** New Jersey, 1955. 104 p. (Publications in Climatology).
- URBAN, D.L.; O'NEILL, R.V.; SHUGART JR, H.H. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists to understand spatial patterns. **BioScience**, Washington, v. 37, n. 2, p. 119-127, 1987.
- VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP.** 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.
- VAN DYKE, F.G.; BROCKE, R.H.; SHAW, H.G. Use of road track counts as indices of mountain lion presence. **Journal Wildlife Management**, Bethesda, v. 50, n. 1, p. 102-109. 1986.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 1991. 124 p.
- VETTORAZZI, C.A. Técnicas de geoprocessamento no monitoramento de áreas florestadas. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 10, n. 29, p. 45-51. 1991.
- VIEIRA, S. **Bioestatística:** tópicos avançados. Rio de Janeiro: Campus, 2003. 209 p.
- VIVO, M.; CARMIGNOTTO, A.P. Holocene vegetation change and the mammal faunas of South America and Africa. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 31, p. 943-957, 2004.

WIENS, J.A. Spatial scaling in ecology. **Functional Ecology**, Oxford, v. 3, p. 385-397. 1989.

WILSON, D.E.; COLE, F.R.; NICHOLS, J.D.; RUDRAN, R; FOSTER, M.S. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals**. Washington: Smithsonian Press, 1996. 409 p.

YARSLEY, E.F.; SAMUEL, D.E. Use of reclaimed mines by foxes in West Virginia. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 44, n. 3, p. 729-734, 1980.

ZALAPA, S.S.; GUERRERO, M.H.; BADI, R.S. Preferencia del hábitat, amplitud y traslape de nicho de sitio en cinco especies de carnívoros (Mammalia: Carnivora) en la costa sur de Jalisco. **Biotam**, Victoria, v. 9, n. 2/3, p. 33-46, 1998.

ANEXOS

Resultado da Regressão Logística Múltipla para a determinação da probabilidade de ocorrência de *Mazama* sp.

Binary LOGIT Analysis.

Dependent variable: MAZAMA

Input records: 12

Records for analysis: 12

Sample split

Category choices

REF	10
RESP	2
Total	: 12

L-L at iteration 1 is -8.318

L-L at iteration 2 is -4.483

L-L at iteration 3 is -4.120

L-L at iteration 4 is -4.059

L-L at iteration 5 is -4.054

L-L at iteration 6 is -4.054

L-L at iteration 7 is -4.054

Log Likelihood: -4.054

Parameter	Estimate	S.E.	t-ratio	p-value
1 CONSTANT	2.145	5.680	0.378	0.706
2 PLAND_NAT	0.005	0.058	0.094	0.925
3 ED_NAT	-0.063	0.058	-1.097	0.272
4 ENN_NATIVA	-0.002	0.014	-0.169	0.866
5 PLAND_EST	1.079	1.370	0.788	0.431

95.0 % bounds

Parameter	Odds Ratio	Upper	Lower
2 PLAND_NAT	1.005	1.126	0.897
3 ED_NAT	0.939	1.051	0.838
4 ENN_NATIVA	0.998	1.025	0.971
5 PLAND_EST	2.942	43.150	0.201

Log Likelihood of constants only model = LL(0) = -5.407

2*[LL(N)-LL(0)] = 2.706 with 4 df Chi-sq p-value = 0.608

McFadden's Rho-Squared = 0.250

Resultado da Regressão Logística Múltipla para a determinação da probabilidade de ocorrência de *Cerdocyon thous*

Binary LOGIT Analysis.

Dependent variable: CERDOCYON

Input records: 12

Records for analysis: 12

Sample split

Category choices

REF	6
RESP	6
Total	: 12

L-L at iteration 1 is -8.318

L-L at iteration 2 is -6.434

L-L at iteration 3 is -5.948

L-L at iteration 4 is -5.822

L-L at iteration 5 is -5.805

L-L at iteration 6 is -5.804

L-L at iteration 7 is -5.804

L-L at iteration 8 is -5.804

Log Likelihood: -5.804

Parameter	Estimate	S.E.	t-ratio	p-value
1 CONSTANT	1.980	3.992	0.496	0.620
2 PLAND_NAT	-0.006	0.042	-0.134	0.893
3 ED_NAT	-0.022	0.048	-0.472	0.637
4 ENN_NATIVA	-0.036	0.027	-1.343	0.179
5 PLAND_EST	0.757	1.227	0.617	0.537

95.0 % bounds

Parameter	Odds Ratio	Upper	Lower
2 PLAND_NAT	0.994	1.079	0.916
3 ED_NAT	0.978	1.073	0.891
4 ENN_NATIVA	0.964	1.017	0.914
5 PLAND_EST	2.132	23.614	0.192

Log Likelihood of constants only model = LL(0) = -8.318

$2*[LL(N)-LL(0)] = 5.028$ with 4 df Chi-sq p-value = 0.284

McFadden's Rho-Squared = 0.302

Resultado da Regressão Logística Múltipla para a determinação da probabilidade de ocorrência de *Leopardus sp.*

Binary LOGIT Analysis.

Dependent variable: LEOPARDUS

Input records: 12

Records for analysis: 12

Sample split

Category choices

REF	6
RESP	6
Total	: 12

L-L at iteration 1 is -8.318
 L-L at iteration 2 is -3.012
 L-L at iteration 3 is -1.720
 L-L at iteration 4 is -0.932
 L-L at iteration 5 is -0.398
 L-L at iteration 6 is -0.153
 L-L at iteration 7 is -0.058
 L-L at iteration 8 is -0.021
 L-L at iteration 9 is -0.008
 L-L at iteration 10 is -0.003
 L-L at iteration 11 is -0.001
 L-L at iteration 12 is -0.000
 L-L at iteration 13 is -0.000
 L-L at iteration 14 is -0.000
 L-L at iteration 15 is -0.000

Iteration limit of 15 exceeded.

Failed to satisfy change tolerance.

Maximum relative parameter change element: 0.098

Log Likelihood: -0.000

Parameter	Estimate	S.E.	t-ratio	p-value
1 CONSTANT	-80.316	5355.383	-0.015	0.988
2 PLAND_NAT	1.778	43.087	0.041	0.967
3 ED_NAT	-0.572	91.130	-0.006	0.995
4 ENN_NATIVA	0.362	37.360	0.010	0.992
5 PLAND_EST	-6.867	657.586	-0.010	0.992

95.0 % bounds

Parameter	Odds Ratio	Upper	Lower
2 PLAND_NAT	5.916	.	0.000
3 ED_NAT	0.565	.	0.000
4 ENN_NATIVA	1.436	9.06991E+31	0.000
5 PLAND_EST	0.001	.	0.000

Log Likelihood of constants only model = LL(0) = -8.318

2*[LL(N)-LL(0)] = 16.635 with 4 df Chi-sq p-value = 0.002

McFadden's Rho-Squared = 1.000

Resultado da Regressão Logística Múltipla para a determinação da probabilidade de ocorrência de *Galictis cuja*

Binary LOGIT Analysis.

Dependent variable: GALICTIS

Input records: 12

Records for analysis: 12

Sample split

Category choices

REF	5
RESP	7
Total	: 12

L-L at iteration 1 is -8.318

L-L at iteration 2 is -5.232

L-L at iteration 3 is -4.687

L-L at iteration 4 is -4.488

L-L at iteration 5 is -4.438

L-L at iteration 6 is -4.432

L-L at iteration 7 is -4.432

L-L at iteration 8 is -4.432

Log Likelihood: -4.432

Parameter	Estimate	S.E.	t-ratio	p-value
1 CONSTANT	-13.474	11.381	-1.184	0.236
2 PLAND_NAT	0.049	0.067	0.736	0.462
3 ED_NAT	0.080	0.095	0.842	0.400
4 ENN_NATIVA	0.046	0.044	1.056	0.291
5 PLAND_EST	1.223	1.060	1.153	0.249

95.0 % bounds

Parameter	Odds Ratio	Upper	Lower
2 PLAND_NAT	1.050	1.197	0.922
3 ED_NAT	1.084	1.306	0.899
4 ENN_NATIVA	1.047	1.140	0.961
5 PLAND_EST	3.396	27.118	0.425

Log Likelihood of constants only model = LL(0) = -8.150

$2*[LL(N)-LL(0)] = 7.436$ with 4 df Chi-sq p-value = 0.115

McFadden's Rho-Squared = 0.456

Resultado da Regressão Logística Múltipla para a determinação da probabilidade de ocorrência de *Nasua nasua*

```

Binary LOGIT Analysis.

Dependent variable: NASUA
Input records:          12
Records for analysis:   12
Sample split

Category choices
  REF          5
  RESP         7
Total         : 12

L-L at iteration 1 is      -8.318
L-L at iteration 2 is      -4.343
L-L at iteration 3 is      -3.454
L-L at iteration 4 is      -3.062
L-L at iteration 5 is      -2.952
L-L at iteration 6 is      -2.939
L-L at iteration 7 is      -2.939
L-L at iteration 8 is      -2.939
Log Likelihood:           -2.939

  Parameter      Estimate      S.E.      t-ratio      p-value
1 CONSTANT      -23.148     18.080     -1.280       0.200
2 PLAND_NAT      0.268       0.199       1.347       0.178
3 ED_NAT         0.063       0.074       0.843       0.399
4 ENN_NATIVA     0.019       0.036       0.522       0.602
5 PLAND_EST      1.719       1.284       1.338       0.181

                                95.0 % bounds
  Parameter      Odds Ratio      Upper      Lower
2 PLAND_NAT      1.307         1.930      0.885
3 ED_NAT         1.065         1.232      0.920
4 ENN_NATIVA     1.019         1.092      0.950
5 PLAND_EST      5.579         69.155     0.450
Log Likelihood of constants only model = LL(0) =      -8.150
2*[LL(N)-LL(0)] =      10.422 with 4 df Chi-sq p-value = 0.034
McFadden's Rho-Squared =      0.639

```

Resultado da Regressão Logística Múltipla para a determinação da probabilidade de ocorrência de *Didelphis albiventris*

Binary LOGIT Analysis.

Dependent variable: DIDELPHIS

Input records: 12

Records for analysis: 12

Sample split

Category choices

REF	5
RESP	7
Total	: 12

L-L at iteration 1 is -8.318
 L-L at iteration 2 is -4.949
 L-L at iteration 3 is -3.424
 L-L at iteration 4 is -2.037
 L-L at iteration 5 is -1.142
 L-L at iteration 6 is -0.647
 L-L at iteration 7 is -0.266
 L-L at iteration 8 is -0.094
 L-L at iteration 9 is -0.034
 L-L at iteration 10 is -0.012
 L-L at iteration 11 is -0.005
 L-L at iteration 12 is -0.002
 L-L at iteration 13 is -0.001
 L-L at iteration 14 is -0.000
 L-L at iteration 15 is -0.000

Iteration limit of 15 exceeded.

Failed to satisfy change tolerance.

Maximum relative parameter change element: 0.205

Log Likelihood: -0.000

Parameter	Estimate	S.E.	t-ratio	p-value
1 CONSTANT	-53.212	5972.297	-0.009	0.993
2 PLAND_NAT	0.480	83.061	0.006	0.995
3 ED_NAT	-0.125	118.365	-0.001	0.999
4 ENN_NATIVA	1.458	15.958	0.091	0.927
5 PLAND_EST	-32.658	1967.377	-0.017	0.987

95.0 % bounds

Parameter	Odds Ratio	Upper	Lower
2 PLAND_NAT	1.617	.	0.000
3 ED_NAT	0.883	.	0.000
4 ENN_NATIVA	4.299	1.64594E+14	0.000
5 PLAND_EST	0.000	.	0.000

Log Likelihood of constants only model = LL(0) = -8.150

2*[LL(N)-LL(0)] = 16.300 with 4 df Chi-sq p-value = 0.003

McFadden's Rho-Squared = 1.000

Resultado da Regressão Logística Múltipla para a determinação da probabilidade de ocorrência de *Sylvilagus brasiliensis*

Binary LOGIT Analysis.

Dependent variable: SYLVILAGUS

Input records: 12

Records for analysis: 12

Sample split

Category choices

REF	8
RESP	4
Total	: 12

L-L at iteration 1 is -8.318
 L-L at iteration 2 is -3.120
 L-L at iteration 3 is -1.965
 L-L at iteration 4 is -1.289
 L-L at iteration 5 is -0.782
 L-L at iteration 6 is -0.301
 L-L at iteration 7 is -0.105
 L-L at iteration 8 is -0.038
 L-L at iteration 9 is -0.014
 L-L at iteration 10 is -0.005
 L-L at iteration 11 is -0.002
 L-L at iteration 12 is -0.001
 L-L at iteration 13 is -0.000
 L-L at iteration 14 is -0.000
 L-L at iteration 15 is -0.000

Iteration limit of 15 exceeded.

Failed to satisfy change tolerance.

Maximum relative parameter change element: 0.082

Log Likelihood: -0.000

Parameter	Estimate	S.E.	t-ratio	p-value
1 CONSTANT	77.912	2765.169	0.028	0.978
2 PLAND_NAT	-0.757	28.861	-0.026	0.979
3 ED_NAT	-2.406	41.021	-0.059	0.953
4 ENN_NATIVA	0.436	9.245	0.047	0.962
5 PLAND_EST	15.132	404.097	0.037	0.970

95.0 % bounds

Parameter	Odds Ratio	Upper	Lower
2 PLAND_NAT	0.469	1.72919E+24	0.000
3 ED_NAT	0.090	7.45719E+33	0.000
4 ENN_NATIVA	1.546	1.14487E+08	0.000
5 PLAND_EST	3731068.806	.	0.000

Log Likelihood of constants only model = LL(0) = -7.638

2*[LL(N)-LL(0)] = 15.276 with 4 df Chi-sq p-value = 0.004

McFadden's Rho-Squared = 1.000