

**ECOLOGIA DE MAMÍFEROS, COM ÊNFASE NA
JAGUATIRICA *LEOPARDUS PARDALIS*, ATRAVÉS DO USO
DE ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS EM UNIDADES DE
CONSERVAÇÃO NO SUL DO BRASIL**

Fernando Vilas Boas Goulart

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação, na área de concentração ECOLOGIA.

Orientador: Dr. Nilton Carlos Cáceres

Data de apresentação do seminário público: 13 de fevereiro de 2008

Banca examinadora:

Dr. Emygdio Leite de Araújo Monteiro-Filho

Dra. Sandra Maria Hartz

Dr. Maurício Eduardo Graipel

Dra. Juliana Quadros

Dr. Guilherme de Miranda Mourão

**Campo Grande – MS
2008**

Índice

Resumo	03
Abstract	04
Introdução geral	05
Literatura citada	07
Capítulo 1 – Uso de habitat por mamíferos de médio e grande porte em Floresta Atlântica do sul do Brasil	08
Introdução	11
Métodos	12
Resultados	14
Discussão	15
Literatura citada	22
Tabelas e figuras	28
Capítulo 2 – Densidade populacional, área de vida e atividade da jaguatirica (<i>Leopardus pardalis</i>) em uma pequena reserva na Floresta Atlântica do sul do Brasil	30
Introdução	33
Métodos	34
Resultados	36
Discussão	37
Literatura citada	41
Tabelas e figuras	45
Capítulo 3 – Comparação de eficácia entre modelos de armadilhas fotográficas (convencionais x digitais) em estudos com mamíferos da Floresta Atlântica	50
Introdução	52
Material e métodos	53
Resultados e discussão	56
Referências bibliográficas	62
Tabelas	64

Resumo geral

Estudos ecológicos envolvendo mamíferos são de extrema importância na avaliação e conservação de áreas protegidas. Entretanto, estes estudos são dificultados devido aos hábitos do grupo, necessitando-se de metodologias adequadas para esta finalidade. As armadilhas fotográficas têm se mostrado como uma ferramenta importante na obtenção de informações de espécies noturnas e esquivas, como os mamíferos. Este estudo teve como objetivos: (i) analisar a seleção de habitats por mamíferos de médio e grande porte, (ii) analisar aspectos da ecologia de uma espécie de mamífero, a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), registrada na área de estudo, e (iii) discorrer sobre a eficácia dos diferentes modelos de armadilhas fotográficas utilizadas. O estudo foi conduzido no período de agosto de 2005 a dezembro de 2006, em duas Unidades de Conservação em Santa Catarina, sul do Brasil, onde as armadilhas fotográficas foram dispostas de forma uniforme ao longo das áreas. Visando analisar a seleção de habitat pelas espécies, foi feita uma relação entre o índice de abundância de cada espécie e os micro-habitats classificados quanto a alguns parâmetros ambientais relevantes. A comunidade de mamíferos revelou tendências de uso diferencial dos micro-habitats. Analisando aspectos da ecologia de *L. pardalis*, a espécie apresentou baixa densidade na área de estudo, possivelmente devido às condições locais. Contudo, alguns aspectos, como tamanho das áreas de vida e padrões de atividade, corroboraram estudos já existentes. Na análise comparativa entre as armadilhas fotográficas utilizadas, o modelo convencional se mostrou mais eficiente em vários aspectos. Entretanto, o protocolo de monitoramento apresentado sugere a análise de outras questões para se definir o melhor modelo para estudos com mamíferos. Este estudo se apresenta como uma contribuição para o entendimento da ecologia de mamíferos no sul da Floresta Atlântica e para pesquisas utilizando armadilhas fotográficas na Região Neotropical.

Abstract

Studies comprising mammals are very important for evaluation and conservation in protected areas. However, such studies are troublesome by mammals' habits, needing appropriated methodologies for this aim. Camera-traps are efficient tools in the acquisition of information of nocturnal and secretive species, like mammals. The aims of this study were: (i) investigate the habitat selection for large and medium sized mammals, (ii) analyze some ecological aspects of a mammal species (*Leopardus pardalis*) recorded in the study area, and (iii) discourse about the efficiency of two models of camera-trap used. The study was carried out between August 2005 and December 2006, in two protected areas in Santa Catarina, southern Brazil, where the camera-traps were arranged evenly along the areas. In order to investigate the habitat selection for mammals, the abundance index of each species and the micro-habitats classified were analyzed using a multivariate analysis, by considering some relevant environmental parameters. The mammal community revealed trends to a differential micro-habitat use. When analyzed ecological aspects of *L. pardalis*, the species showed low density in the study area, possibly due to the local conditions. Although, aspects like the sizes of the home ranges and activity patterns were in agreement with findings found elsewhere. In comparison of the two models of camera-trap used, the conventional one was more efficient in some situations. However, the presented monitoring protocol suggests the analysis of some other questions to decide the best model to use in a mammal field research. This study is a contribution for ecological researches comprising mammals in the southern Atlantic Forest and those using camera-traps in the Neotropics.

Introdução geral

Estudos envolvendo mamíferos são de extrema importância na avaliação e conservação de áreas protegidas, uma vez que são considerados bons indicadores do estado de preservação ambiental (D'Andrea et al., 1999). Contudo, pesquisas envolvendo ecologia de populações e de comunidades de mamíferos são conduzidas geralmente em regiões temperadas (Mares & Ernest, 1995), mesmo acreditando-se que espécies tropicais venham a responder de forma diferente aos processos ambientais (Janzen, 1967). Os estudos são ainda dificultados pelas características de seus hábitos de vida. Geralmente os mamíferos silvestres brasileiros apresentam hábitos discretos e largamente crepusculares e noturnos, dificultando suas observações ou tornando-as muito breves, necessitando-se de metodologias adequadas para esta finalidade.

As armadilhas fotográficas têm se mostrado uma ferramenta importante na obtenção de informações de espécies noturnas e esquivas (Sanderson, 2004; Rovero et al., 2005). As espécies que mais se prestam ao uso desta metodologia são aquelas difíceis de serem capturadas/observadas ou de serem recapturadas posteriormente (Tomás & Miranda, 2003). O uso de armadilhas fotográficas permite a aquisição de taxas como aproximações de abundância relativa, mesmo quando indivíduos não possam ser identificados (Carbone et al., 2001). Além disso, permitem também inventários, identificação de predadores, frugívoros e dispersores (quando instaladas junto a ninhos, tocas, colônias, carcaças, árvores frutíferas), determinação de horários de atividade de espécies, estudos sobre uso de hábitat e até mesmo sobre comportamentos sociais (Nascimento et al., 2004; Tomás & Miranda, 2003).

Os equipamentos mais recentes consistem, basicamente, de uma câmera fotográfica comum (ou digital), com lente de 35 mm, fotômetro, disparo de *flash*, foco e

avanço do filme automático. A máquina fotográfica fica acoplada a um sistema disparador que pode ser com sensor de raios infravermelhos (RIV), capazes de detectar calor corporal irradiado e movimentos relativos ao fundo de dispersão dos RIV. Pode ainda ser disparada por sensor de radar (detecta movimentos contra um fundo relativamente fixo), ou por sistema mecânico (acionado por pressionamento ou tração). O conjunto é acondicionado em envoltório de material resistente que protege contra o excesso de umidade e evita a ação danosa de animais curiosos (Tomás & Miranda, 2003).

O presente estudo, utilizando-se armadilhas fotográficas, apresenta-se como uma importante contribuição referente às comunidades de mamíferos de médio e grande porte no Brasil, e à uma metodologia bastante empregada na obtenção de informações sobre este táxon. O estudo foi dividido em três capítulos, o primeiro trata da seleção de habitats pelas espécies de mamíferos registradas, o segundo trata da ecologia de uma espécie (*Leopardus pardalis*) registrada em uma das áreas de estudo e o terceiro discorre sobre a eficácia dos diferentes modelos de armadilhas fotográficas utilizadas nesta pesquisa.

Literatura citada

- Carbone, C.; Christie, S.; Conforti, K.; Coulson, T.; Franklin, N.; Ginsberg, J. R.; Griffiths, M.; Holden, J.; Kawanishi, K.; Kinnaird, M.; Laidlaw, R.; Lynam, A.; MacDonald, D.W.; Martyr, D.; McDougal, C.; Nath, L.; O'Brien, T. O.; Seidensticker, J.; Smith, D. J. L.; Sunquist, M.; Tilson, R. & Wan Shahrudin, W. M. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. Animal Conservation, 4(1): 75-79.
- D'Andrea, P. S.; Gentile, R.; Cerqueira, R.; Grelle, C. E. V.; Horta, C. & Rey, L. 1999. Ecology of small mammals in a Brazilian rural area. Revista Brasileira de Zoologia, 16(3): 611- 620.
- Janzen, D. 1967. Why mountain passes are higher in the tropics. The American Naturalist, 101: 233- 249.
- Mares, M. A. & Ernest, K. A. 1995. Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of Central Brazil. Journal of Mammalogy, 76(3): 750- 768.
- Nascimento, V. L.; Ferreira, J. A.; Freitas, D. M.; Souza, L. L.; Borges P. A. L. & Tomas, W. M. 2004. Período de atividade de alguns vertebrados do Pantanal, estimado por fotografia remota. IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Corumbá/MS.
- Rovero, F.; Jones, T. & Sanderson, J. 2005. Notes on Abbott's duiker (*Cephalophus spadix* True 1890) and other forest antelopes of Mwanihana Forest, Udzungwa Mountains, Tanzania, as revealed by camera-trapping and direct observations. Tropical Zoology, 18: 13-23.
- Sanderson, J. G. 2004. Camera phototrapping monitoring protocol. Tropical Ecology Assessment and Monitoring Initiative. Version 2.0.
- Tomás, W. M. & Miranda, G. H. B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. *Em*: Cullen Jr., L.; Rudran, R & Valladares-Pádua, C. Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Editora UFPR: 243-265.

Capítulo 1

Uso de habitat por mamíferos de médio e grande porte em Floresta Atlântica do sul do Brasil

Running title: Uso de habitats por mamíferos na Floresta Atlântica

Fernando Vilas Boas Goulart & Nilton Carlos Cáceres

Journal of Tropical Ecology

RESUMO

A partilha de habitat possibilita a coexistência de espécies e é resultado principalmente dos processos de competição e predação. O estudo foi conduzido em duas áreas protegidas na Floresta Atlântica no Sul do Brasil e forneceu informações acerca de várias espécies de mamíferos de médio e grande porte mediante registros fotográficos. Os registros foram relacionados com alguns parâmetros ambientais, como a largura das áreas de passagem (trilhas/estradas), a densidade da vegetação e a proximidade com corpos d'água, visando verificar relações entre cada espécie de mamífero e o micro-habitat selecionado. A comunidade de mamíferos terrestres revelou tendências de uso diferencial dos habitats: *Puma concolor* selecionou principalmente estradas e áreas abertas, *Leopardus pardalis*, *Cerdocyon thous* e *Nasua nasua* utilizaram trilhas mais largas e ambientes com cobertura vegetal intermediária, enquanto que *Cuniculus paca*, *Dasybus novemcinctus*, *Leopardus tigrinus*, *Eira barbara* e *Leopardus wiedii* foram registrados principalmente em trilhas estreitas e locais de cobertura florestal densa. Além disso, parte destas espécies “florestais”, como *D. novemcinctus*, *C. paca* e *L. pardalis* demonstraram relações com cursos d'água. Informações acerca da seleção de habitat possibilitam o direcionamento dos esforços de conservação ao habitat associado à espécie de interesse e, além disso, chamam atenção para a importância da heterogeneidade ambiental, que possibilita a coexistência de espécies.

Palavras-chave: armadilhas fotográficas, Brasil, micro-habitat, parâmetros ambientais, uso de habitat

ABSTRACT

Habitat partitioning allows species to coexist and is mainly a consequence of competition and predation. The study was conducted in two reserves in an Atlantic Forest area in Southern Brazil and provided information of several large mammal species through photographic records. Records were related with some environmental parameters, like width of the passages (trail/road), vegetation density and proximity of water, in order to examine a relationship between each mammal species and the microhabitat selected. The terrestrial mammal community revealed trends to use different habitats: *Puma concolor* used mainly dirt roads and open areas, *Leopardus pardalis*, *Cerdocyon thous* and *Nasua nasua* used more large trails and intermediate forested sites, and *Cuniculus paca*, *Dasypus novemcinctus*, *Leopardus tigrinus*, *Eira barbara* and *Leopardus wiedii* were more recorded in narrow trails and dense forested sites. Besides, part of these “forest” species, such as *D. novemcinctus*, *C. paca* and *L. pardalis* showed relationships with water courses. Information on habitat selection allows the address on more effort to the habitat associated with focal species and calls attention for the significance of environmental heterogeneity, which makes possible species to coexist.

Key words: Brazil, camera trap, environmental parameters, habitat use, microhabitat

INTRODUÇÃO

Espécies animais e vegetais geralmente ocorrem em vários habitats distintos em uma mesma região, podendo experimentar diferentes taxas de desenvolvimento, nascimento e morte, e diferentes expectativas de vida (Pulliam & Danielson 1991). A seleção de habitat possibilita a coexistência de espécies (Orians & Wittenberg 1991) e é resultado principalmente da competição e predação, estabilizando estes dois processos, e agindo como mecanismos de forrageamento ótimo (Rosenzweig 1991) ou de partilha de recursos (Schoener 1974). Em muitos casos, experiências no habitat original podem afetar a seleção depois que o indivíduo deixa sua área de origem e começa a procura por novos habitats (Stamps & Swaisgood 2006). Estudos envolvendo várias espécies enfatizam o potencial da seleção de habitat na manutenção da diversidade das comunidades (Rosenzweig 1991).

Teóricos da seleção de habitat inspiraram seus modelos primeiramente em animais móveis, imaginando o deslocamento através dos ambientes na perseguição e captura de presas, na busca por abrigos e evitando a predação (Orians 1991). Estes processos afetam quase todas as escolhas de um indivíduo (Orians & Wittenberg 1991).

Entretanto, a seleção de habitat pode ser analisada em diferentes escalas espaciais. Em uma microescala, a seleção de habitats torna-se mais refinada, onde predadores escolhem suas presas entre vários tipos através de encontros ao acaso. Em escalas ligeiramente maiores, onde padrões diferentes de habitats são incorporados, indivíduos podem utilizar porções de habitats ou cruzá-las na busca por presas, por locais de nidificação ou outros recursos. Em uma macroescala de seleção de habitat, podemos tratar dos conceitos de emigração e imigração (Orians 1991). A escala também afeta os custos da seleção de habitats. Variações em escalas pequenas podem ser

controladas sem mudanças de área de vida, enquanto que variações em grandes escalas requerem tais mudanças, geralmente ao longo de grandes distâncias (Morris 1987). Quanto maiores são as distâncias, menor é o conhecimento do organismo sobre o ambiente em que este está se dirigindo (Orians 1991).

A maioria dos estudos relacionados à seleção de micro-habitats conduzidos em Floresta Atlântica aborda os pequenos mamíferos (e.g. Dalmagro & Vieira 2006, Gentile & Fernandez 1999). Dessa forma, o objetivo deste estudo é verificar as relações entre presença e abundância de espécies de mamíferos de grande porte com os diferentes micro-habitats em áreas de Floresta Atlântica no Sul do Brasil.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em duas áreas protegidas situadas na Floresta Atlântica do Sul do Brasil, no estado de Santa Catarina: a Reserva Ecológica do Caraguatá - REC (4,200 ha; 27°25'51" S e 48°51'01" W), e uma localidade do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro - PEST (5,000 ha; 27°51'36" S e 48°38'33" W).

As duas áreas situam-se nas encostas da Serra do Mar, com altitudes variando entre 420 e 1.100 m acima do nível do mar, e estão distantes cerca de 40 km. A vegetação dominante é a Floresta Ombrófila Densa com porções montanas e submontanas. Existem relictos de *Araucaria angustifolia* (o pinheiro brasileiro) nas duas áreas, já que estas compreendem também as bordas de algumas porções da Floresta Ombrófila Mista (Gaplan 1986). O clima é subtropical com alta pluviosidade anual (1.800 mm). As temperaturas médias variam entre 20 e 24°C em janeiro e entre 12 e 16°C em julho nas duas áreas (Gaplan 1986).

Procedimentos de captura

A coleta de dados ocorreu com uso de armadilhas fotográficas Tigrinus[®] instaladas ao longo das duas áreas de estudo. O equipamento constitui-se de uma câmera fotográfica convencional munida de um sensor de infra-vermelho programada para disparar quando algum animal interromper o feixe do sensor. Um total de 32 estações foram amostradas durante 17 meses de estudo (de agosto de 2005 a dezembro de 2006). As estações amostrais variaram em intervalos regulares de 1-1,5 km entre si. Não foram utilizadas iscas visando atrair animais para as câmeras. Cada estação foi classificada considerando a largura da área de passagem onde foram instaladas as armadilhas (trilha/estrada), a proximidade com corpos d'água (riacho/rio) e a densidade da vegetação (área aberta; floresta secundária, classificada como cobertura intermediária; e dossel denso, referindo-se a uma floresta primária e classificada como cobertura densa). Esta classificação foi feita durante as saídas a campo e com auxílio de imagens de satélite obtidas do programa Google Earth[®] (Figura 1). As áreas de passagem foram classificadas como trilhas estreitas (0,5 – 1,5 m), trilhas largas (> 1,5 m) e estradas de terra (com tráfego freqüente de veículos e geralmente com 4 m de largura ou mais). Para classificar as estações quanto à proximidade (presença/ausência) de corpos d'água e densidade da vegetação, foi considerado um raio de 50 m ao redor das armadilhas.

- Figura 1 deve ser inserida aqui.

Verificou-se relação significativa entre a densidade da vegetação e a altitude [r(Pearson) = 0,374; R² = 0,140; gl = 30; p = 0,035; n = 32], levando à exclusão do parâmetro “altitude” das análises. Foi observada maior freqüência de cobertura vegetal densa conforme aumentou-se a altitude das estações amostradas. Uma relação razoável, porém não significativa, entre coberturas florestais densas e trilhas estreitas foi observada [r(Pearson) = - 0,344; R² = 0,118; gl = 30; p = 0,054; n = 32], e por isso nenhum destes parâmetros foi excluído das análises.

Análise dos dados

O índice de abundância de cada espécie foi calculado dividindo-se o número de registros (fotos ou seqüência de fotos) de cada espécie em cada estação (micro-habitat) pelo esforço (em dias) em cada local. Por isso, cada espécie apresentou um índice de frequência relativa de uso de cada micro-habitat. Registros de uma mesma espécie em uma mesma estação, e dentro do intervalo de uma hora, foram considerados como um único registro, objetivando evitar replicações do mesmo indivíduo. Apenas espécies com um número mínimo de 10 registros válidos foram consideradas nas análises.

Uma Análise de Correspondência Canônica foi utilizada para verificar possíveis relações entre as espécies de mamíferos e os parâmetros ambientais mensurados (largura das passagens, proximidade com água e densidade da vegetação), através do programa Statistica[®] 5.0. A normalidade e heterogeneidade de variância dos dados foram verificadas antes das análises e todos os dados obedeceram às premissas.

RESULTADOS

Dezessete espécies foram registradas durante o estudo onde apenas nove foram consideradas para as análises devido ao número mínimo de capturas. As principais espécies registradas pertenceram às Ordens Carnivora, Xenarthra e Rodentia como se segue: *Leopardus tigrinus* Schreber 1775, *Cerdocyon thous* Hamilton Smith 1939, *Dasypus novemcinctus* Linnaeus 1758, *Nasua nasua* Linnaeus 1766, *L. pardalis* Linnaeus 1758, *Puma concolor* Linnaeus 1771, *Cuniculus paca* Linnaeus 1766, *Eira barbara* Linnaeus 1758 e *L. wiedii* Schinz 1821 (Tabela 1).

- Tabela 1 deve ser inserida aqui.

A Análise de Correspondência Canônica (ACC) entre as espécies de mamíferos e os parâmetros ambientais revelaram relações significativas (R Canônico = 0,84; $\chi^2 = 44,58$; $p = 0,018$). A primeira raiz mostrou maior importância na explicação da variação total dos dados (Valores *Eigen*: Raiz 1 = 0,70), mas a segunda também apresentou importância razoável na explicação desta variação (Valores *Eigen*: Raiz 2 = 0,36).

Analisando a primeira raiz da ACC, os resultados evidenciaram uma forte relação de *P. concolor* com estradas e áreas abertas, e de *L. pardalis*, *C. thous* e *N. nasua* com trilhas largas e cobertura vegetal intermediária. Ainda considerando a primeira raiz, *C. paca*, *D. novemcinctus*, *L. tigrinus*, *E. barbara* e *L. wiedii* (em decréscimo de importância) utilizaram mais trilhas estreitas, e estiveram mais relacionados com cobertura vegetal densa. Na realidade, *L. wiedii* utilizou trilhas intermediárias, consideradas entre as largas e estreitas, mas com tendências à utilização das últimas. Pela análise da segunda raiz, a proximidade com a água mostrou-se importante para *D. novemcinctus*, *C. paca* e *L. pardalis*, nesta mesma ordem (Figura 2)

- Figura 2 deve ser inserida aqui.

DISCUSSÃO

A comunidade de mamíferos terrestres da Floresta Atlântica do Sul do Brasil revelou tendências de uso diferencial do habitat. *Puma concolor* selecionou principalmente estradas e áreas abertas, *L. pardalis*, *C. thous* e *N. nasua* utilizaram trilhas mais largas e ambientes com cobertura vegetal intermediária, enquanto que *C. paca*, *D. novemcinctus*, *L. tigrinus*, *E. barbara* e *L. wiedii* foram registrados principalmente em trilhas estreitas e locais de cobertura florestal densa. Além disso, parte destas espécies “florestais”, como *D. novemcinctus*, *C. paca* e *L. pardalis* demonstraram relações com cursos d’água.

Algumas espécies de felinos normalmente mostram tendências ao uso de trilhas em florestas, geralmente bem utilizadas e secas, uma vez que podem andar facilmente e de forma silenciosa, ajudando-os a surpreender suas presas (Emmons *et al.* 1989), pois estes as capturam através de perseguição seguida de uma corrida curta (Branch 1995). O grande uso de áreas abertas e estradas por *P. concolor* pode ser explicado em parte pelo maior sucesso em abater uma presa nestes ambientes, já que podem manobrar estando a uma distância pequena da mesma (Currier 1983). Além das atividades de caça, pumas juvenis podem usar trilhas e estradas para se dispersarem. Estes animais são frequentemente observados utilizando estas passagens principalmente quando a densidade da vegetação lenhosa os impede, tornando estes ambientes corredores entre locais mais ricos (Beier 1995).

Nossos resultados sugerem que *L. pardalis* realmente seleciona trilhas mais largas. Di Bitetti *et al.* (2006) mencionam que jaguatiricas apresentam altas taxas de captura em estradas velhas de terra em relação às trilhas encontradas na floresta semidecidual do Parque Nacional do Iguaçu, assumindo que isso pode estar relacionado a uma rota tradicional ou a um marco em seus territórios. Então podemos sugerir que a presença do puma nas estradas estaria contribuindo para a ausência das jaguatiricas nestes locais, já que podem ser considerados seus potenciais predadores (Murray & Gardner 1997), levando-as a utilizar mais as trilhas largas do que as estradas. O grande uso de trilhas e de locais com vegetação intermediária pode evidenciar o fato de que jaguatiricas apresentam grande tolerância ambiental, adaptando-se bem aos locais de vegetação secundária (Jacob 2002), incluindo a capacidade de viverem muito próximos a habitações humanas (Oliveira 1994). *Leopardus pardalis* geralmente utiliza locais úmidos como florestas de galeria (Cáceres *et al.* in press, Mondolfi 1986) e ripárias (López Gonzalez *et al.* 2003), sugerindo que esta proximidade com a água seja de

importância razoável para a espécie. Isto pode estar relacionado com seus hábitos alimentares, já que jaguatiricas podem predar peixes e crustáceos (Emmons 1988, Murray & Gardner 1997). Ludlow & Sunquist (1987) mencionam um aumento significativo da frequência de crustáceos em sua dieta durante estações secas na Venezuela. Outra razão pode ser o fato de que jaguatiricas são excelentes nadadoras quando perseguidas (Murray & Gardner 1997), refletindo em uma boa estratégia de fuga através da água.

O maior uso de trilhas largas por *C. thous* pode estar relacionado ao seu hábito de forrageio, perambulando por estes locais em busca de alimento (Berta 1982, Rocha *et al.* 2004), já que trata-se de uma espécie oportunista e generalista quanto ao uso de habitat (Maffei & Taber 2003, Medel & Jaksic 1988, Vieira & Port 2007). O fato de terem evitado as estradas também pode estar relacionado à forte relação do puma com estes ambientes, um predador em potencial (Currier 1983). As trilhas largas possibilitam uma maior facilidade na captura de insetos por *C. thous*, já que estes locais são mais secos que as trilhas florestais estreitas. Este canídeo procura primeiramente por insetos que são abundantes e mais facilmente capturados nos locais mais secos de sua área de vida (Berta 1982). A relação do graxaim com ambientes florestais já foi reportada por outros autores (Eisenberg & Redford 1999, Santos *et al.* 2004) e pode estar relacionada primariamente com seus hábitos alimentares (Facure & Monteiro-Filho 1996, Olmos 1993), mais adaptados à presas florestais em relação às campestres.

A relação observada entre *N. nasua* e locais de cobertura vegetal intermediária deve-se provavelmente aos seus hábitos, já que esta espécie habita primariamente florestas (Cáceres *et al.* in press, Gompper & Decker 1998). A dificuldade em escalar os troncos lisos e espessos das grandes árvores (McClern 1992), comumente encontrados em florestas densas, pode ser a explicação para o uso de florestas menos maduras. Outra

possibilidade seria a maior produtividade de florestas secundárias em relação às primárias (Charles-Dominique *et al.* 1981). O elevado uso de trilhas largas pode estar relacionado às suas atividades de forrageio, pois são principalmente terrestres (Gompper & Decker 1998) e procuram por alimentos principalmente pelo solo (Bisbal 1986). Entretanto, a observada ausência no uso de estradas pode ser uma estratégia anti-predação, pois estes locais são bastante freqüentados pelo puma, um de seus predadores em potencial (Gompper & Decker 1998).

Cuniculus paca foi registrada com maior freqüência em habitats densamente florestados e em trilhas estreitas, resultados estes que corroboram outros estudos (Pérez 1992, Trolle & Kery 2005). A espécie habita primariamente florestas tropicais úmidas, podendo, entretanto, ocorrer em uma grande variedade de habitats florestais (Emmons & Feer 1997, Pérez 1992). Este roedor desloca-se por trilhas fixas, mas caso estas venham a ser alteradas, eles imediatamente as rejeitam utilizando outro caminho (Pérez 1992). O uso destes ambientes pode indicar uma estratégia de segurança, já que *C. paca* é frequentemente menor que seus predadores (Pérez 1992), impedindo o deslocamento destes através da vegetação densa pelas trilhas estreitas, e resultando em uma chance maior de fuga do roedor. A alta relação observada desta espécie com a água também já foi reportada anteriormente (Pérez 1992). A principal razão pode estar associada à grande capacidade de natação da paca que, quando perseguida por um predador, tenta escapar para um corpo d'água onde permanece submersa por um longo período (Alho 1982).

Dasyopus novemcinctus demonstrou relação positiva com habitats florestais como já mencionado (Emmons & Feer 1997, Schaefer & Hostetler 2003). Neste estudo, onde observou-se uma relação razoável entre locais de cobertura florestal densa e trilhas estreitas, este último ambiente artificial forneceria os melhores recursos para a espécie.

Altas taxas de deslocamentos do tatu-galinha foram registradas em locais onde o comportamento de forrageio é facilitado pela umidade do solo (Schaefer & Hostetler 2003, Taber 1945), similar aos resultados encontrados em locais de cobertura vegetal densa das áreas de estudo (F.V.B. Goulart obs. pes.). Uma estratégia anti-predação pode também justificar o uso destes locais, assim como observado para *C. paca*, pois os tatus também costumam ser menores do que seus predadores. Outra possível razão para o uso de florestas densas pode estar relacionada a uma adaptação de camuflagem em locais mais escuros, pois indivíduos desta espécie são mais escuros do que outras espécies simpátricas de tatus (e.g. *Euphractus sexcinctus*), inclusive sendo “chamado de tatus pretos” em algumas regiões onde ocorrem (Cáceres *et al.* 2007). O tatu-galinha também já foi reportado utilizando trilhas estreitas (McBee & Baker 1982, Trolle & Kery 2005), o que corrobora os resultados deste estudo. A forte relação entre *D. novemcinctus* e a água pode estar associada com dois fatores. Primeiramente, com hábitos alimentares, pois a espécie prefere locais próximos a cursos d’água devido à facilidade de forrageio em solos mais úmidos (Taber 1945). E secundariamente, a proximidade da água pode implicar em uma estratégia de fuga de predadores, já que o tatu-galinha é capaz de nadar por distâncias consideráveis (McBee & Baker 1982).

O fato de *L. tigrinus* ter utilizado mais os ambientes florestais era esperado já que esta espécie está mais associada a estes tipos de habitat em maiores altitudes (Mondolfi 1986). Por outro lado, a espécie é comumente associada a habitats abertos em altitudes baixas (Oliveira 2002). O uso de trilhas pela espécie já foi mencionado (Guix 1997), onde quatro espécimes foram capturados em *live-traps* não iscadas e instaladas em carreiros utilizados por tatus, sugerindo que os gatos-do-mato-pequeno sigam estes animais por suas trilhas. Esta espécie de gato parece utilizar o seu território intensivamente e não marginalmente (Tortato & Oliveira 2005), sugerindo um

deslocamento freqüente por trilhas estreitas. Além da perseguição de presas, o uso de trilhas estreitas pode também estar associado a uma estratégia a fim de se evitar a sobreposição entre espécies, pois outros competidores/predadores de solo foram registrados principalmente em trilhas largas (jaguatiricas, graxains) e em estradas (pumas) neste estudo.

Embora *L. wiedii* apresente adaptações arbóreas, sua dispersão ocorre principalmente pelo solo (Oliveira 1994, 1998). Pode-se sugerir que os registros em trilhas estariam relacionados em parte com a facilidade de locomoção entre locais mais ricos da floresta, já que predam espécies arbóreas (Oliveira 1998). Isso corrobora com nossos resultados tanto para os registros em locais densamente florestados como em trilhas mais estreitas. É importante ressaltar que o uso de florestas primárias sem a interferência de trilhas não foi avaliado neste estudo, e por isso não foi possível quantificar em que intensidade o gato-maracajá utiliza estes ambientes não perturbados, quando não estão nas trilhas. Em competição com espécies de mesmo tamanho, *L. wiedii* e *L. tigrinus* aparentemente utilizam habitats similares na floresta, diferenciando no uso do espaço vertical e/ou em horários de atividade.

Nossas observações para *E. barbara* confirmaram resultados já mencionados (Quadros & Cáceres 2001) já que foi observado elevado uso de locais densamente florestados e a ausência do uso de trilhas largas e estradas. Iaras são raramente encontradas fora de florestas (ver Cáceres *et al.* in press), o que pode estar parcialmente relacionado com seu comportamento exploratório e hábitos alimentares (Presley 2000). Elas consomem frutas e pequenos vertebrados, a maioria deles arbóreos (Presley 2000), confirmando-as como exímios habitantes de florestas. Entretanto, esta espécie pode atravessar extensos campos durante a noite para se deslocar entre florestas de galeria (Defler 1980), em um aparente movimento de dispersão. A hipótese da predação de

roedores por *E. barbara* (Presley 2000) pode ser aplicada neste estudo, pois a Floresta Atlântica densa apresenta alta densidade e riqueza de espécies deste táxon (Bergallo 1994).

Os resultados observados para uso de habitat sugerem principalmente a partilha de recursos entre os mamíferos locais, ocasionada por efeitos de interação como competição e predação ocorridos no passado e que ainda ocorrem em graus variados espécie-dependente. Tais resultados sugerem também comportamentos de evitamento de determinados habitats por ação da predação, como no caso do *P. concolor* sobre suas presas em potencial (e.g. *C. thous* e *N. nasua*), e da competição, no caso das espécies de gatos, visto que são espécies congênicas (gênero *Leopardus*) onde a competição é mais provável de ocorrer (Krebs & Davis 1978). Assim, muito da seleção de habitat observada aqui mostra uma estrutura de uso do espaço particular para a comunidade estudada e, por outro lado, a variação não explicada quanto a isto infere que esta comunidade utiliza outros habitats não mensurados neste estudo.

Informações acerca da seleção de habitat por mamíferos em Floresta Atlântica, como as tratadas neste estudo, são de fundamental importância para sua conservação e manejo, pois permitem direcionar os esforços ao habitat associado à espécie-alvo (Stamp & Swaisgood 2006). Além disso, os resultados obtidos chamam atenção para a importância da heterogeneidade ambiental (Orians 1991) o que possibilita a coexistência de espécies (Horn & MacArthur 1972), levando ao conhecimento de padrões de diversidade normalmente atribuídos à Floresta Atlântica.

AGRADECIMENTOS

Somos muito gratos à Russel Wid Coffin e FATMA por permitirem a realização dos estudos na Reserva Ecológica do Caraguatá e no Parque Estadual da Serra do

Tabuleiro, respectivamente. À Conservação Internacional/Brasil, Associação Reserva Ecológica do Caraguatá (na pessoa de Paulo Sérgio Schweitzer) e FUNPESQUISA/UFSC pelo apoio logístico. Também agradecemos a Júlio César, Lenoir, Wanderlei, Adílson, Aranha e Joel (fiscais da Reserva Ecológica do Caraguatá), e à Fidêncio Rohling e família (moradores do entorno do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro) por possibilitarem os trabalhos no campo. C. H. Salvador de Oliveira, V. Piacentini, F. Souza, H. Mozerle e T. Maccarini contribuíram muito com ajuda prestada em campo durante algumas expedições.

LITERATURA CITADA

- ALHO, C. J. R. 1982. Brazilian rodents: their habitats and habits. Pp. 143-166 in Mares, M. A. & Genoways, H. H. (eds.). *Mammalian biology in South America*. University of Pittsburgh, Pittsburgh. 539 pp.
- BEIER, P. 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59 (2): 228-237.
- BERGALLO, H. G. 1994. Ecology of a small mammal community in an Atlantic Forest area in southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 29 (4): 197-217.
- BERTA, A. 1982. *Cerdocyon thous*. *Mammalian species* 184: 1-4.
- BISBAL, F. J. 1986. Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). *Mammalia* 50: 329-339.
- BRANCH, L. C. 1995. Observations of predation by pumas and Geoffroy's cats on the plains of vizcacha in semi-arid scrub of central Argentina. *Mammalia* 59 (1): 152-156.

- CÁCERES, N. C., CHEREM, J. J. & GRAIPEL, M. E. In press. Distribuição geográfica de mamíferos terrestres da região sul do Brasil. *Ciência e Ambiente*.
- CÁCERES, N. C., BORNSCHEIN, M. R., LOPES, W. H. 2007. Uso do habitat e a conservação de mamíferos no sul do Cerrado, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. In Reis, N. R., Peracchi, A. L. & Santos, G. A. S. (eds.). *Ecologia de Mamíferos do Brasil*. Londrina: Technical Books.
- CHARLES-DOMINIQUE, P., ATRAMENTOWICZ, M., CHARLES-DOMINIQUE, M., GÉRARD, H., HLADIK, A., HLADIK, C. M., PRÉVOST, M. F. 1981. Les mammifères frugivores arboricoles nocturnes d'une forêt guyanaise: interrelations plantes-animaux. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 35: 341-436.
- CURRIER, M. J. P. 1983. *Felis concolor*. *Mammalian species* 200: 1-7.
- DALMAGRO, A. D. & VIEIRA, E. M. 2005. Pattern of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. *Austral Ecology* 30:353-362.
- DEFLER, T. R. 1980. Notes on interactions between tayra (*Eira barbara*) and the white-fronted capuchin (*Cebus albifrons*). *Journal of Mammalogy* 61: 156.
- DI BITETTI, M. S., PAVIOLO, A. & DE ANGELO, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153-163.
- EISENBERG, J. F. & REDFORD, K. H. 1999. *Mammals from the neotropics 3. The central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolívia e Brazil*. The University of Chicago Press, Chicago. 609 pp.
- EMMONS, L. H. 1988. A field study of ocelots in Peru. *Revue d'Ecologie de la Terre et la Vie* 43: 133-157.

- EMMONS, L. H., SHERMAN, P., BOLSTER, D., GOLDIZEN, A. & TERBORGH, J. 1989. Ocelot behavior in moonlight. Pp. 233-242 in Redford, K. H. & Eisenberg, J. F. (eds.). *Advances in Neotropical Mammalogy*. The Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida. 614 pp.
- EMMONS, L. H. & FEER, F. 1997. *Neotropical rain forest mammals. A field guide*. (2nd edition). The University of Chicago Press, Chicago. 307 pp.
- FACURE, K. G. & MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1996. Feeding habits of the Crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae), in a suburban area of southeastern Brazil. *Mammalia* 60: 147-149.
- GAPLAN, 1986. *Atlas de Santa Catarina*. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral, Rio de Janeiro, Brasil, 173 pp.
- GENTILE, R. & FERNANDEZ, F. A. S. 1999. Influence of habitat structure on a streamside small community in a Brazilian rural area. *Mammalia* 63 (1): 29-40.
- GOMPPER, M. E. & DECKER, D. M. 1998. *Nasua nasua*. *Mammalian species* 580: 1-9.
- GUIX, J. C. 1997. Cat communities in six areas of the state of São Paulo, southeastern Brazil, with observations on their feeding habits. *Grupo de Estudos Ecológicos. Série Documentos* 5: 17-38.
- HORN, H. S. & MACARTHUR, R. H. 1972. Competition among fugitive species in a harlequin environment. *Ecology* 53: 749-752.
- JACOB, A. A. 2002. *Ecologia e Conservação da Jaguatirica (Leopardus pardalis) no Parque Estadual Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP*. Dissertação de Mestrado, Publicação EFLM021. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 56 pp.

- KREBS, J. R. & DAVIS, N. B. 1978. Behavioral ecology. Sinauer Press, Sunderland, Massachusetts.
- LÓPEZ GONZALEZ, C. A., BROWN, D. E. & GALLO-REYNOSO, J. P. 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western México: ecology, distribution and conservation status. *Oryx* 37 (3): 358-364.
- LUDLOW, M. E. & SUNQUIST, M. E. 1987. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research* 3: 447-461.
- MAFFEI, L. & TABER, A. B. 2003. Área de acción, actividad y uso de hábitat del zorro patas negras, *Cerdocyon thous*, en un bosque seco. *Mastozoología Neotropical* 10: 154-160.
- MCBEE, K. & BAKER, R. J. 1982. *Dasypus novemcinctus*. *Mammalian species* 162: 1-9.
- MCCLEARN, D. 1992. Locomotion, posture and feeding behavior of kinkajous, coatis and raccoons. *Journal of Mammalogy* 73: 245-261.
- MEDEL, R. G. & JAKSIC, F. 1988. Ecología de los cánidos sudamericanos: una revisión. *Revista Chilena de Historia Natural* 61: 67-79.
- MONDOLFI, E. 1986. Notes on the biology and status of the small wild cats in Venezuela. Pp. 125-146 in Miller, S. D. & Everet, D. D. (eds.). *Cats of the world: biology, conservation and management*. National Wildlife Federation, Washington, DC. 501 pp.
- MORRIS, D. W. 1987. Spatial scale and the cost of density-dependent habitat selection. *Evolutionary Ecology* 1: 379-388.
- MURRAY, J. L. & GARDNER, G. L. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian species* 548: 1-10.

- OLIVEIRA, T. G. 1994. *Neotropical cats: ecology and conservation*. Edufma, São Luís, Brasil. 220 pp.
- OLIVEIRA, T. G. 1998. *Leopardus wiedii*. *Mammalian species* 579: 1-6.
- OLIVEIRA, T. G. 2002. Little spotted cat distribution and habitat association in the Americas. *Proceedings of Defender's of Wildlife Carnivores 2002: from the mountains to the sea*. Monterey, California. 226 pp.
- OLMOS, F. 1993. Notes on the food habits of Brazilian "caatinga" carnivores. *Mammalia* 57: 126-130.
- ORIAN, G. H. 1991. Preface. *The American Naturalist* 137: S1-S4.
- ORIAN, G. H. & WITTENBERG, J. F. 1991. Spatial and Temporal Scales in Habitat Selection. *The American Naturalist* 137: S29-S49.
- PÉREZ, M. E. 1992. *Agouti paca*. *Mammalian species* 404: 1-7.
- PRESLEY, S. J. 2000. *Eira barbara*. *Mammalian species* 636: 1-6.
- PULLIAM, H. R. & DANIELSON, B. J. 1991. Sources, Sinks and Habitat Selection: A Landscape Perspective on Population Dynamics. *The American Naturalist*, 137: S50-S66.
- QUADROS, J. & CACERES, N. C. 2001. Ecologia e conservação de mamíferos na Reserva Volta Velha, SC, Brasil. *Acta Biológica Leopoldensia* 23 (2): 213-224.
- ROCHA, V. J., REIS, N. R. & SEKIAMA, M. L. 2004. Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnívora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21 (4): 871-876.
- ROSENZWEIG, M. L. 1991. Habitat Selection and Population Interactions: The Search for Mechanism. *The American Naturalist* 137: S5-S28.

- SCHAEFER, J. M., HOSTETLER, M. E. 2003. The nine-banded Armadillo (*Dasypus novemcinctus*). *Extension Institute of Food and Agricultural Sciences*. University of Flórida, Flórida. 4 pp.
- SCHOENER, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-39.
- SANTOS, M. F. M., PELLANDA, M., TOMAZZONI, A. C., HASENACK, H. & HARTZ, S. M. 2004. Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de hábitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoológica* 94 (3): 235-245.
- STAMPS, J. A. & SWAISGOOD, R. R. 2006. Someplace like home: Experience, habitat selection and conservation biology. *Applied Animal Behaviour Science* in press.
- TABER, F. W. 1945. Contributions on the life history and ecology of the nine-banded armadillo. *Journal of Mammalogy* 26: 211-226.
- TORTATO, M. A. & OLIVEIRA, T. G. 2005. Ecology of the Oncilla (*Leopardus tigrinus*) at Serra do Tabuleiro State Park, Southern Brazil. *CATNews* 42: 28-30.
- TROLLE, M. & KÉRY, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69 (3-4): 405-412.
- VIEIRA, E. M. & PORT, D. 2007. Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology* 272 (1): 57-63.

Tabela 1: Registros de mamíferos em duas áreas de Floresta Atlântica densa no Sul do Brasil, entre agosto de 2005 e dezembro de 2006, mostrando qual das espécies foram consideradas nas análises de habitat. Registros de uma mesma espécie, em uma mesma estação, dentro do intervalo de uma hora foram considerados como um único registro.

Espécie	Nome popular	N. de registros	Uso na análise
Didelphidae			
<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-de-orelha-branca	2	Não
<i>Didelphis aurita</i>	Gambá-de-orelha-preta	1	Não
<i>Philander frenatus</i>	Cuíca-de-quatro-olhos	5	Não
Dasypodidae			
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	49	Sim
Canidae			
<i>Cerdocyon thous</i>	Graxaim	50	Sim
Felidae			
<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-do-mato-pequeno	62	Sim
<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	15	Sim
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	21	Sim
<i>Puma concolor</i>	Puma	17	Sim
Mustelidae			
<i>Eira barbara</i>	Irara	12	Sim
Procyonidae			
<i>Nasua nasua</i>	Quati	23	Sim
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	4	Não
Tapiridae			
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	3	Não
Tayassuidae			
<i>Pecary tajacu</i>	Cateto	7	Não
Hydrochoeridae			
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	3	Não
Cuniculidae			
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	12	Sim
Dasyproctidae			
<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	8	Não

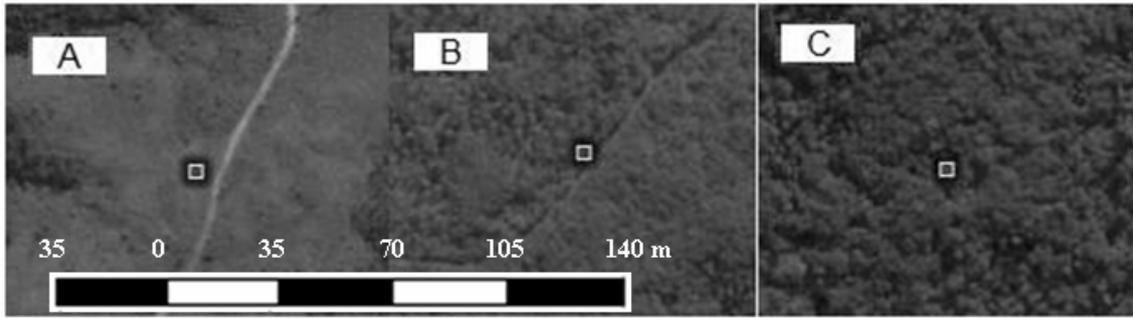


Figura 1: Classificação da densidade da cobertura vegetal em duas áreas de Floresta Atlântica no Sul do Brasil. Área aberta (A), cobertura intermediária (B) e cobertura densa (C).

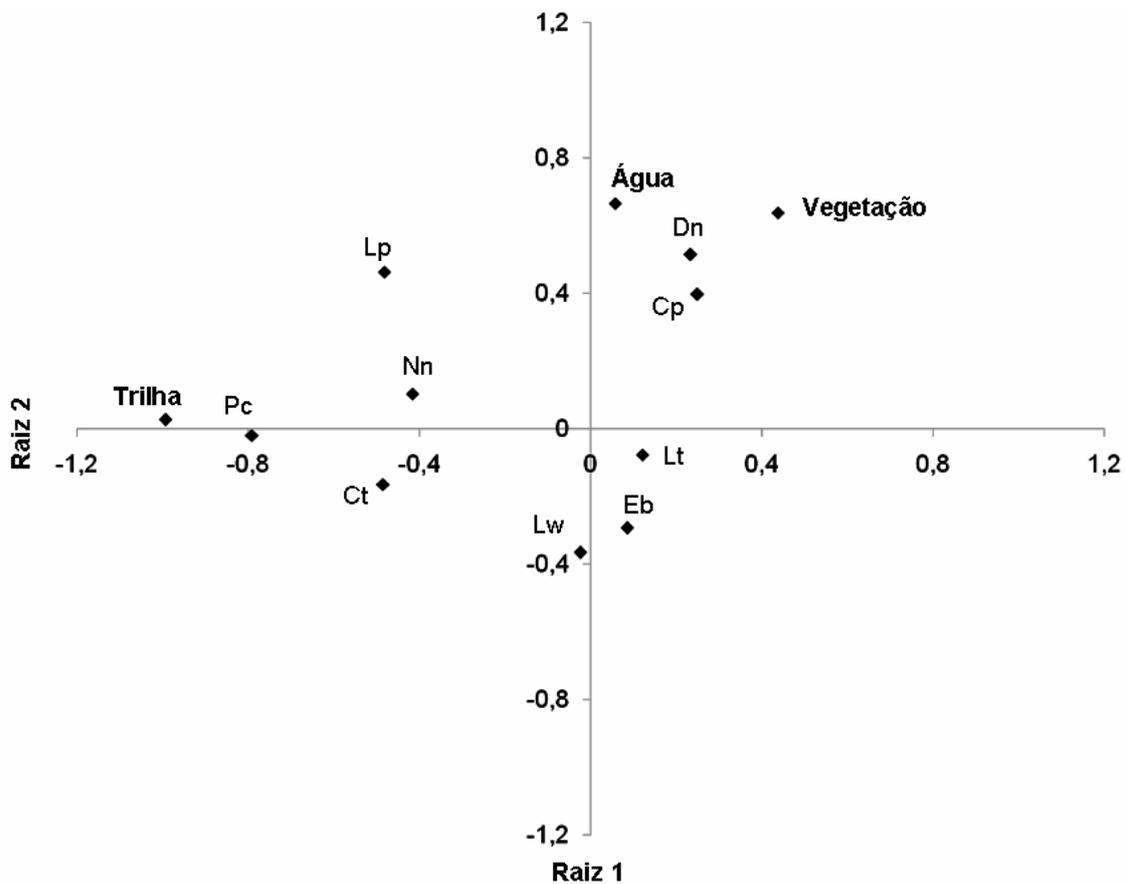


Figura 2: Relações entre as espécies de mamíferos e alguns parâmetros ambientais (largura das áreas de passagem, proximidade da água e densidade da cobertura vegetal) em duas áreas de Floresta Atlântica no Sul do Brasil (R Canônico = 0,84; $\chi^2 = 44,58$; $p = 0,018$; Valores *Eigen*: Raiz 1 = 0,70; Raiz 2 = 0,36). Legendas: Cp: *Cuniculus paca*; Ct: *Cerdocyon thous*; Dn: *Dasybus novemcinctus*; Eb: *Eira barbara*; Lp: *Leopardus pardalis*; Lt: *Leopardus tigrinus*; Lw: *Leopardus wiedii*; Nn: *Nasua nasua*; Pc: *Puma concolor*.

Capítulo 2

Densidade populacional, área de vida e atividade da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) em uma pequena reserva na Floresta Atlântica do sul do Brasil

Running head: Ecologia da jaguatirica no Sul do Brasil

Fernando Vilas Boas Goulart & Nilton Carlos Cáceres

Biotropica

RESUMO

A jaguatirica *Leopardus pardalis* é um gato pintado neotropical de médio porte e que apresenta uma ampla distribuição geográfica. O presente estudo foi conduzido em uma reserva em área de Floresta Atlântica no Sul do Brasil e forneceu informações acerca dos aspectos ecológicos da jaguatirica mediante registros fotográficos. A densidade foi calculada pelo método da metade da média dos deslocamentos máximos de cada indivíduo, resultando em 0,03 jaguatiricas por km². As áreas de vida foram obtidas pelo método do mínimo polígono convexo e estavam dentro das variações observadas para os indivíduos machos. As áreas de vida das fêmeas mostraram-se menores do que as variações reportadas em outros estudos. O padrão bimodal noturno registrado está provavelmente relacionado à atividade das presas, pois acredita-se que as jaguatiricas ajustam seus movimentos à probabilidade de encontros com suas presas locais. A baixa densidade observada pode ser consequência das condições da área de estudo, pequena e isolada, o que indica a necessidade de reservas maiores e de mecanismos para conectar populações isoladas.

ABSTRACT

The Ocelot *Leopardus pardalis* is a medium-sized neotropical spotted cat with a wide geographic range. The present study was conducted in a reserve in an Atlantic Forest area in southern Brazil, and provided information on Ocelot ecology through photographic records. Density estimated by the half of the mean maximum distance moved method resulted in 0.03 ocelots per km². The minimum home range sizes were obtained by the minimum convex polygon method and were in agreement with other studies for the males recorded. Our female's home range size was smaller than ranges reported elsewhere. The bimodal nocturnal pattern recorded is probably related with the prey activities, since it is suggested that Ocelots adjust their movements to the probabilities of encountering local prey. The low density observed could be a consequence of the conditions of the study area, small and isolated, which indicates the necessity for larger reserves and mechanisms to connect isolated populations.

Key words: activity pattern; Brazilian; camera trap; ecology; Felidae; spot pattern

A JAGUATIRICA *LEOPARDUS PARDALIS* É UM GATO PINTADO NEOTROPICAL DE MÉDIO PORTE (peso de um indivíduo adulto varia entre 7-16 kg) com distribuição geográfica desde o sul do Texas até o norte da Argentina (Oliveira 1994, Emmons & Feer 1997, Murray & Gardner 1997). Com exceção da onça-pintada (*Panthera onca*), a jaguatirica é o maior gato pintado da América do Sul (Trolle & Kéry 2003). Seus hábitos oportunistas possibilitam o consumo de uma ampla variedade de presas pequenas e de médio porte (Murray & Gardner 1997), as quais são geralmente caçadas no solo (Bisbal 1986). As jaguatiricas são esquivas, solitárias, noturnas, e preferem locais com cobertura vegetal, o que as tornam mais difíceis de serem estudadas (Haines *et al.* 2006). Entretanto, as jaguatiricas são mais fáceis de serem estudadas do que outros gatos porque são mais facilmente capturadas em *live-traps* ou *camera-traps* (Di Bitetti *et al.* 2006).

Métodos como a rádio-telemetria e as armadilhas fotográficas têm sido recentemente utilizadas no estudo de jaguatiricas. O uso da rádio-telemetria é limitado pelo pequeno número de animais que podem ser monitorados simultaneamente, pela incerteza sobre quantos animais não estão capturados, e pelos altos custo e esforço envolvidos (Karanth 1995, Trolle & Kéry 2003).

As armadilhas fotográficas têm sido empregadas com sucesso no monitoramento e análise de dados de captura-recaptura de felinos como o tigre *Panthera tigris* (Karanth & Nichols 1998), o leopardo *Panthera pardus* (Henschel & Ray 2003), o lince *Lynx rufus* (Heilbrun *et al.* 2006), o jaguar *Panthera onca* (Maffei *et al.* 2004, Soisalo & Cavalcanti 2006) e a jaguatirica (Trolle & Kéry 2003, Maffei *et al.* 2005, Trolle & Kéry 2005, Di Bitetti *et al.* 2006, Haines *et al.* 2006).

A maioria dos estudos com ecologia e comportamento de jaguatiricas tem focado sua abundância, dieta, padrões de atividade, áreas de vida e uso de habitat. Estes estudos começaram a fornecer informações quanto ao seu grau de variabilidade

em resposta ao ambiente (Di Bitetti *et al.* 2006). O uso de diferentes métodos tem fornecido dados consistentes, mas o conhecimento permanece escasso (Maffei *et al.* 2005, Trolle & Kéry 2005), principalmente na Floresta Ombrófila Densa e na região Sul do Brasil. Neste estudo, utilizamos armadilhas fotográficas para avaliar a densidade, a área de vida e o padrão de atividade da jaguatirica em uma pequena reserva na Floresta Atlântica do Sul do Brasil.

MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO – O estudo foi conduzido em uma área de Floresta Atlântica no estado de Santa Catarina, Sul do Brasil, na Reserva Ecológica do Caraguatá (43 km²). A reserva compreende cinco municípios localizados nas encostas da Serra do Mar (coordenadas centrais: 27°25'51" S e 48°51'01" W), com altitudes variando entre 420 e 900 metros acima do nível do mar. A formação vegetal predominante é Floresta Ombrófila Densa, com porções montanas e submontanas (Veloso *et al.* 1991). Existem ainda relictos de *Araucaria angustifolia* (pinheiro brasileiro), já que a área margeia porções da Floresta Ombrófila Mista (Gaplan 1986). O clima é subtropical com alta pluviosidade anual (1.800 mm), e as temperaturas médias variam entre 20 e 24°C em janeiro e entre 12 e 16°C em julho (Gaplan 1986).

PROCEDIMENTOS DE CAPTURA – Os dados foram coletados em armadilhas fotográficas Tigrinus[®] instaladas por toda a área de estudo. O equipamento consiste de um sensor de infra-vermelho programado para disparar quando algum animal interrompe o feixe. Vinte e nove estações foram amostradas durante 14 meses de estudo. Dois modelos de armadilha fotográfica (convencional e digital) foram dispostas ao longo de *ca.* 30.54 km². As distâncias entre as estações variaram entre 1,0 e 1,5 km. Os modelos digitais

foram iscados com ração para gato visando compensar o tempo de atraso no disparo deste equipamento. As informações obtidas com os modelos iscados foram incluídas nas análises. Acreditamos que as iscas não influenciaram nos padrões de atividade e na estimativa das áreas de vida por três motivos: (1) a isca não é o alimento original da espécie; (2) a isca não apresenta aroma tão forte a ponto de influenciar longos deslocamentos dos gatos, ficando restrita a áreas pequenas; (3) a isca deteriora-se em poucos dias; (4) a espécie desloca-se frequentemente por trilhas, de modo que o encontro com a isca torna-se uma consequência natural. A área efetivamente amostrada foi calculada considerando um raio circular (*buffer*) ao redor de cada estação amostral. Este raio corresponde à metade da média dos deslocamentos máximos ($1/2$ MMDM) de cada indivíduo de jaguatirica, de acordo com Karanth e Nichols (1998), o que resultou em uma área total amostrada de *ca.* 70.62 km², sem lacunas no desenho (Fig. 1). Como o foco inicial do estudo era estudar a comunidade de mamíferos como um todo, o arranjo das armadilhas foi ajustado também para outras espécies maiores de mamíferos e não somente para a jaguatirica (Fig. 1). Embora as armadilhas não tenham sido dispostas em pares, foi possível a identificação de alguns indivíduos de jaguatirica. A identificação ocorreu com base em uma combinação de caracteres como o sexo e o padrão das manchas, pintas e listas (Fig. 2). Fotos onde não foi possível a individualização das jaguatiricas foram excluídas das análises. O padrão de atividade das jaguatiricas foi inferido através da hora registrada nas fotos no momento do disparo. Os registros considerados como noturnos ocorreram entre o pôr e o nascer do sol, enquanto que os diurnos ocorreram entre o nascer e o pôr do sol. Os registros crepusculares ocorreram dentro do intervalo de uma hora antes e depois do nascer e pôr do sol, respectivamente. Os horários de nascer e pôr do sol foram determinados através do programa Moonrise 3.5 (Sidell 2002), já que o estudo foi conduzido por mais de um

ano e os horários do crepúsculo variam durante o ano na área de estudo. Para esta análise, foram consideradas como mesma captura (*i.e.*, um registro válido) registros das jagatiricas em uma mesma estação dentro do intervalo de uma hora, visando maximizar a independência dos dados.

ANÁLISE DOS DADOS - A estimativa populacional pelo programa CAPTURE foi testada e rejeitada porque poucos indivíduos foram amostrados durante um longo período, e por isso premissas essenciais não foram satisfeitas. Devido a isso, optamos por estimar o tamanho da população de jagatiricas pelo método de Jolly-Seber. A densidade de jagatiricas foi então obtida dividindo-se o tamanho médio da população pela área efetivamente amostrada (áreas das câmeras e seus respectivos raios), seguindo Trolle e Kéry (2003).

O método do mínimo polígono convexo (MPC – 100%) foi utilizado no cálculo das áreas de vida mínima poligonal de três indivíduos, dois machos e uma fêmea, através do programa ArcView 9.1. Dados obtidos com os dois modelos de armadilha fotográfica foram utilizados nesta análise.

Uma ANOVA, seguida pelo teste de Bonferroni, foi utilizada para testar diferenças nos padrões de atividade das jagatiricas, comparando o número de registros válidos em cada período (diurno, crepuscular e noturno) obtidos em cada estação. Verificou-se a normalidade e heterogeneidade dos dados antes da análise pelo teste de Shapiro-Wilk.

RESULTADOS

Durante os 14 meses de estudo, quatro indivíduos foram registrados na área amostrada pelo mínimo polígono convexo de *ca.* 30.54 km². O esforço total foi de 4.250

armadilhas-noite. Foram obtidas 42 fotografias de jaguatiricas em 13 estações amostrais. Em cinco fotos não foi possível individualizar nenhum espécime. O tamanho populacional médio estimado pelo método de Jolly-Seber foi de $2,3 \pm 0,88$ indivíduos, enquanto a área total amostrada foi de $70,62 \text{ km}^2$, resultando em uma densidade de $0,03$ jaguatiricas por km^2 (Tabela 1).

As áreas de vida mínima obtidas pelo MPC – 100% foram $12,29$ (# 1) e $2,69$ (# 2) para os machos, e $0,38 \text{ km}^2$ para a fêmea (# 1). O quarto indivíduo era uma fêmea, e como foi registrada em apenas dois pontos, foi impossível determinar sua área de vida mínima (Fig. 3). Os deslocamentos máximos observados durante o período de estudo foram $4,75$ e $7,54 \text{ km}$ para os machos, e $1,12$ e $1,69 \text{ km}$ para as fêmeas. As jaguatiricas foram consideradas noturnas ($F = 11,463$; $gl = 2$; $P < 0,001$), sendo registradas mais durante a noite ($n = 34$) do que durante os períodos diurno ($n = 2$) e crepuscular ($n = 2$). Foram observados dois picos de atividade durante a noite, um próximo das 21 h e o outro próximo à meia-noite. Seguente aos dois picos iniciais, a atividade tendeu a decair continuamente durante a noite (Fig. 4).

DISCUSSÃO

A densidade de jaguatiricas observada foi baixa em comparação a outros estudos nas regiões neotropical (Ludlow & Sunquist 1987, Emmons 1988, Jacob 2002, Maffei *et al.* 2002, Trolle & Kery 2003, Maffei *et al.* 2005, Trolle & Kery 2005, Di Bitetti *et al.* 2006) e temperada (Lopez-Gonzalez *et al.* 2003, Haines *et al.* 2006). A maioria dos estudos utilizou diferentes métodos na estimativa de densidade, como MMDM (Jacob 2002), rádio-telemetria (Ludlow & Sunquist 1987, Emmons 1988), ou registro de observações (Lopez-Gonzalez *et al.* 2003). Mesmo comparando estudos que empregaram a mesma metodologia ($^{1/2}$ MMDM), ainda assim foi observada uma baixa

densidade de jaguatiricas. A área de estudo (uma reserva) pode não ser grande o suficiente para suportar muitos indivíduos. A reserva é pequena (ca. 43 km²) e circundada por fazendas de cultivo, onde sinais de caça ilegal são frequentemente observados. A pressão de caça pode estar restringindo as jaguatiricas a uma “ilha” pequena e parcialmente isolada. Em quase metade da reserva não foram registrados indivíduos de jaguatiricas, o que indica ao menos um baixo nível de ocupação e uma alta heterogeneidade na ocupação espacial. Ao invés de um esforço de amostragem inadequado, este fato pode indicar que a população local está isolada, sofrendo os problemas inerentes deste isolamento, como o de população mínima viável (Primack & Rodrigues 2002).

Aparte às estimativas de densidade, a determinação do tamanho do raio ao redor de cada armadilha (*buffer*) e seus efeitos nas estimativas são controversos e necessitam mais estudos a respeito (Trolle & Kery 2005, Di Bitetti *et al.* 2006). Por exemplo, o critério de Karanth e Nichols (1998) para definir o método $1/2$ MMDM foi baseado em pequenos mamíferos, e suas aplicações à grandes carnívoros terrestres são duvidosas. Soisalo e Cavalcanti (2006) reportaram que o método $1/2$ MMDM superestimou a população de onças-pintadas quando comparado com os resultados obtidos com GPS telemetria no Pantanal brasileiro. No presente estudo em Floresta Atlântica, a estimativa parece ser baixa. Contudo, a população na área de estudo parece ser de fato pequena, talvez como resultado do isolamento na reserva de pequeno tamanho. Um estudo com jaguatiricas na Floresta Atlântica do nordeste da Argentina também apresentou um baixo valor para a estimativa populacional (Di Bitetti *et al.* 2006).

O tamanho estimado para as áreas de vida das fêmeas neste estudo foi menor do que as variações já reportadas, mesmo considerando a correlação negativa entre tamanho de área de vida e densidade em comparações para carnívoros territoriais (Di

Bitetti *et al.* 2006). Outros estudos com armadilhas fotográficas resultaram em áreas de vida maiores (ver Jacob 2002, Di Bitetti *et al.* 2006), assim como os que utilizaram rádio-telemetria (Ludlow & Sunquist 1987, Emmons 1988, Crawshaw & Quigley 1989). Devido ao fato de que os deslocamentos de fêmeas são menores dos que os de machos (Oliveira 1994), as distâncias médias entre as estações amostrais podem não ter sido ajustadas apropriadamente para as fêmeas, *i.e.*, foram maiores do que os deslocamentos esperados. Se isto de fato ocorreu, o tamanho das áreas de vida das fêmeas neste estudo foi substancialmente subestimado, como deduzido das comparações com outros estudos. Por exemplo, o tamanho médio da área de vida das fêmeas na Floresta Atlântica do nordeste da Argentina foi de 6.0 km² (Di Bitetti *et al.* 2006) em contraste com a estimativa de 0.4 km² para este estudo.

Para os machos, as áreas de vida estimadas corroboraram as variações já observadas. Esta uniformidade sugere que o tamanho da área de vida mantido pelos machos é provavelmente um limite ótimo que estes podem manter, já que a densidade de presas pode variar consideravelmente entre locais (Oliveira 1994). O fato das áreas de vida de machos serem em geral maiores que as de fêmeas (Oliveira 1994, Murray & Gardner 1997), até 3-4 vezes (Ludlow & Sunquist 1987) e geralmente sobrepondo vários territórios (Emmons 1988, Murray & Gardner 1997), estaria provavelmente ligado às necessidades dos machos de cobrirem longas distâncias para reprodução e requerimentos energéticos (Ludlow & Sunquist 1987).

Foi possível observar sobreposição entre áreas de vida de três indivíduos monitorados. A área maior pertenceu a um macho, e incluiu a área de vida de outros dois indivíduos (outro macho e uma fêmea). Sobreposições em áreas de vida de machos adultos não são comuns (Emmons 1988), ocorrendo somente próximas às bordas dos territórios (Jacob 2002). A ocorrência de sobreposição durante o mesmo período

(janeiro e julho de 2006) sugere que estes dois indivíduos sejam aparentados, pois jaguatiricas adultas parecem tolerar crias independentes em suas terras natais (Ludlow & Sunquist 1987).

O hábito noturno da jaguatirica já foi mencionado em outros estudos, mas o padrão deste hábito varia de região para região (Oliveira 1994, Di Bitetti *et al.* 2006). Assim como para Emmons (1988), foi possível observar neste estudo um padrão bimodal de atividade durante a noite, porém os picos foram registrados próximo às 21 h (como observado por Maffei *et al.* 2005) e próximo à meia-noite. Este padrão noturno é consequência principalmente da atividade de suas presas (Ludlow & Sunquist 1987), já que as jaguatiricas provavelmente ajustam seus movimentos à probabilidade de encontros com suas presas locais (Emmons 1988). A pressão de caça pode também ter afetado este padrão de atividades (Cullen Jr. *et al.* 2001), pois a reserva está inserida em uma região povoada, levando as presas e subseqüentemente seus predadores à preferência pela maior segurança fornecida pelo hábito noturno.

Armadilhas fotográficas têm sido bastante empregadas na estimativa de áreas de vida e de variações nos padrões de espécies selvagens. Entretanto, é recomendado um intenso esforço de amostragem espacial e temporal, além de constantes trocas de local das estações amostrais (Di Bitetti *et al.* 2006), o que foi parcialmente seguido neste estudo. Estudos adicionais em uma mesma área são necessários para comprovar observações preliminares (Haines *et al.* 2006). Neste estudo, a área efetivamente amostrada cobriu toda a extensão da reserva. Se a população de jaguatiricas for realmente baixa como foi estimada, seria necessário uma reserva maior para conservar uma população mínima viável. Além disso, existiria a necessidade de mecanismos eficientes de dispersão e imigração, a fim de conectar populações isoladas (Mazzolli 1993).

AGRADECIMENTOS

Somos muito gratos à Russel Wid Coffin por permitir a realização dos estudos na Reserva Ecológica do Caraguatá. Também agradecemos à Conservação Internacional/Brasil, Associação Reserva Ecológica do Caraguatá (na pessoa de Paulo Sérgio Schweitzer), e FUNPESQUISA/UFSC pelo apoio logístico. Reconhecimento é também prestado a Júlio César, Lenoir, Wanderlei, Adílson, Aranha e Joel (fiscais da Reserva Ecológica do Caraguatá), pelo suporte nos trabalhos de campo. C. H. Salvador de Oliveira, V. Piacentini, F. Souza, H. Mozerle, e T. Maccarini nos ajudaram em campo durante algumas expedições. Dra. Sandra Costa e o estudante Diogo da Silva da Universidade do Vale do Paraíba (UNIVAP) forneceram ajuda essencial no uso do programa ArcView 9.1. C. H. Salvador de Oliveira nos ajudou em algumas análises de estimativa populacional.

LITERATURA CITADA

- BISBAL, F. J. 1986. Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). *Mammalia* 50: 329-339.
- CRAWSHAW, P. G. JR. AND QUIGLEY, H. B. 1989. Notes on ocelot movement and activity in the Pantanal region, Brazil. *Biotropica* 21: 377-379.
- CULLEN-JR, L.; BODMER, R. AND VALLADARES-PÁDUA, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx* 35: 137-144.
- DI BITETTI, M. S., PAVIOLO, A. AND DE ANGELO, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153-163.

- EMMONS, L. H. 1988. A field study of ocelots in Peru. *Revue d'Ecologie de la Terre et la Vie* 43: 133-157.
- EMMONS, L. H. AND FEER, F. 1997. *Neotropical rain forest mammals. A field guide.* (2nd edition). The University of Chicago Press, Chicago. 307 pp.
- GAPLAN, 1986. *Atlas de Santa Catarina.* Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral, Rio de Janeiro, Brasil, 173 pp.
- HAINES, A. M., JANECKA, J. E., TEWES, M. E., GRASSMAN JR., L. I. AND MORTON, M. 2006. The importance of private lands for ocelot *Leopardus pardalis* conservation in the United States. *Oryx* 40: 90-94.
- HEILBRUN, R. D., SILVY, N. J., PETERSON, N. J. AND TEWES, M. E. 2006. Estimating Bobcat Abundance Using Automatically Triggered Câmeras. *Wildlife Society Bulletin* 34: 69-73.
- HENSCHEL, P. AND RAY, J. 2003. *Leopards in African rainforests: survey and monitoring techniques.* Wildlife Conservation Society, New York.
- JACOB, A. A. 2002. *Ecologia e Conservação da Jaguatirica (Leopardus pardalis) no Parque Estadual Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP.* Dissertação de mestrado. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 56 pp.
- KARANTH, U. K. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71: 333-338.
- KARANTH, U. K. AND NICHOLS, J. D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852- 2862.
- LÓPEZ GONZALEZ, C. A., BROWN, D. E. AND GALLO-REYNOSO, J. P. 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western México: ecology, distribution and conservation status. *Oryx* 37: 358-364.

- LUDLOW, M. E. AND SUNQUIST, M. E. 1987. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research* 3: 447-461.
- MAFFEI, L., CUÉLLAR, E. AND NOSS, A. 2002. Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 11: 55 – 66.
- MAFFEI, L., CUÉLLAR, E. AND NOSS, A. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera-trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology* 262: 295-304.
- MAFFEI, L., NOSS, A. J., CUÉLLAR, E. AND RUMIZ, D. I. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21: 1-6.
- MAZZOLLI, M. 1993. Ocorrência de *Puma concolor* (Linnaeus) (Felidae, Carnivora) em áreas de vegetação remanescente de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 10: 581-587.
- MURRAY, J. L. AND GARDNER, G. L. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species* 548: 1-10.
- OLIVEIRA, T. G. 1994. *Neotropical cats: ecology and conservation*. Edufma, São Luís, Brasil. 220 pp.
- PRIMACK, R. B. AND RODRIGUES, E. 2002. *Biologia da Conservação*. Editora Planta, Londrina. 328 pp.
- SIDELL, B. P. 2002. *Moonrise 3.5 (32Bit) Software*.
- SOISALO, M. K. AND CAVALCANTI, S. M. C. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture

- sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129: 487- 496.
- TROLLE, M. AND KÉRY, M. 2003. Ocelot density estimation in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84: 607-614.
- TROLLE, M. AND KÉRY, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69: 405-412.
- VELOSO, H. P., RANGEL-FILHO, A. L. R. AND LIMA, J. C. A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, IBGE, 124 pp.

TABELA 1. Densidade populacional e área de vida (em km²) médias de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) registradas com diferentes métodos em vários estudos conduzidos nas Américas.

Estudo	Método	Densidade média ^a	Área de vida média	
			Macho	Fêmea
Ludlow & Sunkuist (1987)	Rádio-telemetria	0,4	10,0 ^b	3,0 ^b
Emmons (1988)	Rádio-telemetria	0,8	7,0 ^c	1,8 ^c
Crawshaw & Quilgley (1989)	Rádio-telemetria	-	-	1,2
Jacob (2002)	MMDM	0,31	11,7 ^d	7,2 ^d
Maffei <i>et al.</i> (2002)	¹ / ₂ MMDM	0,4	-	-
Trolle & Kéry (2003)	¹ / ₂ MMDM	0,56	-	-
López-Gonzalez <i>et al.</i> (2003)	Registros	0,06	-	-
Maffei <i>et al.</i> (2005)	¹ / ₂ MMDM	0,3	-	-
Trolle & Kéry (2005)	¹ / ₂ MMDM	0,11	-	-
	¹ / ₂ MMDM	0,17		
Di Bitetti <i>et al.</i> (2006)	MMDM	0,10	13,4 ^c	6,0 ^c
	Rádio-telemetria	0,14		
Haines <i>et al.</i> (2006)	¹ / ₂ MMDM	0,3	-	-
Este estudo	¹ / ₂ MMDM	0,03	7,5 ^c	0,4 ^c

^a Densidade média (indivíduos por km²).

^b Área de vida estimada pelo método da área-mínima.

^c Área de vida estimada pelo MPC – 100%.

^d Área de vida estimada pelo MPC – 95%.

LEGENDAS DAS FIGURAS

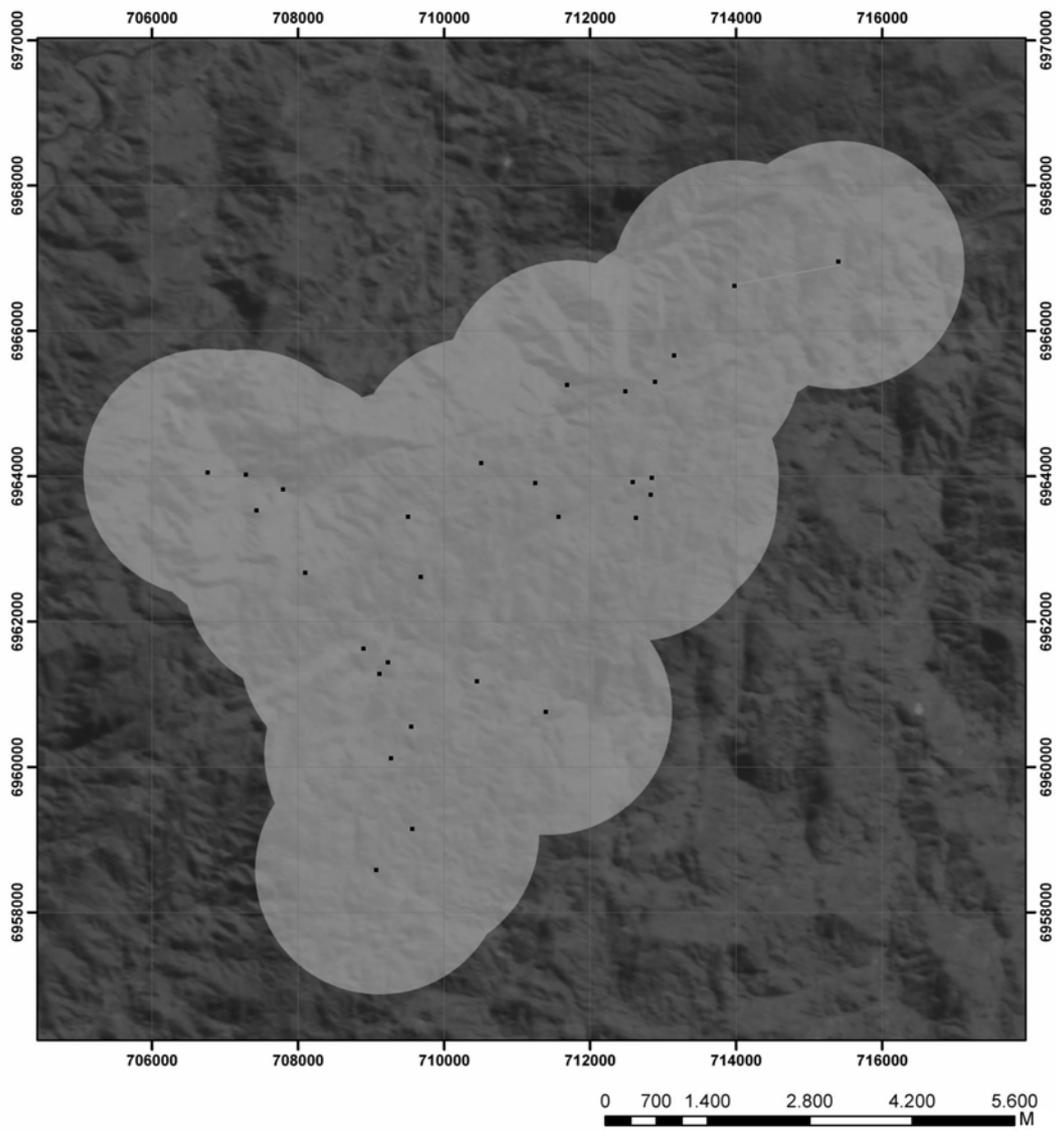
FIGURA 1: Área efetivamente amostrada (*buffer* ao redor de cada estação amostral) no estudo de jaguatiricas em Floresta Atlântica do estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. Os pontos indicam os locais de instalação das armadilhas fotográficas. *Buffer* foi calculado pelo método do $1/2$ MMDM (Karanth & Nichols 1998). Os números ao lado de fora da figura referem-se às coordenadas (em UTM) da área de estudo.

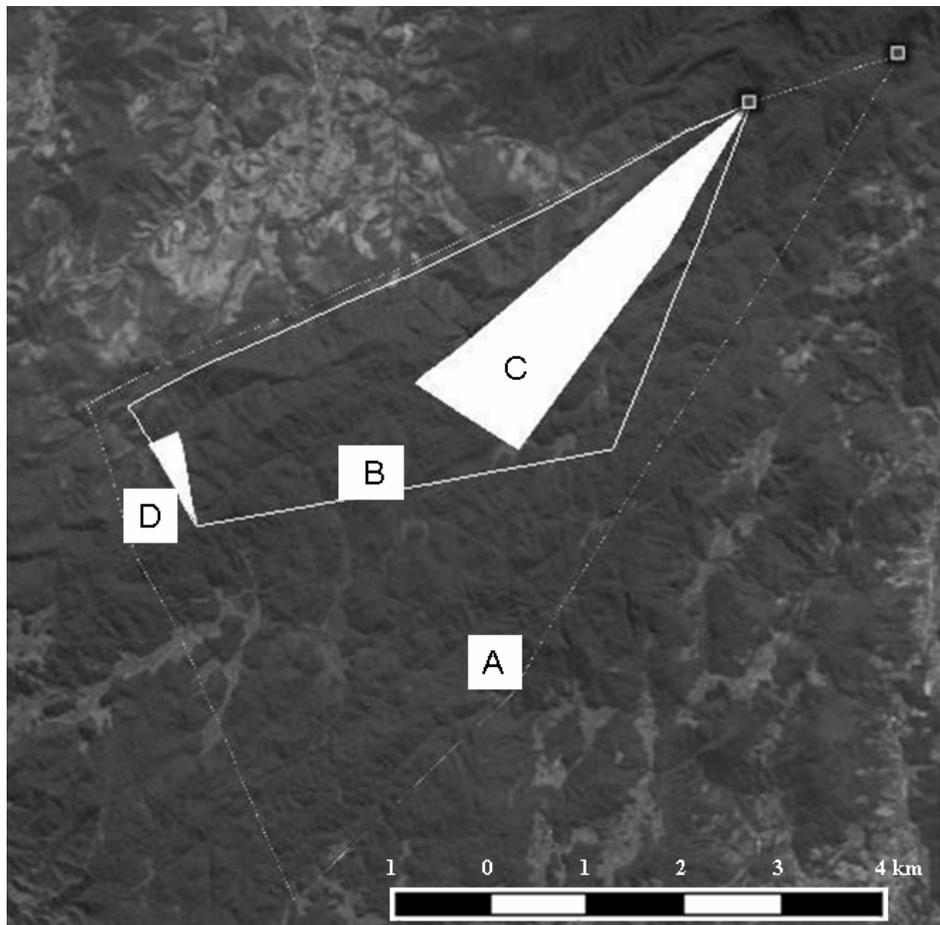
FIGURA 2: Registros do mesmo indivíduo de jaguatirica (*Leopardus pardalis*) em duas ocasiões diferentes na Floresta Atlântica do Sul do Brasil, evidenciando a capacidade de individualização por padrões de manchas.

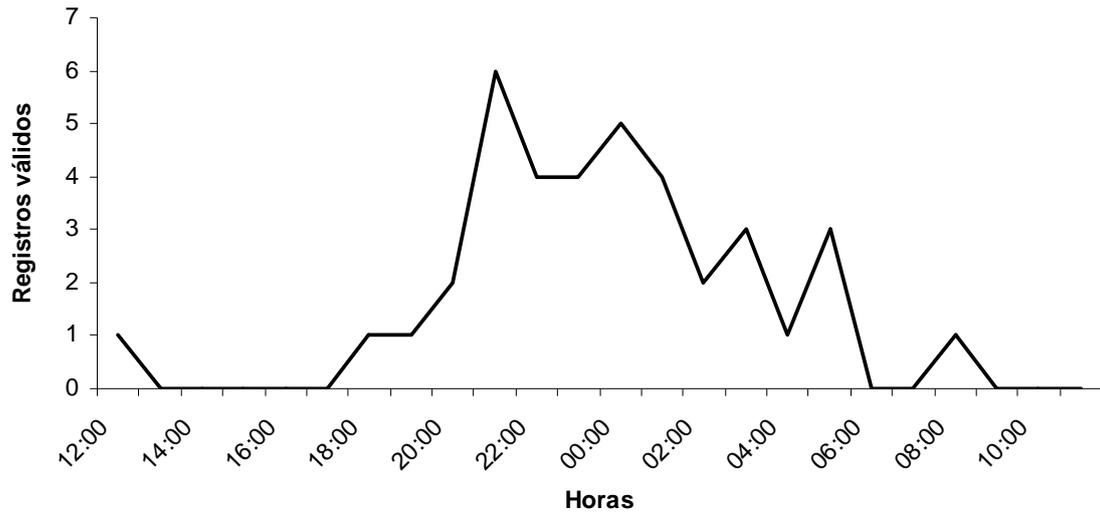
FIGURA 3: Áreas de vida de três indivíduos de jaguatirica (*Leopardus pardalis*), calculadas pelo MPC – 100%, em uma reserva na Floresta Atlântica do Sul do Brasil. A figura mostra a área amostrada (A) e as áreas de vida de três indivíduos: o macho 1 (B), o macho 2 (C) e uma fêmea (D). Os pontos no alto da figura indicam as duas estações onde a outra fêmea foi registrada. Coordenadas centrais: 27°25'51" S e 48°51'01" W.

FIGURA 4: Padrão de atividade circadiano de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) em uma reserva na Floresta Atlântica do Sul do Brasil

FIGURAS







Capítulo 3

Comparação de eficácia entre modelos de armadilhas fotográficas (convencionais x digitais) em estudos com mamíferos da Floresta Atlântica

Título resumido: Comparação de eficácia entre armadilhas fotográficas

Fernando Vilas Boas Goulart & Nilton Carlos Cáceres

Biota Neotropica

Resumo

As armadilhas fotográficas têm se mostrado uma ferramenta importante na obtenção de informações de espécies noturnas e esquivas. Esses equipamentos constituem uma boa parcela do orçamento de um projeto de pesquisa, onde modelos desenvolvidos de forma alternativa são bastante úteis, principalmente no universo de pesquisa brasileiro. O estudo conduzido em duas Unidades de Conservação no sul do Brasil por 14 meses, forneceu informações a respeito do uso de dois modelos de armadilhas fotográficas nacionais (convencionais e digitais) em estudos com mamíferos. Os equipamentos foram instalados ao longo das áreas de estudo onde analisou-se o melhor modelo de equipamento para pesquisas com mamíferos quanto a uma série de fatores. O modelo convencional apresentou menor taxa de disparos em falso em relação ao digital em todas as situações testadas, como horários do dia e densidades da cobertura vegetal. O modelo convencional também foi mais eficiente no registro de duas espécies de felinos e apresentou-se mais acessível financeiramente para um estudo de curto prazo. Entretanto, outras questões devem ser levadas em conta na escolha do modelo de equipamento fotográfico, como as características do local amostrado, hábitos da espécie-alvo, período de duração do estudo, disponibilidade financeira e a pergunta a ser respondida. Dessa forma, é apresentado um protocolo de monitoramento que visa ajudar a pesar os benefícios e adversidades de cada modelo em estudos com armadilhas fotográficas nacionais similares às utilizadas neste estudo.

Palavras-chave: armadilhas fotográficas, convencional, digital, eficiência, mamíferos

1. Introdução

As armadilhas fotográficas têm se mostrado uma ferramenta importante na obtenção de informações de espécies noturnas e esquivas (Sanderson 2004, Rovero et al. 2005). Estes equipamentos começaram a ser usados recentemente em estudos de fauna (Wallace et al. 2003, Nascimento et al. 2004), visto que esta é uma técnica relativamente nova, necessitando-se, portanto, de um número maior de estudos com a finalidade de refinar suas aplicações (Koerth & Kroll 2000). O uso desses equipamentos permite o cálculo de estimativas de densidade e abundância relativa (Carbone et al. 2001), além de inventários, identificação de predadores, frugívoros e dispersores, determinação de horários de atividade, e estudos sobre uso de hábitat e de comportamentos sociais (Tomas & Miranda 2003, Nascimento et al. 2004).

Esta metodologia vem substituindo técnicas menos eficientes (busca por rastros, observações diretas), pois o equipamento fotográfico se apresenta mais acessível financeiramente quando comparado a outros de mesma precisão, como a rádio-telemetria e os levantamentos aéreos (Tomas & Miranda 2003). Além do fato de o equipamento ser relativamente pequeno em tamanho, funciona automaticamente e apresenta uma grande autonomia (Roberts et al. 2006). Apesar desta maior acessibilidade financeira, esses equipamentos podem ainda constituir uma boa parcela do orçamento de um projeto de pesquisa, onde modelos desenvolvidos semi-industrialmente são bastante úteis, principalmente no universo de pesquisa brasileiro (Srbek-Araújo & Chiarello 2005).

Equipamentos fotográficos Tigrinus[®] constituem um exemplo de modelo produzido semi-industrialmente, tendo boa aceitação no mercado nacional e eficiência compatível aos equipamentos estrangeiros, aliados a um menor preço de aquisição (ver Oliveira & Cassaro 2005, Tortato & Oliveira 2005).

Dada a necessidade de refinamento das aplicações do equipamento, este estudo teve como objetivos i) avaliar a eficiência de dois modelos de armadilhas fotográficas nacionais Tigrinus[®] (convencional e digital) para a captura de imagens de diferentes espécies de mamíferos e em diferentes situações (ambiente e período do dia), sugerindo o melhor equipamento para determinado objetivo, e ii) analisar o custo/benefício para cada um dos modelos.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido em duas Unidades de Conservação (UCs) de Floresta Atlântica, distantes 40 km uma da outra, em Santa Catarina, sul do Brasil: Reserva Ecológica do Caraguatá - REC (4.200 ha) e núcleo de araucárias do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro - PEST (5.000 ha). As áreas se situam nas encostas da Serra do Mar, com altitudes variando entre 420 e 1.100 m acima do nível do mar. As formações vegetais predominantes são a Floresta Ombrófila Densa montana e alto-montana, abrangendo ainda alguns remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (*Araucaria angustifolia* - pinheiro brasileiro). O clima é subtropical com alta pluviosidade anual (1.800 mm). As temperaturas médias variam entre 20 e 24°C em janeiro e entre 12 e 16°C em julho (Gaplan 1986).

2.2. Métodos

A coleta de dados foi realizada com o uso de armadilhas fotográficas Tigrinus[®] instaladas ao longo de carreiros, trilhas e estradas abandonadas. O equipamento apresenta sensores de infravermelho passivo, para detecção de calor associado a movimento, programado para disparar quando algum animal passa pela frente da

armadilha e gera variação de infravermelho suficiente para o disparo. O modelo convencional é adaptado com câmera fotográfica compacta automática, CANON BF10 QD lente 28 mm, enquanto o modelo digital usou câmeras com zoom óptico e resolução de 4.1 *megapixel*, SONY *Cybershot* P41.

Setenta e três estações (33 convencionais e 40 digitais), variando em intervalos regulares de 1-1,5 km entre si, foram estabelecidas de maneira aproximadamente uniforme nas áreas e monitoradas durante 17 meses de estudo. Cada modelo de armadilha fotográfica (convencional e digital) foi instalado em cada uma das estações amostrais durante dois meses. Quando um equipamento de um modelo permaneceu em uma estação por dois meses, este foi substituído por outro de outro modelo, amostrando aquele local por igual período. Os modelos digitais foram iscados com ração para gatos e milho a fim de se corrigir o atraso no disparo do equipamento, forçando os animais a ficarem mais tempo expostos à armadilha de forma que estes venham a ser registrados com sucesso.

Apesar dos dois modelos de armadilha apresentarem o mesmo sistema de disparo, existem algumas diferenças que podem vir a interferir nos resultados obtidos, uma vez que há um atraso no tempo de disparo no modelo digital quando comparado ao modelo convencional. A eficiência dos dois modelos foi comparada pela divisão do número de registros “fantasma” (registros sem animais, ou falsos) pelo esforço de amostragem de cada modelo. Uma vez que a incidência de raios solares (influenciados pela quantidade de vegetação e pelos horários do dia) pode influenciar a coleta dos dados pelas máquinas (M. A. Tortato com. pess.), foi feita uma comparação entre os ambientes amostrados e entre os determinados horários do dia para cada modelo de armadilha. Para isso dividiu-se o número de registros “fantasma” pelo esforço de amostragem de cada modelo (em dias para os ambientes amostrados e em horas para os

períodos do dia). Foi considerado como registro independente apenas aqueles com intervalo maior que uma hora entre disparos da mesma espécie na mesma estação, a fim de se evitar pseudo-replicações. Para as espécies capturadas, dividiu-se o número de registros independentes de cada espécie pelo esforço de cada modelo, uma vez que os hábitos de determinadas espécies também podem vir a influenciar a coleta dos dados. A classificação dos ambientes quanto à quantidade de vegetação (área aberta, cobertura intermediária e cobertura densa de dossel) foi feita com base em visitas nas estações de amostragem, onde foi considerado um círculo de 5 m de raio ao redor das armadilhas fotográficas. Este espaço abrange suficientemente a influência dos raios solares incidentes nas armadilhas instaladas. Para análise dos diferentes períodos do dia, utilizou-se o programa Moonrise 3.5 (Sidell 2002) na determinação dos horários de nascer e pôr do sol, já que o estudo foi conduzido por mais de 12 meses e os horários dos crepúsculos variam durante o ano na área de estudo. Os registros considerados como noturnos ocorreram entre o pôr e o nascer do sol, enquanto que os diurnos ocorreram entre o nascer e o pôr do sol. Os registros crepusculares ocorreram dentro do intervalo de uma hora antes e depois do nascer e pôr do sol, respectivamente. O cálculo dos dias de efetiva amostragem dos dois modelos de equipamento foi feito considerando o período (em dias) entre o primeiro e o último disparo fotográfico de cada saída/mês.

Além disso, foi feita uma avaliação de custo/benefício entre os dois modelos, baseado nos custos de obtenção dos equipamentos, de obtenção dos dados (revelação/*download* das fotos) e no funcionamento das máquinas. Para a comparação da eficiência dos dois modelos foi excluído o primeiro mês de amostragem, já que este período serviu de teste para calibrar a sensibilidade do sensor de disparo. As comparações entre os modelos foram feitas com base no estudo de Henschel & Ray (2003) quando compararam os equipamentos das marcas TrailMaster® e CamTrakker®.

2.3. Análises estatísticas

Para testar a eficiência dos dois modelos de armadilhas fotográficas Tigrinus[®], foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis, utilizando-se o teste *a posteriori* de Dunn para comparar as taxas de captura (fotos “fantasma”/esforço) entre as estações amostradas por cada modelo. A comparação entre os diferentes ambientes amostrados e períodos do dia para cada modelo e entre os modelos também ocorreu com base no teste de Kruskal-Wallis, executando-se o teste *a posteriori* de Dunn, quando indicado pelo programa Biostat 4.0, utilizando-se as estações amostradas como unidades de replicação. Através do teste de Mann-Whitney foi verificada a existência de diferenças significativas nas quantidades de dias de efetiva amostragem entre dois modelos de equipamento.

Visando testar a melhor ferramenta para o estudo de determinada espécie, foi utilizado o teste não paramétrico de Mann-Whitney, comparando-se as taxas de capturas de cada espécie (número de registros independentes/esforço) em cada modelo de armadilha fotográfica, e tendo novamente as estações amostrais como unidades de repetição.

3. Resultados e Discussão

Os equipamentos fotográficos nacionais para foto-captura têm se mostrado bastante eficientes e acessíveis, tornando-se uma boa alternativa para substituição dos caros equipamentos estrangeiros. Comparando os modelos convencional e digital quanto a uma série de aspectos, notam-se algumas diferenças vantajosas em alguns dos modelos e em determinadas situações.

Neste estudo o modelo convencional apresentou maior eficiência, apresentando menor número de registros “fantasma” por dia de amostragem ($H = 46,419$; $GL = 1$; $p <$

0,001) (Tabela 1). Apesar dos dois modelos apresentarem o mesmo sistema de disparo, essa diferença pode ser atribuída ao tempo de atraso no disparo do modelo digital (em média 2,3 segundos mais lento; dados obtidos com os fabricantes das máquinas SONY e CANON), mesmo com o uso de atrativos para garantir que os animais ficassem mais tempo expostos ao equipamento. Como a checagem dos equipamentos em campo ocorria com intervalo de aproximadamente um mês, os atrativos usados no modelo digital poderiam rapidamente ser consumidos ou deteriorados antes da próxima checagem, comprometendo o sucesso de capturas nos últimos dias de amostragem do período ou nos dias subseqüentes à visita do primeiro animal à armadilha.

Mesmo considerando a incidência dos raios solares como um potencial causador de disparos em falso, nenhuma diferença foi observada entre os diferentes níveis de cobertura vegetal (aberta, intermediária e densa) das estações amostradas pelos modelos convencional ($H = 0,729$; $GL = 2$; $p = 0,695$) e digital ($H = 4,951$; $GL = 2$; $p = 0,084$) no presente estudo (Tabela 2). Este fato pode ser explicado pela possibilidade de calibragem do sensor de disparo dos dois modelos de armadilha conforme a característica da cobertura vegetal do ambiente amostrado. Este mecanismo, juntamente com o *reduzidor de disparos em falso*[®], é uma das opções dos equipamentos utilizados para otimização dos resultados. A calibragem do sensor permite que o mesmo fique mais ou menos sensível, de acordo com a quantidade de raios solares que possam vir a incidir no equipamento, ocasionando eventualmente o disparo em falso. Quanto maior o potencial de incidência dos raios solares, menos sensível deve ficar o sensor visando evitar o disparo. Entretanto, apesar destes mecanismos, uma diferença significativa foi observada quando se comparou as amostragens destes três ambientes entre os dois modelos distintos, onde o digital apresentou maior número de registros em falso ($H_{aberta} = 14,91$; $p < 0,001$; $H_{intermed.} = 20,16$; $p < 0,001$; $H_{densa} = 5,37$; $p = 0,020$) (Tabela 1).

Isso pode estar relacionado à sensibilidade diferencial do sensor de cada modelo, ressaltando a importância de se ter conhecimento do equipamento para se conduzir um estudo com armadilhas fotográficas (Silver 2005).

A presença dos mecanismos citados também não foi suficiente para corrigir a disparidade na taxa de disparos em falso nos diferentes horários do dia para os dois modelos de armadilhas fotográficas (Tabela 3). Tanto para o modelo convencional ($H = 20,836$; $GL = 2$; $p < 0,001$) quanto para o digital ($H = 37,055$; $GL = 2$; $p < 0,001$), o período diurno, que apresenta maior incidência de raios solares nos equipamentos, foi responsável pela maior taxa de disparos em falso em relação aos demais períodos. A comparação dos três períodos entre os dois modelos também mostrou uma maior eficiência do modelo convencional para os três períodos do dia ($H_{\text{diurno}} = 44,869$; $p < 0,001$; $H_{\text{crep.}} = 15,104$; $p < 0,001$; $H_{\text{noturno}} = 26,447$; $p < 0,001$) (Tabela 2), o que também pode estar relacionado à sensibilidade diferencial do sensor, como explicado acima.

Das 20 espécies registradas no estudo, apenas 12 apresentaram possibilidades de serem testadas, pois foram registradas nos dois modelos e em número suficiente ($>$ que três registros independentes) (Tabela 4). Diante disso, duas espécies apresentaram taxas de captura diferentes entre os dois modelos de armadilha fotográfica. O modelo convencional foi mais eficiente para se registrar *Leopardus tigrinus* ($Z(U) = 2,041$; $p = 0,041$) e *Puma concolor* ($Z(U) = 2,340$; $p = 0,019$) em comparação ao modelo digital. Uma hipótese pode estar relacionada à aversão destas duas espécies ao tipo de isca utilizado nas digitais, uma vez que não foi possível registrá-las consumindo a isca como ocorreu com outras espécies (e.g. *L. pardalis*, *Nasua nasua*, *Philander frenatus*, *Didelphis aurita*, *D. albiventris*). Uma segunda hipótese pode estar relacionada ao hábito de locomoção destes felinos, pois com a rápida deterioração/consumo das iscas, os modelos digitais estariam novamente sujeitos ao atraso no tempo de disparo, sendo

pouco eficientes no registro de espécies que se deslocam de forma mais rápida pelas trilhas.

Analisando o custo/benefício, o preço de aquisição do modelo convencional analógico é bem mais acessível (quase três vezes menos). Entretanto para um estudo de longo prazo, o custo para disponibilização dos dados pode vir a compensar o investimento feito no modelo digital (Tabela 1). Este custo adicional para o modelo convencional incluiu compras e revelações de filmes (no caso, de 36 poses), enquanto que para o digital incluiu a compra de um *lap-top* para armazenamento das fotos após o *download* à partir das máquinas em campo e cartões de memória para as máquinas fotográficas digitais SONY. O modelo digital ainda teve um custo adicional com cevas, pois neste estudo foi utilizado ração para gatos e milho para tentar corrigir o tempo de atraso no mecanismo de disparo (em média 2,3 segundos mais lento) e aumentar o sucesso de capturas. Porém, os equipamentos adicionalmente adquiridos para o funcionamento do modelo digital poderão servir para outros projetos e usos, ao passo que os gastos adicionais com o modelo convencional não têm como ser canalizados para outros fins.

Quanto à vantagem logística, os modelos apresentaram algumas disparidades que poderiam comprometer a programação das etapas de campo. Apesar de possuírem pesos equivalentes, a autonomia (dias de efetiva amostragem em campo como resultado do consumo de pilhas) do modelo digital foi maior ($N_{\text{conv.}} = 104$ períodos, $N_{\text{dig.}} = 87$; $Z(U) = 4,221$; $p < 0,001$), permitindo um cronograma de intervalo mais espaçado entre as saídas a campo para revisão das armadilhas, reduzindo assim os custos com despesas dessa natureza (Tabela 1). É fundamental ter uma avaliação realista do esforço de monitoramento (Silver 2005), e essa característica coloca o modelo digital como mais vantajoso em caso de pesquisas em locais de difícil acesso, onde a checagem dos

equipamentos não pode ser feita tão regularmente. Quanto ao número de pilhas utilizadas, o modelo digital se mostrou mais eficiente em estudos de longo prazo por apresentar um menor consumo de pilhas, e assim garantindo maior autonomia. Porém, quanto à questão logística, os dois modelos não apresentaram disparidades, já que utilizam o mesmo número de pilhas para funcionamento ($n = 6$), equiparando-se o custo com esse material e o esforço em campo, já que as pilhas representariam peso extra nos equipamentos.

Outro aspecto a ser levado em conta para escolha do modelo é o local de estudo. Em locais onde não existe fiscalização/proteção eficientes, furtos ou danos causados por vandalismo podem ser frequentes (Silver 2005), trazendo prejuízos financeiros e comprometendo os resultados finais da pesquisa. Dessa forma, o modelo mais recomendado é o convencional devido ao menor preço de aquisição. Neste estudo foram amostradas duas unidades de conservação, uma reserva ecológica bem protegida e uma localidade de um parque estadual onde os moradores do entorno eram bem conhecidos, não havendo, portanto, problemas dessa natureza. Em locais onde a pecuária é praticada, recomenda-se o uso do modelo digital (Tabela 1), pois a presença do gado resultará em uma grande quantidade de fotos que não interessam ao estudo (Soisalo & Cavalcanti 2006). O uso do modelo convencional nesses casos pode trazer perda de informações, visto que os registros com gado têm grandes chances de acabar com os filmes das máquinas antes da próxima revisão. Em contrapartida, os modelos digitais providos de cartuchos de memória podem armazenar grande quantidade de fotos (e.g. até 490 fotos de 60 Kb em um cartucho de 128 Mb, como os utilizados neste estudo), evitando que as fotos com gado possam vir a ocupar o espaço destinado às fotos das espécies-alvo. Entretanto, o local de amostragem é um fator que não deve ser considerado isoladamente, mas sim após um balanço, pesando os prós e contras de cada

modelo para cada ocasião (e.g. hábitos da espécie-alvo, características do ambiente, disponibilidade financeira do projeto, esforço logístico).

Considerando-se os equipamentos fotográficos utilizados, o modelo convencional se mostrou mais eficiente na aquisição de informações, resultando em um menor número de disparos em falso. Entretanto, muitas outras questões devem ser levadas em conta no momento de se fazer o orçamento de um projeto para escolha do equipamento (Srbek-Araújo & Chiarello 2005). Ressaltamos a necessidade de considerar as características do local amostrado, hábitos da espécie-alvo, período de duração do estudo, disponibilidade financeira e a pergunta a ser respondida (Tabela 1). Este estudo se mostra como um protocolo de monitoramento que visa ajudar a pesar os benefícios e adversidades de cada modelo no momento de se começar uma pesquisa sobre mamíferos silvestres utilizando armadilhas fotográficas nacionais similares às utilizadas neste estudo.

4. Agradecimentos

Somos muito gratos à Russel Wid Coffin e FATMA por permitirem a realização dos estudos na Reserva Ecológica do Caraguatá e no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, respectivamente. À Conservação Internacional/Brasil, Associação Reserva Ecológica do Caraguatá (na pessoa de Paulo Sérgio Schweitzer) e FUNPESQUISA/UFSC pelo apoio logístico. Também agradecemos a Júlio César, Lenoir, Wanderlei, Adilson, Aranha e Joel (fiscais da Reserva Ecológica do Caraguatá), e à Fidêncio Rohling e família (moradores do entorno do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro) por possibilitarem os trabalhos no campo. Carlos Salvador de Oliveira, Vítor Piacentini, Fernando Souza, Hugo Mozerle e Tiago Maccarini contribuíram muito com ajuda prestada em campo durante algumas expedições.

5. Referências bibliográficas

1. CARBONE, C., CHRISTIE, S., CONFORTI, K., COULSON, T., FRANKLIN, N., GINSBERG, J.R., GRIFFITHS, M., HOLDEN, J., KAWANISHI, K., KINNAIRD, M., LAIDLAW, R., LYNAM, A., MACDONALD, D.W., MARTYR, D., MCDUGAL, C., NATH, L., O'BRIEN, T.O., SEIDENSTICKER, J., SMITH, D.J.L., SUNQUIST, M., TILSON, R. & WAN SHAHRUDDIN, W.M. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Anim. Cons.* 4:75-79.
2. GAPLAN, 1986. Atlas de Santa Catarina. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral, Rio de Janeiro, Brasil.
3. HENSCHER, P. & RAY, J. 2003. Leopards in African rainforests: survey and monitoring techniques. Wildlife Conservation Society, New York.
4. KOERTH, B.H. & KROLL, J.C. 2000. Bait type and timing for deer counts using cameras triggered by infrared monitors. *Wild. Soc. Bul.* 28:630-635.
5. NASCIMENTO, V.L., FERREIRA, J.A., FREITAS, D.M., SOUZA, L.L., BORGES P.A.L. & TOMAS, W.M. 2004. Período de atividade de alguns vertebrados do Pantanal, estimado por fotografia remota. IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal, Corumbá/MS.
6. OLIVEIRA, T.G. & CASSARO, K. 2005. Guia de campo dos felinos do Brasil. Instituto Pró-Carnívoros, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Sociedade de Zoológicos do Brasil, Pró-Vida Brasil: São Paulo.
7. ROBERTS, C.W., PIERCE, B.L., BRADEN, A.W., LOPEZ, R.R., SILVY, N.J., FRANK, P.A. & RANSOM, JR., D. 2006. Comparison of Camera and Road Survey Estimates for White-Tailed Deer. *J. Wild. Manag.* 70:263-267.

8. ROVERO, F., JONES, T. & SANDERSON, J. 2005. Notes on Abbott's duiker (*Cephalophus spadix* True 1890) and other forest antelopes of Mwanihana Forest, Udzungwa Mountains, Tanzania, as revealed by camera-trapping and direct observations. *Trop. Zool.* 18:13-23.
9. SANDERSON, J.G. 2004. Camera phototrapping monitoring protocol. Tropical Ecology Assessment and Monitoring Initiative. Version 2.0.
10. SIDELL, B.P. 2002. Moonrise 3.5 (32Bit) Software.
11. SILVER, S.C. 2005. Estimativa da Abundância de Onças-pintadas Através do Uso de Armadilhas Fotográficas. Wildlife Conservation Society, New York.
12. SOISALO, M.K. & CAVALCANTI, S.M.C. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biol. Cons.* 129:487- 496.
13. SRBEK-ARAÚJO, A.C. & CHIARELLO, A.G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* 21:1-5.
14. TOMAS, W.M. & MIRANDA, G.H.B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In *Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre* (L. Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Pádua, eds.). Editora UFPR: 243-265.
15. TORTATO, M.A. & OLIVEIRA, T.G. 2005. Ecology of the Oncilla (*Leopardus tigrinus*) at Serra do Tabuleiro State Park, Southern Brazil. *CATNews* 42:28-30.
16. WALLACE, R.B., GOMEZ, H., AYALA, G. & ESPINOZA, F. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mast. Neot.* 10:133-139.

6. Tabelas

Tabela 1: Comparação de eficiência, custo/benefício e logística entre os modelos convencional e digital, ambos da marca Tigrinus[®], em estudo de 14 meses realizado com mamíferos silvestres em duas Unidades de Conservação de Floresta Atlântica do estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

Parâmetros de comparação	Convencional	Digital
Preço de aquisição (R\$)*	530,00	1.450,00
Custo para disponibilização dos dados (R\$)*	7.446,00	6.000,00
Taxa média de disparos em falso (fotos/dia)	0,16 ^a	1,10 ^b
Autonomia média observada (em dias)	22,51 ± 10,41 ^a	30,49 ± 14,48 ^b
Peso aproximado (em gramas)**	900	900
Número de pilhas necessárias**	6	6
Tempo médio do disparo*** (em segundos)	0,1	2,4
Local sem proteção/fiscalização	Recomendado	Não recomendado
Estudos de longa duração	Não recomendado	Recomendado
Estudos com felinos	Recomendado	Não recomendado
Local com criação de gado	Não recomendado	Recomendado
Intervalos mais longos entre as revisões (eg. locais de difícil acesso)	Não recomendado	Recomendado

*Custos baseados no orçamento do projeto para 12 meses de duração, entre os anos de 2005 e 2006.

** Informações obtidas do site www.tigrinus.com.br

*** Tempo que leva entre a interrupção do feixe e o disparo da foto. Informações obtidas com os fabricantes das máquinas fotográficas Canon[®] (convencional) e Sony[®] (digital) utilizadas na fabricação das armadilhas.

**** Valores seguidos de letras diferentes em uma mesma linha apresentam $p < 0,05$

Tabela 2: Comparação entre a eficiência de captura (número de registros “fantasma”/esforço em dias) em diferentes ambientes obtidas com cada modelo de armadilha fotográfica, em um estudo de 14 meses realizado com mamíferos silvestres em duas Unidades de Conservação de Floresta Atlântica do estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

Ambientes	Convencional	Digital
Aberto	0,151 ^{a/1}	1,313 ^{b/2}
Cobertura intermediária	0,164 ^{a/1}	1,112 ^{b/2}
Cobertura densa	0,183 ^{a/1}	0,688 ^{b/2}
Número de estações	33	40

* Taxa de capturas (fotos “fantasma”/dia) seguidas de letras diferentes em uma mesma coluna, e números diferentes em uma mesma linha apresentam $p < 0,05$ (Teste de Kruskal-Wallis).

Tabela 3: Comparação entre a eficiência de captura (número de registros “fantasma”/esforço em horas) em diferentes períodos do dia obtidas com cada modelo de armadilha fotográfica, em um estudo de 14 meses com mamíferos silvestres em duas Unidades de Conservação de Floresta Atlântica do estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

Períodos	Convencional	Digital
Diurno	0,012 ^{a/1}	0,072 ^{a/2}
Crepuscular	0,007 ^{b/1}	0,026 ^{b/2}
Noturno	0,002 ^{b/1}	0,015 ^{b/2}
Número de estações	33	40

* Taxa de capturas (fotos “fantasma”/hora) seguidas de letras diferentes em uma mesma coluna, e números diferentes em uma mesma linha apresentam $p < 0,05$ (Teste de Dunn).

Tabela 4: Comparação entre frequências de registro (número de capturas de cada espécie/esforço em dias) de mamíferos silvestres obtidas pelo uso de dois modelos de armadilha fotográfica ao longo de 14 meses em duas Unidades de Conservação de Floresta Atlântica do estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

Espécie	Convencional	Digital
<i>Cuniculus paca</i>	0,005	0,002
<i>Cerdocyon thous</i>	0,021	0,02
<i>Eira barbara</i>	0,005	0,003
<i>Leopardus tigrinus</i> *	0,026	0,022
<i>Leopardus pardalis</i>	0,009	0,006
<i>Leopardus wiedii</i>	0,006	0,001
<i>Puma concolor</i> *	0,007	0,004
<i>Nasua nasua</i>	0,010	0,007
<i>Procyon cancrivorus</i>	0,002	I
<i>Hidrochoerus hidrochaeris</i>	0,001	N
<i>Didelphis albiventris</i>	I	0,004
<i>Didelphis aurita</i>	I	I
<i>Dasyprocta azarae</i>	0,003	0,002
<i>Peccary tajacu</i>	0,003	0,004
<i>Philander frenatus</i>	0,002	0,012
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0,021	0,012
<i>Tapirus terrestris</i>	0,001	N
<i>Galictis cuja</i>	N	I
<i>Mazama sp.</i>	N	I
<i>Lepus europaeus</i>	N	0,002
Número de estações	33	40

I – Número insignificante de registros. N – Espécie não registrada com determinado modelo de armadilha. Espécies dentro de uma destas duas categorias não foram consideradas nas análises.

* Espécies registradas com frequências significativamente diferentes em cada modelo. $P < 0,05$ (Teste de Mann-Whitney).