

Persistência e riqueza de mamíferos focais
em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro

Marcelo Mazzolli

*Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS*

Junho de 2006

Esta tese é submetida para
obtenção do título de Doutor em Ecologia

Abstract

Demand for commercial production of exotic forests and cattle raising is a common source of resource conflict which can produce negative effects to conservation of wildlife. This conflict is particularly evident in southern Brazil, where protected areas are not large enough to meet territory requirements of larger species, and where human occupation is high. Hence, conservation of these territory-demanding species will have necessarily to be secured with the maintenance of good habitats elsewhere outside official reserves. The objective of this thesis was to identify the patterns and processes of loss of environmental integrity in the landscape, searching the threshold limit under which the stability of trophic interactions and the entire community may be severely affected (chapter 1 and 2), so that the results can be used as procedures for protected area selection, restoration, and identification of ecologically sound systems of commercial production in rural areas. Several characteristics of indicator groups were used for this purpose, based on the presence-absence of forest mammalian fauna (>1kg), including persistence, richness, and composition of communities, and also the trophic richness and presence of the largest predator in the area, the puma *Puma concolor*. Further, the limitations of species richness (SR) estimates as exclusive guidelines for conservation action were explored. SR was not necessarily related with the environmental integrity presumed, and corroborated by other indicators (Chapter 3). Additionally, SR varied with sample method, a result that emerged as an impairment for the use of this parameter as an exclusive indicator (Chapter 4). This variation in SR imply that inferences of SR from multiple studies may lead to bias if the sampling methods used were not the same across studies. Most sampled species were forest-dependent, and the results from the indicator-approach confirmed this relationship, as it revealed that less forested areas were the ones which suffered the major losses in the community integrity of forest mammals. Landscape setup could be summarized to private properties averaging 600 ha in size, and forested areas restricted to 38% or less at the landscape scale. Species which have gone extinct or nearly extinct, intolerant to the observed landscape set up, were giant otter *Pteronura brasiliensis*, giant-anteater *Myrmecophaga tridactyla*, jaguar *Panthera onca*, and tapir *Tapirus terrestris*. Species severely threatened were the maned-wolf *Chrysocyon brachyurus* and white-lipped peccary *Tayassu pecari*. In spite of that, information on historical range of these species in forest-savanna environment, before colonization by caucasians had been completed, indicated that the naturally patchy forest in this habitat was no obstacle for their existence, from which is possible to infer that species extinction was related to patterns of human occupation and attitude incompatible with the existence of these species. Today, except for the most forest-demanding species, many show a remarkable persistence in conditions of about 10% native forest cover in large extents of the rural, non-urbanized landscape.

Resumo

A demanda pela produção comercial de madeira exótica e criação de gado é uma fonte comum de conflitos que pode produzir um efeito negativo na conservação da vida silvestre. Este conflito é particularmente evidente no sul do Brasil, onde as áreas protegidas não são grandes suficientes para garantir as necessidades de ocupação de espécies com grandes exigências territoriais, e onde a densidade humana é elevada. Desta maneira, a conservação destas espécies precisa ser assegurada com a manutenção de *habitats* fora das reservas oficiais. O objetivo desta tese foi identificar os padrões de perda de integridade ambiental na paisagem, buscando os limites nos quais a estabilidade de uma comunidade e de sua estrutura trófica podem ser severamente afetados (capítulo 2 e 3), de maneira que estes resultados possam ser utilizados como procedimentos para escolha de áreas a serem protegidas, recuperação ambiental, e seleção de modelos ecologicamente sustentáveis de manejo comercial. Várias características de grupos indicadores baseados na presença-ausência de mamíferos florestais (>1kg) foram verificados para este propósito, incluindo a persistência, riqueza, e composição das comunidades, além da riqueza trófica e presença do maior predador da área, o puma *Puma concolor*. Explorou-se, também, as limitações do uso de estimativas de riqueza de espécies como diretriz exclusiva de ações de conservação. Os resultados mostraram que RE não estava necessariamente relacionada com a melhor integridade ambiental pressuposta, e corroborada através dos outros indicadores (capítulo 3). Adicionalmente, a RE variou com método amostral, resultado que emerge como impedimento para o uso exclusivo deste parâmetro como indicador (capítulo 4). Esta variação implica que inferências de RE baseadas em múltiplos estudos pode resultar em erro se os mesmos métodos amostrais não forem usados em todos eles. A maior parte das espécies amostradas são dependentes da floresta, sendo que a abordagem por indicadores confirmou esta relação, revelando que as comunidades de mamíferos florestais sofreram as maiores perdas em áreas menos florestadas. A configuração da paisagem poderia ser resumida em propriedades particulares de 600 ha, com florestas restritas a menos de 38% na escala de paisagem. Espécies extintas or quase extintas na configuração observada foram a ariranha *Pteronura brasiliensis*, tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla*, onça-pintada *Panthera onca*, anta *Tapirus terrestris*. Espécies severamente ameaçadas foram o lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* e queixada *Tayassu pecari*. Mesmo assim, informações da distribuição histórica destas espécies em ambientes de floresta-savana, antes da colonização completa por caucasianos, indicam que a extensão naturalmente reduzida da floresta nestes ambientes não constituía-se em obstáculo para sua existência, a partir do que é possível inferir que a extinção das espécies foi provocada pelo padrão de ocupação rural e atitudes humanas incompatíveis com a existência destas. Atualmente, exceto pelas espécies com maior demanda florestal, muitas demonstram uma surpreendente persistência em condições de cobertura florestal nativa de aproximadamente 10% na paisagem rural não urbanizada.

Agradecimentos

Este projeto foi realizado com auxílio financeiro da WWF e Ford Foundation (CSR 283-2002), e com bolsa de doutorado da CAPES e CNPQ. Apoios financeiros e logísticos fundamentais foram também proporcionados pela empresa Florestal Gateados, situada em Campo Belo do Sul, graças à Valdir Deiehl Ribeiro e ao proprietário Emílio Einsfeld Filho, e pela Empresa Battistella-Mobasa, através do engenheiro Reinaldo Langa. O apoio do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) foi fundamental, através de meu orientador, Thales R. O. Freitas, das coordenadoras Sandra Maria Hartz e Norma Wurdig, e demais professores e colegas. A Fundação Estadual do Meio Ambiente (FATMA), em Santa Catarina, através da colega Ana Verônica Cimardi, viabilizou recursos adicionais para o estudo de campo. João Luiz Godinho, Marcos Evaldo Machado da Silva, e Davi Vieira da Rosa Fernandes, também da FATMA, gentilmente cederam cartas topográficas digitais da área de estudo. Jorge Luiz Fernandes cordialmente classificou a vegetação de uma imagem de satélite do município de Otacílio Costa. Luiz Pimenta e Ricardo B. Alves da Silva (Titi) auxiliaram com várias dicas nas etapas de georeferenciamento de imagens de satélite e uso de aplicativos para descrição da paisagem. Agradeço a hospitalidade de Estelamaris Agostini e de Rosiléia M. de Quadros, professoras da Universidade do Planalto Catarinense (UNIPLAC), e todos os professores e alunos com os quais convivi durante o projeto. A UNIPLAC serviu como minha base de apoio, ensino, e pesquisa na região de estudo e por isto sou grato. Percebi durante esta vivência que estudantes avançados de pós-graduação com bolsa oriunda de recursos públicos deveriam ser incentivados a lecionar um número máximo de horas remuneradas, dentro de sua área de atuação, em locais distantes dos grandes centros de conhecimento, em detrimento ao que atualmente é determinado. Esta seria uma forma de contribuir para o desenvolvimento regional, e também uma forma de inserir o estudante na vida profissional prática. Agradeço também os proprietários Benjamin Kuse de Faria (Fazenda Ferradura), Idênio Azul Vieira (Fazenda Dourado), Ademir Alves e Rose Mari Camargo, José Antônio Riba Ribeiro, e Nassim Nacif, pela possibilidade de facilitar a minha permanência em suas propriedades durante as pesquisas. Agradeço aos doutores Peter G. Crawshaw Jr. (IBAMA), Sandra M. Hartz, Andreas Kindel (UFRGS), José Luís Passos Cordeiro (UFRGS), Nilton Carlos Cáceres da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), e Lena Geise da Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ) pelas sugestões que melhoraram consideravelmente a qualidade deste trabalho. O meu colega Milton E. Menezes gentilmente cedeu seu apartamento em Porto Alegre durante um período importante para preparação desta tese, e para o cumprimento de vários requisitos na obtenção do grau de doutor em Ecologia.

ÍNDICE	
Abstract	ii
Resumo	iii
Agradecimentos	iv
Índice	v-vi
Lista de Figuras	vii
Lista de Tabelas	viii
CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL	9
1.1 OBJETIVO	12
1.2 LITERATURA CITADA	12
CAPÍTULO 2 DINÂMICA ESPACIAL DE PUMAS POR FREQUÊNCIA DE RASTROS: SELEÇÃO POR AMBIENTES POUCO MODIFICADOS E RICOS EM PRESAS NO PLANALTO MERIDIONAL BRASILEIRO	14
2.1 INTRODUÇÃO	16
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	17
2.2.1 Área de estudo	17
2.2.2 Amostragem	20
2.2.3 Comparando frequência de mamíferos	22
2.2.4 Estimando o número de pumas através do agrupamento de rastros	22
2.3 RESULTADOS	24
2.3.1 Amostragem	24
2.3.2 Frequência de mamíferos na área de estudo	25
2.3.3 Comparando frequências entre parcelas	26
2.3.4 Número de pumas por agrupamento de rastros	26
2.3.5 Relação temporal entre a movimentação dos animais	28
2.4 DISCUSSÃO	28
2.4.1 Estudos de índices no Neotrópico	31
2.4.2 Interpretação ecológica dos valores de frequência	32
2.5 AGRADECIMENTOS	35
2.6 LITERATURA CITADA	36
CAPÍTULO 3 INDICADORES DE INTEGRIDADE AMBIENTAL: RIQUEZA E PERSISTÊNCIA DE MAMÍFEROS FOCAIS	40
3.1 INTRODUÇÃO	42
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS	44
3.2.1 Área de estudo	44
3.2.2 Métricas da paisagem	47
3.2.3 Amostragem biológica	48
3.2.4 Análise de dados	50
3.3 RESULTADOS	52
3.3.1 Métricas e descrição da paisagem	52
3.3.2 Estrutura da comunidade	53
3.3.3 Diferença de riqueza estimada de espécies entre áreas	56
3.3.4 Detectabilidade diferencial de espécies	57
3.3.5 Uso da matriz	58
3.3.6 Presença do puma e espécies-presa	59
3.3.7 Espécies geograficamente restritas	59
3.4 DISCUSSÃO	60
3.4.1 Riqueza estimada de espécies versus aspectos da paisagem	60
3.4.2 Espécies indicadoras por perda de habitat	61
3.4.3 Outros indicadores	64
3.4.4 Perda de integridade ambiental na ecorregião da Floresta de Araucária	68
3.4.5 Utilização de indicadores para escolha de áreas a serem protegidas e a serem restauradas	69
3.4.6 Considerações finais	72
3.5 LITERATURA CITADA	74

CAPÍTULO 4 RIQUEZA DE MAMÍFEROS FOCAIS NEOTROPICAIS: RESULTADOS DEPENDENTES DE AMOSTRAGEM E ANÁLISE.....	81
4.1 INTRODUÇÃO	84
4.2 MÉTODOS.....	84
4.2.1 Área de estudo	84
4.2.2 Amostragem.....	85
4.2.3 Análise de dados.....	86
4.3 RESULTADOS.....	88
4.3.1 Diferenças de 'R' e no registro de espécies exclusivas por método amostral.....	88
4.3.2 Diferença DE ' \hat{N} ' entre estratégias amostrais	89
4.3.3 Diferenças entre ' \hat{N} ' e 'R'	89
4.4 DISCUSSÃO.....	90
4.4.1 Riqueza estimada (\hat{N}) versus riqueza observada (R).....	90
4.4.2 RE dependente da estratégia amostral	90
4.5 LITERATURA CITADA.....	92
CAPÍTULO 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	93
5.1 LITERATURA CITADA.....	97
ANEXOS	98

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 1. Mapa da porção do sudeste do Brasil, destacando em preto a área do município de General Carneiro, Paraná.....	18
Figura 2. Área de estudo mostrando a distribuição e extensão das parcelas, rede de estradas principais, localização de casas de funcionários, fábrica, e cidade	20
Figura 3. Diagrama esquemático das medidas tomadas de rastros de pumas	23
Figura 4. Regressão da variação da frequência de mamíferos entre parcelas.....	26
Figura 5. Agrupamento de pumas na Análise de Coordenadas Principais (PCOA).....	27
Figura 6. Agrupamento de pumas na Análise de Cluster	28
Figura 7. Gráfico de uma série curta representando o atraso temporal dos rastros de puma em relação aos ungulados, e a relação temporal entre os ungulados.....	28

CAPÍTULO 3

Figura 1. Recorte parcial do Estado de Santa Catarina e sistema hídrico, destacando as três áreas de estudo inseridas nos limites da micro-região de Lages e bacia hidrográfica dos rios Canoas e Pelotas	45
---	----

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Parcelas (P) com os respectivos atributos em porcentagem (%).....	19
Tabela 2. Atributos das parcelas amostradas relevantes para descrever a amostragem por área e a perturbação potencial por tráfego veicular	25

CAPÍTULO 3

Tabela 1. Resumo do esforço amostral conduzido na área de estudo.....	49
Tabela 2. Métricas selecionadas para as áreas de estudo.....	53
Tabela 3. Todas as espécies registradas durante o estudo em todas as áreas.....	55
Tabela 4. Resumo dos históricos de registro por rastros e fotocaptura, por espécie e por área de estudo.....	56
Tabela 5. Riqueza de espécies observada (R) e estimada (\hat{N}).....	57
Tabela 6. Seleção de espécies geograficamente restritas por etapas.....	60

CAPÍTULO 4

Tabela 1. Resumo do cronograma de amostragem, esforço de coleta de dados, e registro de espécies	88
Tabela 2. Riqueza total de espécies estimada por diferentes métodos na área de Pecuária.....	89
Tabela 3. Riqueza de espécies observada (R) e estimada (\hat{N}).....	90

CAPÍTULO 1
INTRODUÇÃO GERAL

Menos de 10% de porções do ecossistemas terrestres são protegidos (Groombridge 1992), e por isso insuficientes para comportar a imensa gama de biodiversidade existente e estabelecer os corredores para as trocas migratórias necessárias para sua manutenção (FAO 2001). Para muitas espécies a proteção de porções de ambientes conectados será o fator mais importante para assegurar sua conservação a longo prazo (MacKinnon 2000). Conservacionistas procuram disciplinar a utilização de recursos naturais na matriz da paisagem para que sigam protocolos que contribuam para conservação da biodiversidade, entre eles os programas *Forests for Life* (WWF 1996) e *Global Forest and Trade Network* (WWF 1996, ECE/FAO 2000). Apesar destes esforços, sabe-se muito pouco do efeitos causados por alterações ambientais em sistemas rurais sobre a vida silvestre. É preciso investigar os possíveis danos e benefícios associados às diferentes maneiras de uso da terra, e assim disponibilizar conhecimentos que possam nortear políticas de desenvolvimento agropecuário.

Uma abordagem para suprir esta carência de informações é através da análise da diversidade e abundância de alguns componentes específicos da fauna com papéis importantes para manutenção da diversidade ecológica (e.g. Paine 1966, Eisenberg 1980, Howe 1984, Terborgh 1986, Cox *et al.* 1991, Primack 1993, Heywood 1995, Meffe & Carrol 1997, Simberloff 1998, Abrams 1999) e espécies indicadoras (e.g. Dale & Beyeler, 2001; Grelle, 2002; Villa & McLeod, 2002; Thomson *et al.*, 2005) que possam sintetizar o estado de conservação de um ecossistema, e de como se comportam frente a diferentes modelos e implementações de sistemas rurais produtivos.

Apesar disto, existem muitos problemas a serem sanados para caracterização da qualidade de um ecossistema do ponto de vista da diversidade biológica. Não existe consenso entre os cientistas acerca de quais métricas e indicadores devem ser utilizados, e também não existem dados suficientes para muitos dos indicadores sugeridos (Lovejoy, 2005).

Os capítulos desta tese investigam o tema de caracterização da integridade ambiental, através da descrição e análise da paisagem, e da composição das comunidades de mamíferos florestais neotropicais (>1kg), sempre abordando as questões metodológicas. Este grupo presta-se a este fim porque grande parte das espécies ou gêneros apresentam ampla distribuição, e, por serem relativamente bem conhecidas em função de sua ocorrência conspícua, informações sobre sua ocorrência histórica estão disponíveis tanto na literatura especializada quanto na popular. Ainda que seja possível realizar um trabalho

com outros grupos com auxílio de modelos, os dados de distribuição histórica não estão facilmente disponíveis, precisando ser freqüentemente obtidos de museus (Lütolf *et al.* 2006). Esta característica deste grupo de mamíferos permite comparações de presença-ausência entre regiões distintas, possibilitando o registro de perda de distribuição em escala de paisagem, utilizadas na abordagem de espécies indicadoras durante este trabalho, mesmo na inexistência de dados de monitoramento de séries temporais. Além disso, Reid & Miller (1989) estimaram que, proporcionalmente, este grupo sofreu a maior taxa de extinção recente entre todos os táxons.

Esta pesquisa é relevante para a conservação porque levanta informações sobre animais ameaçados (Anexo 1), trata de verificar a viabilidade da ocorrência de populações de mamíferos em áreas alteradas, e testa a hipótese da compatibilidade do desenvolvimento rural e da conservação de um grupo de espécies-foco vulneráveis, que figuram entre as mais afetadas por distúrbios ambientais e perseguição direta. Desta maneira produz diretrizes para o planejamento da conservação da vida silvestre fora das unidades de conservação – o desaparecimento de consumidores (predadores e herbívoros) em uma comunidade acarreta a perda de biodiversidade, pois a predação e a herbivoria nivelam a competição, evitando dominância de um grupo restrito de espécies.

Apesar da tese direcionar a discussão para a utilização da abordagem utilizada para escolha de áreas prioritárias para conservação e recuperação ambiental, não é objetivo da tese ser um manual para identificação de áreas prioritárias para conservação. Outras ferramentas devem ser utilizadas em conjunto para este fim. É preciso, entre outras considerações, levar em conta a representatividade do *habitat*, e a disposição espacial das áreas protegidas deve estar de acordo com a necessidade de manutenção de metapopulações da comunidade silvestre.

No capítulo 2, descreve-se a variação da distribuição espacial de várias espécies baseada em taxa de freqüência de vestígios, e de como o padrão observado caracteriza integridade ambiental e recursos para o puma *Puma concolor*.

A riqueza de espécies é colocada à prova como indicador de integridade ambiental no capítulo 3, e sua eficácia é contrastada com a de espécies indicadoras de integridade ambiental. Desenvolve-se uma abordagem para identificar espécies geograficamente restritas por perda de *habitat*, com a hipótese de que indicariam melhor ambientes onde persistiram comparado com o restante de sua distribuição histórica regional. Os padrões

biogeográficos locais de riqueza trófica do puma e sua resposta funcional são também utilizados como indicador.

O capítulo 4 demonstra como a riqueza pode diferir por método amostral e método de análise. Alerta sobre os eventuais erros ao comparar riqueza de espécies a partir de múltiplos estudos com abordagens amostrais distintas, e com base nos resultados, sugere levantamentos com o maior número de estratégias amostrais possível, e análises de riqueza dentro de um contexto probabilístico.

A tese foi elaborada em forma de artigo, tendo os capítulos sido formatados para a revista para a qual serão submetidos. Tendo em vista a natureza resumida dos artigos, alguns dados complementares foram mantidos neste volume na seção de Anexos.

1.1 Objetivo

1. Verificar como a riqueza e abundância de mamíferos de médio e grande porte (>1 kg), particularmente o puma e cadeia trófica, reagem em áreas de reduzida cobertura vegetal nativa com exploração silvicultural e pecuária, buscando identificar o limite mínimo para manutenção da estabilidade da comunidade.

2. Identificar indicadores de integridade ambiental, e com base nestes caracterizar a integridade ambiental de áreas sujeitas a diferentes práticas agropecuárias, a fim de identificar problemas e soluções associadas a estas, de modo a obter modelos para políticas futuras de desenvolvimento agropecuário regional.

3. Testar diferentes metodologias que garantam informações de boa qualidade, rapidamente.

1.2 Literatura Citada

Abrams, P.A. 1999. The adaptative dynamics of consumer choice. *American Naturalist* 153 (1): 83-97.

Cox, P.A.; Elmquist, T.; Pierson, E.D.; Rainey, W.E. 1991. Flying foxes as strong interactors in South Pacific island ecosystems: A conservation hypothesis. *Conservation Biology* 5: 448-454.

Dale, V.H.; Beyeler, S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators *Ecological Indicators* 1:3-10.

- ECE/FAO. 2000. Forest products annual review 1999-2000. *Timber Bulletin* Vol. LIII. UN/ECE Timber Committee.
- Eisenberg, J.F. 1980. The density and biomass of tropical mammals. In *Conservation Biology: an evolutionary perspective* (eds. Soulé M. E. & Wilcox B. A.), pp. 35-55. Sinauer, Sunderland, Mass.
- FAO. 2001. *State of the World's forest 2001*. Rome. 181 pp.
- Grelle, C.E.V. 2002. Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? *Biological Conservation* 108: 101–106.
- Groombridge, B. (ed.) 1992. *Global Biodiversity: Status of the Earth's living resources*. Chapman and Hall, London.
- Heywood, V.H. 1995. *Global diversity assessment*. Cambridge, Cambridge Univ.Press, UK.
- Howe, H.F. 1984. Implications of seed disperseREAL by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation* 30:261-281.
- Lovejoy, T. 2005. Measuring the state of biodiversity – lessons from the Heinz Center's 'state of the nation's ecosystem' project. Annual Meeting of the Society for Conservation Biology. Brasilia, July 22, 2005.
- McKinnon, K. 2000. Never say die: fighting species extinction, pages 335-353 in A. Entwistle and N. Dunstone, eds. *Priorities for the conservation of mammalian diversity*. Cambridge University Press.
- Meffe, G.K. & Carrol, C.R. 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, Sinauer Associates.
- Paine, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist* 100:65-75.
- Primack, R.B. 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates, Massachussets.
- Reid, W.V.; Miller, K.R. 1989. Keeping options alive: the scientific basis for conserving biodiversity. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Terborgh, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest pages 330-344 in M.E. Soulé, ed. *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinaures Associates
- Thomson, J.R.; Fleishman, E.; Mac Nally, R.; Dobkin, D.S. 2005. Influence of the temporal resolution of data on the success of indicator species models of species richness across multiple taxonomic groups. *Biological Conservation* 124: 503–518.
- Villa, F.; McLeod, H. 2002. Environmental vulnerability indicators for environmental planning and decision-Making: guidelines and applications. *Environmental Management* 29 (3): 335–348.
- WWF (Wildlife Fund for Nature). 1996. *Forests for life – the WWF/IUCN forest policy book*. Godaming, WWF-UK.

CAPÍTULO 2
DINÂMICA ESPACIAL DE PUMAS POR FREQUÊNCIA DE RASTROS:
SELEÇÃO POR AMBIENTES POUCO MODIFICADOS E RICOS EM PRESAS
NO PLANALTO MERIDIONAL BRASILEIRO

Abstract

Due to limited resources and little available time, biologists and wildlife managers are asked to prescribe site management and forecast population viability faster than ever before. This article aims to evaluate the usefulness of vestige data, collected at short time intervals, for interpretation of site use dynamics by the puma at small spatial scales, and whether this dynamics is related with food and landscape resources. Three plots averaging 10.5 km² in size were sampled within a 42 km² study site, partially utilized for plantation and extraction of *Pinus* spp. Field work extended from february to june 2001 and lasted 36 days. From a total of 81.2 km of road traversed, 159 track sets of collared-peccary (*Pecari tajacu*), 95 of gray brocket-deer (*Mazama gouazoubira*), 18 of capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), and 761 diggings and burrows of armadillo (*Dasyus novemcinctus*) were found. In 90 km traversed, 9 track-sets of ocelot (*Leopardus pardalis*), and 7 of mountain lion (*Puma concolor*) were found. The resulting frequency per kilometre was 1.8 peccaries, 1.25 deer, 0.1 capybara, 0.09 ocelot, 0.07 mountain lion, and 19 armadillo diggings. Mountain lion track frequency varied across sampled plots, increasing with terrain ruggedness, forest cover, absence of vehicular traffic, and availability of capybara and armadillo ($R^2=0.4$, $e=0.06$, $p=0.05$). The method was considered adequate to describe variations in frequency of signs and to identify preferred sites for selected mammals. Additionally, a PCOA and cluster analysis were performed to individually recognize mountain lion by their tracks, indicating that at least three individuals, including a female with young, were using the entire study area.

Keywords: *Dasyus novemcinctus*, *Hydrochoerus hydrochaeris*; *Leopardus pardalis*; *Mazama gouazoubira*; *Puma concolor*; *Pecari tajacu*; mammals; tracks; vestiges.

Short title: Puma spatial dynamics from track frequency

Correspondence: M. Mazzolli, R. Cristiano Brascher, 2080, Bairro Sta Helena, 88504-302, Lages – SC, BRAZIL. Fax: +55 51 3316-7311. E-mail: marcelo@projelopuma.org

Resumo

Devido a recursos limitados e pouco tempo disponível, biólogos e gestores ambientais são requisitados para prescrever manejo de ambientes e prever viabilidade de populações mais rápido do que nunca. Este artigo tem o objetivo de avaliar se informações por vestígios, coletados em intervalos curtos de tempo, podem ser utilizados para interpretação da dinâmica de uso do ambiente pelo puma, em pequenas escalas espaciais, e se esta dinâmica está relacionada com recursos alimentares e aspectos da paisagem. Três parcelas de tamanho médio de 10.5 km² cada foram amostradas em uma área de estudo de 42 km², parcialmente utilizada para plantio e extração de *Pinus* spp. O trabalho de campo estendeu-se de fevereiro a junho de 2001 e durou 36 dias no total. De um total de 81.2 km percorridos em estradas, foram registrados 159 conjuntos de rastros de cateto (*Pecari tajacu*), 95 de veado-virá (*Mazama gouazoubira*), 18 de capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), e 761 escavações e tocas de tatu (principalmente *Dasyus novemcinctus*). Em 90 km percorridos registraram-se 9 conjuntos de rastros de jaguatirica (*Leopardus pardalis*), e 7 de puma (*Puma concolor*). As frequências resultantes por quilômetro são de 1,8 catetos, 1,25 veados, 0,1 capivaras, 0,09 jaguatiricas, 0,07 pumas, e 19 tatus. A frequência de rastros de puma variaram nas parcelas amostradas, aumentando com a topografia do terreno, cobertura florestal, ausência de tráfego de veículos, e disponibilidade de capivaras e tatus ($R^2=0.4$, $e=0.06$, $p=0.05$). O método foi considerado adequado para descrever variações de frequência de vestígios e identificar parcelas preferidas do ambiente pelos mamíferos selecionados. Em adição, análise de PCOA e cluster foram utilizadas para reconhecer pumas individualmente pelos rastros, indicando que pelo menos três indivíduos, incluindo uma fêmea com filhote, utilizavam a área de estudo.

Palavras-chave: *Dasyus novemcinctus*, *Hydrochoerus hydrochaeris*; *Leopardus pardalis*; *Mazama gouazoubira*; *Puma concolor*; *Pecari tajacu*; mamíferos; rastros; vestígios.

Título curto: Dinâmica espacial de pumas por frequência de rastros

2.1 Introdução

A conservação e pesquisa sobre espécies-chave e guarda-chuva em áreas fragmentadas de ‘hotspots’, mais do que qualquer outra situação aplicada de conservação, demonstra como iniciativas focadas em espécies podem contribuir para a conservação do ecossistema. Em ambientes fragmentados, um dos mais relevantes aspectos que uma espécie focal deve ter é habilidade para deslocar-ser por grandes áreas e detectar conexões de ambiente entre fragmentos. Pesquisas de conservação de espécies para este fim tem portanto focado em grupos particulares de carnívoros (e.g. Sunquist *et al.*, 1989; Noss *et al.*, 1996; Weaver *et al.*, 1996; Guix, 1997; Stander, 1998; Carroll *et al.*, 2000) devido a suas grandes áreas de vida e sua presumida influência na abundância e diversidade de outras espécies (Willis, 1974; Jansen, 1978; Greene, 1988; Terborgh, 1990; Redford, 1992; Palomares *et al.*, 1995; Terborgh *et al.*, 1997; Berlow *et al.*, 1999; Soulé & Terborgh, 1999).

Apesar das informações obtidas sobre grupos particulares de carnívoros como espécies focais, pouca atenção tem sido dada à sua ecologia no contexto de comunidade e da paisagem (Smallwood, 1997; Smallwood & Schonewald, 1998; Sunquist & Sunquist, 2001), os quais são chave para entender os fatores que regulam a dinâmica das populações, escolha de ambiente, e movimentos, questões que são particularmente relevantes para ação de conservação.

Por conseguinte, Wiegand (1999) argumentou que a maior parte da teoria sobre dinâmica de populações despreza a heterogeneidade da paisagem além do contexto binário, incluindo as teorias de metapopulações e de fonte-dreno. A estrutura da paisagem pode não ser, no entanto, o único fator envolvido nos processos da dinâmica de populações e metapopulações. Variações na agregação espacial de presa e predador em áreas alteradas baseadas na teoria de forrageamento ótimo (MacArthur & Pianka, 1966), e distribuição livre ideal (Fretwell & Lucas, 1970), são também questões que não foram rigorosamente exploradas no Neotrópico, apesar de cruciais para planejamento de conservação de comunidades em paisagens fragmentadas. De fato, a ecologia de mamíferos neotropicais é ainda pouco conhecida (Eisenberg, 1990), e poucas comparações entre comunidades tem sido feitas, mesmo para grupos particulares de mamíferos (Malcolm, 1990).

A complexidade do estudo de padrões de agregação espacial de espécies e abundância é grandemente complicado pela introdução de erros produzidos por métodos que geram baixos números amostrais — pesquisadores procurarão estudar em áreas com maiores densidades (Robinson & Redford, 1991; Smallwood & Schonewald, 1996) simplesmente porque é difícil e improdutivo recuperar informações em áreas de baixa densidade. Desta forma, juntamente com a importância de monitorar espécies focais no contexto da paisagem e da comunidade, há uma necessidade de validar um grupo de ferramentas preditivas, e facilmente replicáveis que possibilitem a recuperação rápida de dados mesmo em abundâncias baixas a moderadas de mamíferos.

Como uma forma de contribuir para este fim, este artigo objetiva avaliar se informações por vestígios, coletados em intervalos curtos de tempo, podem ser utilizados para interpretação da dinâmica de uso do ambiente pelo puma *Puma concolor*, em pequenas escalas espaciais, de acordo com a frequência de herbívoros e características da paisagem, em um mosaico silvicultural com florestas nativas.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Área de estudo

A área de estudo está situada no município de General Carneiro (26°42' S, 51°31' W), estado do Paraná, sul do Brasil (Fig. 1). Situa-se na região de abrangência da Floresta Ombrófila Mista (Mata de Araucária), considerada uma ecorregião da Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica), tidas como criticamente ameaçadas (Dinerstein *et al.*, 1995). Apesar de moderadamente fragmentada e consistindo quase que exclusivamente de áreas particulares, a localidade está inserida em uma das mais completamente florestadas micro-regiões do Paraná, superada apenas pelas florestas costeiras da Serra do Mar. Em escala microregional, envolvendo uma área de 5.841 km², a floresta nativa cobre 30,65% da área (SPVS, 1996). Esta proporção contrasta com a amplitude de 5 a 8% de floresta nativa remanescente da distribuição original da Floresta Atlântica em escala estadual e nacional. A maior porcentagem de cobertura florestal nativa na escala local pode ser explicada pela concentração de grandes áreas dedicadas à silvicultura — de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), áreas particulares de maior tamanho tem o menor déficit para atingir os 20% de cobertura florestal nativa, como demanda o

regulamento nº 4771 do código florestal. Em áreas com tamanhos variando entre 1.000 a 2.000 hectares, o déficit aproximam-se de zero (SPVS, 1996). A área amostrada excede ainda mais a área mínima de floresta nativa exigida pela legislação. Com 42 km², contém 77% de floresta nativa, 35% sem perturbação, enquanto o restante tem sido manejado para extração seletiva de madeira de espécies dominantes como *Araucaria angustifolia* e *Ocotea porosa*. A elevação variou de 800 a 1.100 metros.

Para extração e manejo da floresta, a área conta com a instalação de uma fábrica de processamento de madeira, além de várias casas de funcionários distribuídas ao redor e próximo da fábrica. Uma outra casa está situada mais ao norte, onde foi instalado um hotel para prática do ecoturismo, o qual não estava em operação durante o estudo.

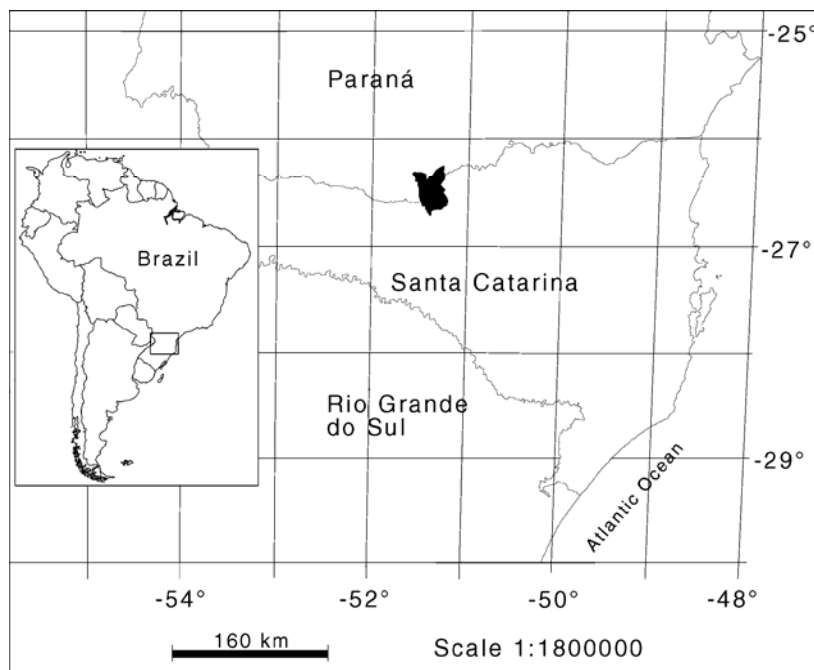


Figura 1. Mapa da região do sul do Brasil, destacando em preto a área do município de General Carneiro, Paraná.

Categorias de atributos da paisagem foram mapeados a partir de uma imagem do satélite Ikonos, no ArcView (ESRI, Redlands-CA, USA), e a partir de levantamentos em campo, permitindo o cálculo da extensão espacial de cada categoria nas parcelas. A imagem foi georeferenciada usando coordenadas UTM (DATUM SAD69), usando a extensão ImageWarp (K.R. McVay) do ArcView. Categorias relevantes para a análise incluíram floresta nativa, floresta alterada (secundária), plantio de *Pinus* spp., muito alterada (cortes rasos e vegetação arbustiva), e alagados (Tabela 1).

A área de estudo foi dividida em três parcelas, de acordo com a frequência de rastros de puma, daqui para frente denominadas parcelas um, dois, e três. Na parcela 1 (10.7 km²) a rede de rotas (estradas) amostrais estendeu-se por 14,6 km, 4,2 km das quais com tráfego regular, com dois morros de 1,6 e 3,4 km² de superfície, dominando a paisagem. Outras relevantes características incluíam topografia acidentada, conectividade para florestas em áreas vizinhas, e uma Reserva Privada do Patrimônio Natural (RPPN), uma categoria de Unidade de Conservação oficialmente reconhecida no Brasil.

Tabela 1. Parcelas (P) com os respectivos atributos em porcentagem (%) na área de estudo em General Carneiro, PR.

Atributos	P 1	P 2	P 3
a. Floresta nativa	50	50	50
b. Floresta alterada	15	15	—
c. Vegetação muito alterada	—	—	45
d. <i>Pinus</i> spp.	20	20	5
e. Alagados	15	15	—
Total (%)	100	100	100

A parcela 2 estava localizada no lado leste da área de estudo, com rotas de amostragem estendendo-se por 13,8 km, em uma área total de 9,6 km². As estradas com tráfego regular estendiam-se por 7,4 km. Proporções de atributos categorizados foram similares à parcela 1, exceto que o aspecto dominante da topografia consistia em um vale, mais baixo e mais úmido do que o restante da área de estudo.

A parcela 3 localizava-se no sul da área de estudo, em um terreno comparativamente mais plano. A conectividade ambiental era reduzida, devido à presença de uma estrada municipal e pequenas propriedades alteradas a sudoeste, e a cidade a sudeste. O tráfego era mais intenso do que nas outras parcelas, assim como a extensão de estradas (14 km) (Fig. 2), e não haviam alagados significativos.

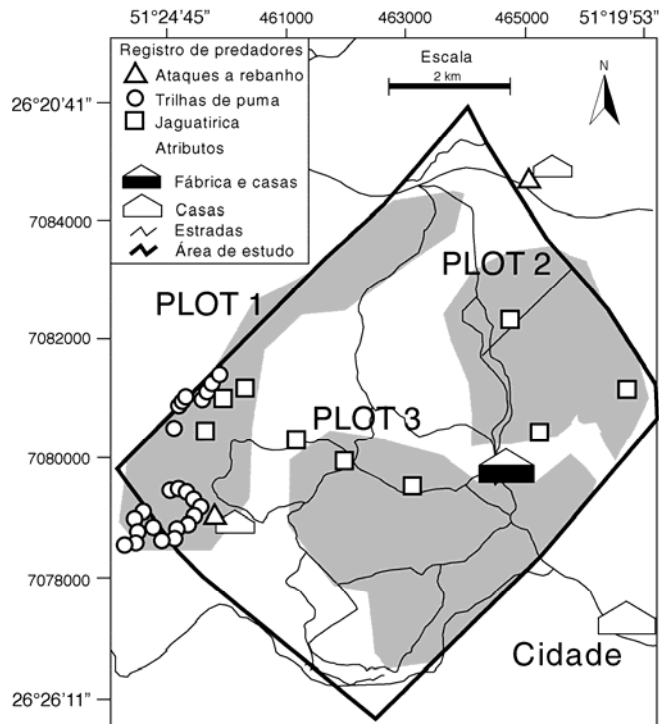


Figura 2. Área de estudo mostrando a distribuição e extensão das parcelas, rede de estradas principais, localização de casas de funcionários, fábrica, e cidade. As manchas em cinza representam a área das parcelas amostradas. O mapa também mostra os deslocamentos de puma na parcela 1, a qual foi mais utilizada pela espécie e único local onde foi possível seguir os rastros por longos trechos. No mapa estão ainda discriminadas a área de predação de ovelhas, e todos os registros de jaguatirica (*Leopardus pardalis*). As coordenadas estão em UTM (datum SAD 69) e em graus, minutos e segundos.

2.2.2 Amostragem

As buscas de rastros de mamíferos, e escavações de tatu, foram realizadas ao caminhar, ou ocasionalmente usando uma motocicleta, no início da manhã e no final da tarde. Três excursões foram realizadas de fevereiro a junho de 2001, cada uma com duração de 12 dias. Rotas com condições similares de solo foram selecionadas para melhorar a visibilidade de rastros, variando em comprimento de 0,7 a 9 km, e em largura de 3 a 5 metros. As localizações de cada rastro, conjunto de rastros, ou outro vestígio, foram registradas nas coordenadas de projeção em Mercator TransveREAL UniveREAL (UTM) (datum SAD69) usando um GPS de navegação Garmin modelo etrex. Neste estudo em particular, extensões de estradas consideradas inadequadas (*i.e.* nas quais rastros não iriam imprimir) foram medidas e removidas da distância total percorrida. A frequência de mamíferos a partir de rastros foi estimada dividindo o número total de conjuntos de pegadas encontrado para uma dada espécie pelo comprimento total da rota percorrida. Um conjunto de pegadas (*track set*) é considerado “uma linha de rastros contínuos deixados

pelo mesmo animal, evidenciado pela conexão física entre eles como definido por Fitzhugh & Gorenzel (1985).

Um índice de extensão amostral foi calculado baseado em Stander (1998), indicando a área (em km²) para cada quilômetro linear de rota amostrada, e calculado como a razão da área de cada parcela pela soma das distâncias de todas as rotas amostradas. Um outro índice, de extensão de estradas, foi utilizado como medida do potencial de distúrbio por tráfego veicular, calculado como a razão da área de cada parcela pela soma das distâncias de estradas com tráfego regular.

De maneira a padronizar o esforço amostral entre as rotas amostradas, a frequência foi calculada levando em conta o número de noites sem chuva (i.e., quando rastros antigos eram apagados), incorporado na análise com a notação 't' (equação 1). Este procedimento evitou comparar rotas com histórico de rastros de vários dias (comum em solos argilosos) com rotas onde os rastros haviam sido apagados no dia anterior, o que resultaria em amostragem desigual. Resumindo, o cálculo de frequência de rastros para cada espécie em cada rota foi realizada como segue:

$F/km = n/td$ (1) onde:

F/km = frequência de rastro/vestigio por km

n = número de conjuntos de rastros encontrado

t = número de dias depois da primeira noite sem chuva

d = número de km percorridos

Pressupôs-se, baseado na escala em que a amostragem foi conduzida, que a frequência de vestígios deixada por mamíferos com grande área de vida, tais como a jaguatirica e o puma, estaria mais relacionada com o uso do ambiente, enquanto a frequência de vestígios de herbívoros estaria mais relacionada à sua abundância. Para simplificar, o termo frequência será usado para descrever ambos os casos. O número de pumas, entretanto, foi estimado com base em análise de agrupamento de rastros para melhor entender o uso de ambientes pela espécie.

A frequência de tatus foi estimada por contagem das tocas ativas ou não, e escavações, que podiam ser observadas durante a primeira inspeção das rotas. Devido à diferença de magnitude do resultado entre as parcelas, extraiu-se a raiz quadrada dos dados deste grupo para análise.

A suficiência amostral foi verificada com dados da taxa de frequência de cada espécie por rota e por quilômetro, através da reamostragem simulada em bootstrap (Efron, 1979; Efron & Tibshirani, 1986; Kenkel *et al.*, 1989; Crowley, 1992; Pillar, 1998).

2.2.3 Comparando frequência de mamíferos

A partir da frequência de rastros e vestígios, as seguintes hipóteses nulas foram formuladas: 1. O tempo de amostragem teria sido insuficiente para produção de dados suficientes para tratamento estatístico adequado; 2. Não haveria diferença de frequência de rastros e vestígios entre as parcelas; 3. A frequência de puma independeria da presença de presas ou outros atributos da paisagem; 4. Não haveria correlação temporal entre os vestígios de espécies observadas nas rotas.

A primeira hipótese foi testada aplicando-se métodos para verificar suficiência amostral (*e.g.* Pillar, 2001).

O procedimento estatístico para analisar a segunda hipótese foi através de ANOVA e regressão linear. Antes da ANOVA, uma matriz de semelhança com distâncias Euclidianas foi produzida com a frequência de vestígios para espécie em cada parcela. A partir destas matrizes, as frequências entre as parcelas foi comparada durante a ANOVA com testes de aleatorização e comparação par a par (*pairwise*), usando 1.000 iterações (Manly, 1991), com o aplicativo Multiv 2.1.1 para Macintosh (Pillar, 2001).

A terceira hipótese foi verificada partir de uma regressão linear (Systat, 1992) da frequência de mamíferos contra as três parcelas. Dados obtidos em rotas próximas pertencentes a mesma parcela foram agrupadas em nove de um total de 29 rotas amostradas, para reduzir o erro.

A quarta hipótese foi testada usando um teste de correlação de Spearman, subseqüentemente comparada com teste de aleatorização usando 1.000 iterações (Manly, 1991).

2.2.4 Estimando o número de pumas através do agrupamento de rastros

Pumas podem ser individualmente identificados por ratros (Smallwood & Fitzhugh, 1993; Grigione *et al.*, 1999; Lewision *et al.*, 2001). Para tanto, rastros de puma foram primeiramente desenhados em transparências no campo. Em seguida, nove medidas foram tomadas de cada rastro a partir dos desenhos (Fig. 3). As medidas de uma mesma pata (*e.g.* esquerda traseira) foram então estatisticamente comparadas usando análise multivariada.

Duas são as variáveis que podem influir na escolha de qual pata ser analisada: o número de amostras, e o poder de segregação em grupos de indivíduos. Incluiu-se na análise somente os conjuntos de pegadas de um mesmo animal com número de rastros igual ou superior a cinco ($n \geq 5$). Um pequeno número de rastros foi desconsiderado devido à dificuldade em saber se haviam sido produzidos pela pata dianteira ou trazeira, direita ou esquerda. Não foi possível analisar um número adicional de conjunto de pegadas com baixo número amostral (i.e., $n < 5$) e rastros mal impressos.

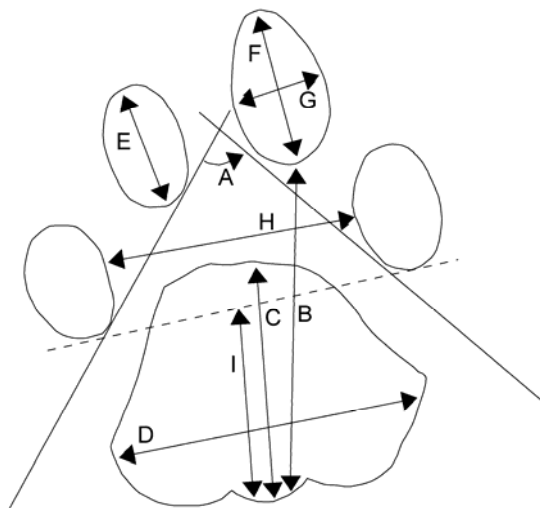


Figura 3. Diagrama esquemático das medidas tomadas de rastros de pumas, ligeiramente modificado de Smallwood e Fitzhugh (1993). A, ângulo entre os dedos (ABT); B, almofada ao dedo frontal (HLTL); C, comprimento da almofada (HL); D, largura da almofada (HW); E, comprimento do terceiro dedo (TTL); F, comprimento do dedo frontal (LTL); G, largura do dedo frontal (LTW); H, distância entre os dedos laterais (OTS); I, almofada à linha inferior dos dedos laterais (HOT).

A hipótese nula a ser testada é de que não haveria diferença entre os diversos conjuntos de rastros, i.e., todos seriam pertencentes a um único indivíduo. As medidas da pata esquerda frontal de nove conjuntos foram analisadas para verificação de agrupamento com Análise de Coordenadas Principais (PCOA) e de Cluster, a partir de uma matriz de correlação com coeficientes de Spearman, no aplicativo Multiv v. 2.1 (Pillar, 2001). Grupos prováveis foram também comparados usando ANOVA com teste de aleatorização e comparação par a par, com 1.000 iterações (Manly, 1991; Pillar, 2001).

2.3 Resultados

2.3.1 Amostragem

A amostragem foi considerada suficiente quando os intervalos de confiança estabilizaram durante a reamostragem aleatorizada dos dados (Fig. 4).

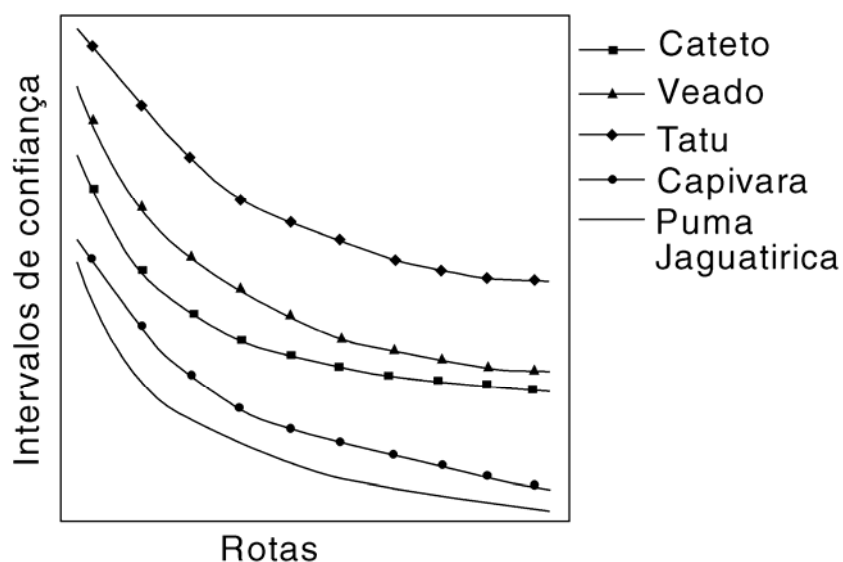


Figura 4. Curvatura dos intervalos de confiança a partir de reamostragem de dados (bootstrap), demonstrando a suficiência amostral para as espécies-foco, as quais são a capivara *Hydrochoerus hydrochaeris*, cateto *Pecari tajacu*, jaguaririca *Leopardus pardalis*, puma *Puma concolor*, tatu-galinha *Dasypus novemcinctus*, e veado-virá *Mazama gouazoubira*.

O índice de amostragem espacial, um demonstrativo da extensão da amostragem, foi calculado para cada parcela e para a área inteira. O índice foi similar entre as parcelas, de maneira que estabelecer relações entre frequência de rastros e índices foi desnecessária. O índice de estradas, representando a extensão de estradas por parcela, foi inverREamente relacionado com a quantidade de tráfego veicular, decrescendo da parcela 1 para a parcela 3 (Tabela 2). Apesar das diferenças no tráfego de veículos, este pode ser considerado baixo de uma maneira geral, tratando-se apenas de deslocamento de funcionários da fazenda, isto é, as estradas não eram públicas.

Tabela 2. Atributos das parcelas amostradas relevantes para descrever a extensão da amostragem por área e a perturbação potencial por tráfego veicular. Valores mais baixos dos índices de rotas e de estradas significam, respectivamente, maior amostragem espacial, e maior densidade de estradas com tráfego.

Atributos	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Soma
a. Tamanho da parcela (km ²)	10,7	9,6	11,3	31,6
b. No. de rotas	04	05	04	13
c. Distância total percorrida (km)	32,3	29,5	19,4	81,2
d. Comprimento total das rotas (km)	14,6	13,8	14,0	42,4
e. Índice de rotas (=a/d)	0,7	0,7	0,8	—
f. Distância total de estradas com tráfego veicular regular	4,3	7,6	14,0	25,9
g. Índice de estradas (=a/f)	2,5	1,3	0,8	—

d. Distância total das rotas (estradas percorridas durante amostragem).

e. Índice de rotas é uma medida da amostragem por área espacial, i.e., a extensão em km² para cada quilômetro linear amostrado.

g. Índice de estradas é uma medida do distúrbio potencial causado por tráfego veicular por superfície de área, calculado como extensão em km² de área para cada quilômetro de estradas com tráfego.

2.3.2 Freqüência de mamíferos na área de estudo

De um total de 81,2 km de rotas amostradas, 159 conjuntos de rastros de cateto (*Pecari tajacu*), 95 de veado (principalmente do veado-virá *Mazama gouazoubira*), 18 de capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), e 761 escavações e tocas de tatu (presumivelmente de *Dasyus novemcinctus*) foram encontradas. O cálculo usando a equação número 1 resultou em uma freqüência de 1,8 catetos/km, 1,25 veados/km, 0,1 capivaras/km, e 19 vestígios de tatu/km.

Em algumas situações apenas pumas e jaguatiricas foram ativamente procurados, de maneira que a distância total percorrida durante a amostragem diferiu para estas espécies. De um total 90 km e 29 rotas amostradas, 9 conjuntos de pegadas de jaguatirica e 7 de puma foram registrados. Isto resultou em uma freqüência de 0,09 jaguatiricas (*Leopardus pardalis*), e 0,07 pumas por quilômetro. Em dois momentos os pumas foram registrados (através de seus rastros) deslocando-se em pares. Diferentemente das espécies sociais consideradas aqui (catetos e capivaras), a socialização de pumas é transitória. Por ser transitória, a consideração de dois indivíduos iria inflar os números de freqüência e limitar a utilidade de índices de freqüência para comparações sazonais ou entre áreas. O problema pode ser resolvido considerando um par transitório como um evento único, de maneira que a freqüência passaria de 0,07 para 0,05 pumas por quilômetro linear amostrado.

A razão predador:presa foi de 36 catetos e 25 veados: 1 puma e jaguatirica. Conjuntos de rastros de catetos jovens foram registrados mais frequentemente de fevereiro a abril (N=13) do que de abril a junho (N=2), indicando que os nascimentos foram mais frequentes anteriormente ao período amostrado.

2.3.3 Comparando frequências entre parcelas

Houve uma tendência geral de diminuição de frequência de pumas da parcela 1 para a 3 ($R^2=0,4$, $e=0,06$, $p=0,05$, $F=5,6$), acompanhada de um decréscimo de frequência de capivaras ($R^2=0,5$, $e=0,06$, $p=0,04$, $F=6,5$) e tatus ($R^2=0,5$, $e=1,8$, $p=0,04$, $F=6,6$) (Fig. 5). Nenhuma evidência de puma na parcela 3 foi encontrada durante o estudo. Registros de puma na parcela 3, anteriores ao período desta pesquisa, parecem ter sido relacionadas à criação extensiva de ovelhas. O rebanho foi depois transferido para a parcela 1, onde havia confinamento noturno com conseqüente diminuição nas perdas.

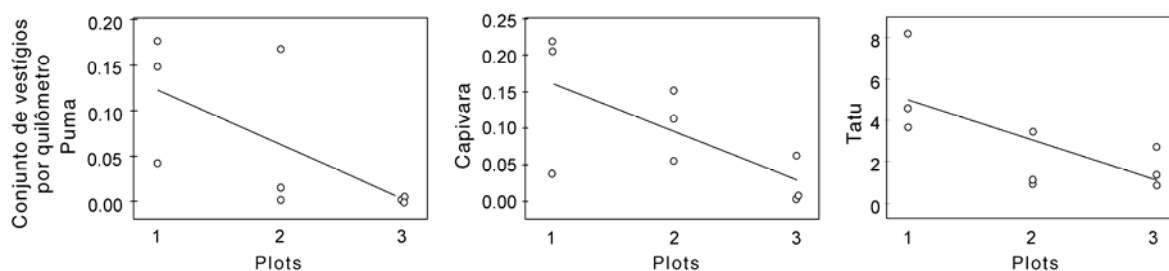


Figura 5. Regressão da variação da frequência de mamíferos entre parcelas. a) Frequência de pumas e parcelas ($R^2=0.4$, $e=0.06$, $p=0.05$, $F=5.6$), b) Frequência de capivaras e parcelas ($R^2=0.5$, $e=0.06$, $p=0.04$, $F=6.5$), c) Raiz quadrada da frequência de escavações e tocas de tatu contra parcelas ($R^2=0.5$, $e=1.8$, $p=0.04$, $F=6.6$).

A análise de variância demonstra que as frequências de puma e capivara foram significativamente diferentes entre as parcelas 1 e 3 ($p=0,04$), mas não entre as parcelas 1 e 2, tampouco entre as parcelas 2 e 3 ($p>0,1$). A frequência de tatus foi diferente entre as parcelas 1 e 2 ($p=0,06$), e parcelas 1 e 3 ($p=0,02$), mas não entre parcelas 2 e 3 ($p>0,1$). Frequência de jaguatiricas, veados, e catetos não foram estatisticamente diferentes entre as parcelas ($p>0,1$).

2.3.4 Número de pumas por agrupamento de rastros

Dezenove conjuntos de pegadas de pumas, totalizando 53 impressões da pata esquerda dianteira, foram examinados para agrupamento usando PCOA e Análise de Cluster (Fig. 6). Medidas de três patas não se ajustaram a nenhum grupo potencial quando

plotados no PCOA, portanto foram removidos da análise. Provavelmente haviam sido erroneamente classificadas como sendo pata esquerda dianteira. O primeiro eixo explicou 78% da variação total encontrada entre os agrupamentos, e o segundo eixo 16%. A distância entre os dedos laterais (OTS) foi a variável com a maior participação no primeiro eixo, com um coeficiente de correlação de 0,95, enquanto o ângulo entre os dedos (ABT) foi a variável mais correlacionada com o segundo eixo, com um coeficiente de correlação de 0,87. Os eixos da PCOA resultaram significantes ($p < 0.1$) quando testados com reamostragem por aleatorização (*bootstrap*).

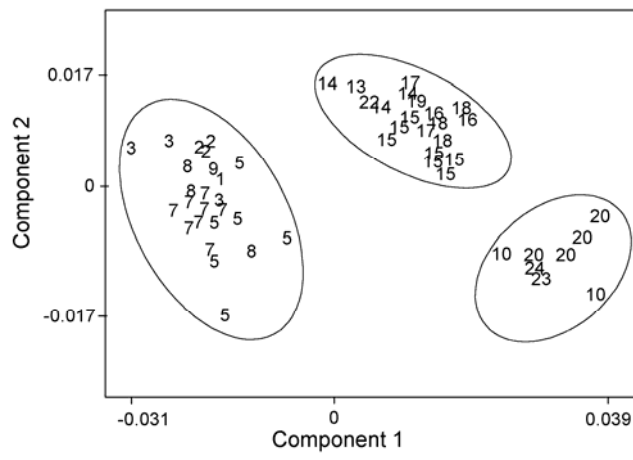


Figura 6. Agrupamento de pumas na Análise de Coordenadas Principais (PCOA) usando matriz de correlação. Os dados incluem nove medidas de 53 impressões da pata esquerda dianteira, de 19 conjuntos de pegadas (números nas elipses). As elipses definem agrupamentos significativos (número de pumas).

A Análise de Cluster com avaliação da confiabilidade dos agrupamentos (*group sharpness*) (Pillar, 1999) reiterou a presença de três agrupamentos (Fig. 7), confirmando o número estimado de três pumas.

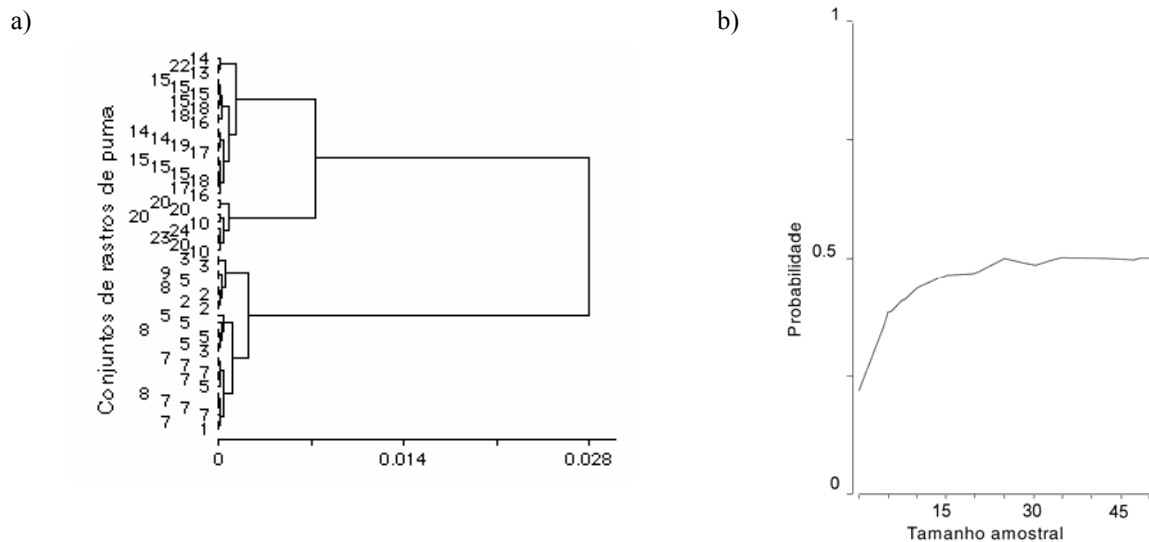


Figura 7. Agrupamento de pumas na Análise de Cluster. Dados incluem nove medidas de 53 impressões de patas esquerdas dianteiras. a) As distâncias foram calculadas com a soma dos quadrados a partir de uma matriz de correlação b) avaliação da suficiência amostral e significância para partição em três grupos por probabilidade. Começando com cinco unidades, o teste foi conduzido em onze etapas de reamostragem, com cinco unidades aleatoriamente adicionadas a cada etapa. A suficiência amostral é indicada pela estabilidade da probabilidade com tamanho amostral maior do que 20 conjuntos de rastros.

Um mesmo par de pumas foi registrado duas vezes na parcela 1, reconhecidos pela análise de PCOA. Eles foram registrados em fevereiro e maio, estando juntos por mais de dois meses. Foram por isto considerados como mãe e filhote.

2.3.5 Relação temporal entre a movimentação dos animais

A relação temporal entre a presença de rastros de puma e de presas não foi significativa usando teste de correlação (Spearman) ($p > 0.1$), possivelmente explicado pela existência de um atraso temporal entre os rastros deixados pelo puma e aqueles deixados por veados e catetos (Fig. 8a). Houve, no entanto, relação temporal entre os rastros deixados por veados e catetos ($p < 0.01$) (Fig. 8b).

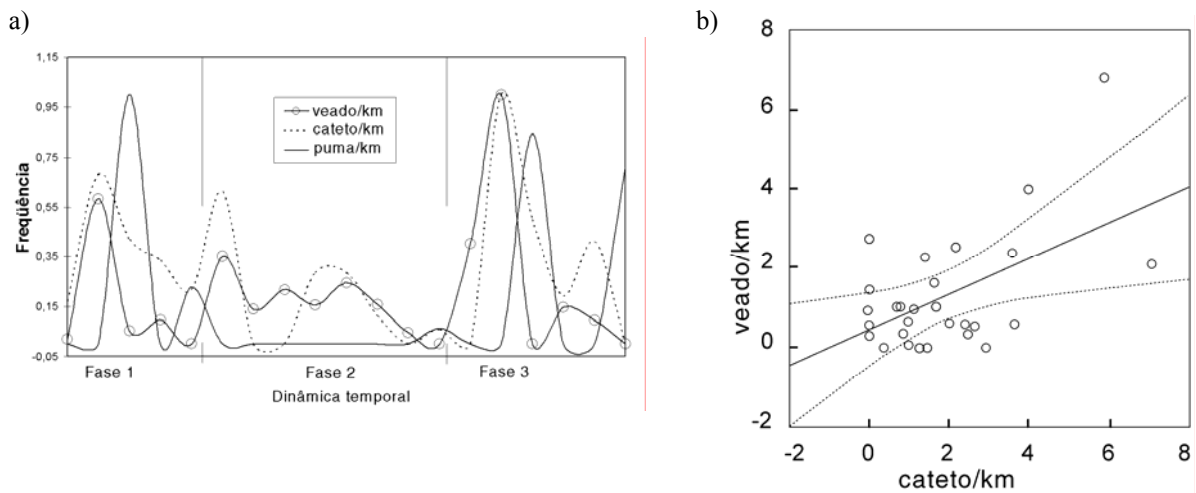


Figura 8. a) Gráfico de uma série curta representando o atraso temporal dos rastros de puma em relação aos ungulados, e a relação temporal entre os ungulados. A escala de frequência de rastros foi redimensionada para variar entre 0 e 1. Fases são as expedições de 12 dias cada, com uma diferença de dois meses entre uma e outra; b) Relação entre abundância de catetos e veados ($e=0,14$, $r=0,53$). Linhas pontilhadas são intervalos de confiança de 95% e a linha escura é a melhor adequação (*fit*) da relação. Apesar do modelo prever bem a relação (ANOVA, $F=10,24$, $p=0,004$), a precisão é maior em frequências de 4 conjuntos de rastros/km, quando o intervalo de confiança é menor.

2.4 Discussão

Índices de população podem ser utilizados como indicativos de tamanho populacional e também para propósito comparativo, desde que a detectabilidade seja constante no tempo ou outra dimensão (Williams *et al.*, 2001). Quando os levantamentos

são conduzidos em diferentes locais ao mesmo tempo, como neste estudo, as medidas permitem comparação das diferenças no tamanho relativo das populações (Rudran *et al.*, 1996). Para serem informativos, no entanto, índices de frequência devem estar relacionados com o tamanho da população (Caughley, 1977; Conroy, 1996). Exemplos desta correlação foi observada em pumas (Van Dyke *et al.*, 1986), leopardos (*Panthera pardus*), leões (*Panthera leo*), e cães selvagens (*Lycaon pictus*) (Stander, 1998).

Dependendo da espécie e da escala de amostragem, os índices podem estar mais relacionados com o uso de ambiente do que com a abundância. Isto é particularmente provável quando os vestígios são deixados redundamente pelos mesmos indivíduos, o que é comum acontecer quando a área de amostragem é menor do que a área de vida da espécie em questão. Este é o caso do puma durante este estudo. Isto, no entanto, não reduz a utilidade dos resultados para manejo da área, pois tanto a abundância como o uso do espaço são indicativos de disponibilidade de recursos.

A indicação da relação entre a abundância e frequência de vestígios durante este estudo foi obtida somente para capivaras e pumas, e apenas para toda a área de estudo, não para parcelas individualmente. Apesar das frequências de rastros das duas espécies serem similares, pelo menos 18 capivaras foram observadas no maior alagado, enquanto que apenas três pumas foram estimados por agrupamento de rastros. Este resultado desigual é uma constatação de que as curvas de frequência-abundância são específicas para cada espécie (Stander, 1998), explicado pelo uso diferencial de ambientes/estradas pelas espécies. Apesar da capivara ser mais abundante, os indivíduos concentravam-se ao redor de lagos e tanques, enquanto as amostragens foram realizadas principalmente em rotas florestadas fora de seus ambientes preferenciais.

Dois dos pumas registrados foram considerados mãe e filhote. O registro recorrente e rastros do par, por meses, indicou que não trava-se de um casal, uma vez que pares formados para acasalamento ficam juntos por não mais do que a duração do cio da fêmea, de 12 dias (Anderson, 1983). A recorrência do par é particularmente interessante porque revela que os pumas estavam usando ativamente as parcelas 1 e 2 e não apenas deslocando-se através dela, evidência esta reforçada pela constatação de que foram também registrados em dias consecutivos na área de estudo.

Seqüências contínuas de rastros de puma foram registrados apenas na parcela 1, em rotas com baixa ou nenhuma presença de tráfego veicular. Em estradas com maior tráfego, as pegadas eram evidências pontuais de que o animal havia apenas atravessado a estrada.

Outros estudos detectaram também mudanças de comportamento de deslocamento dos pumas devido a alterações antropogênicas. Van Dyke (1986) observou que os pumas cruzavam estradas ‘sem melhorias’ mais frequentemente do que aquelas ‘com melhorias’ e com superfície mais compactada, possivelmente porque nas primeiras havia também menor trânsito de veículos.

A pavimentação ou melhoria de estradas e outras benfeitorias pode provocar alterações no uso de ambiente por pumas. Cramer & Portier (2001), por exemplo, modelaram o aumento de ocupação de ambientes inadequados pelo puma em decorrência do crescimento nas interferências de origem humana em ambientes originalmente tidos como preferenciais.

A baixa frequência de pumas em estradas com maior tráfego poderia ser considerado, polemicamente, como resultado dos veículos apagarem os rastros. No entanto, evidências de rastros menos conspícuos, como os da jagatirica, foram repetidamente encontrados em estradas com tráfego regular (parcela 3). Com base nisso, supõe-se que os pumas seriam detectados caso estivessem usando as mesmas estradas.

Ao mesmo tempo em que as jagatiricas estavam presentes em áreas com maiores distúrbios mais frequentemente do que os pumas, elas pareciam expor-se relativamente pouco ao longo das estradas, deixando rastros por umas poucas centenas de metros, ao passo que os pumas deixaram rastros que em algumas situações puderam ser seguidos por até 3 km.

Vários fatores pareciam estar interagindo para provocar diferenças na frequência de pumas entre as parcelas. O decréscimo na frequência de pumas da parcela 1 a 3 seguiu a tendência geral de decréscimo da frequência de tatus e capivaras, topografia do terreno, pouca conectividade direta com outras áreas vizinhas, e aumento de distúrbios (incluindo cortes rasos de *Pinus* spp., e tráfego veicular). Apesar disto, a parcela 3 não poderia ser considerada uma área drenada, pois retinha conectividade com as parcelas restantes, possuía a mesma riqueza das principais presas do puma, e havia sido ocupada por pumas quando um rebanho de ovelhas estava disponível. Os resultados também não provam a ausência do puma nesta parcela, apenas que não foi detectado com o esforço amostral empregado.

Atribuir mudanças de ocupação de parcelas baseado na frequência de apenas algumas espécies, a partir do espectro total de espécies de presa do puma, pode ser razão para polêmica. Entretanto, as quatro espécies de presa combinadas, analisadas neste estudo, podem suprir 70% da biomassa relativa consumida por pumas no sul do Brasil

(Mazzolli, 2000). Mas é surpreendente que a variação de apenas dois itens alimentares, o tatu e a capivara, puderam ser responsáveis por mudanças notórias na maneira em que o puma utiliza seu espaço, mesmo considerando que o tatu possa ser o mais importante item alimentar na dieta do puma no sul do Brasil (Mazzolli, 2000; Leite & Galvão, 2002), e junto com a capivara podem representar 35% de toda a biomassa consumida por pumas (Mazzolli, 2000). Estes resultados levantam questões acerca das possíveis mudanças na abundância de pumas em face a reduções mais drásticas na disponibilidade de presas, tais como as provocadas pela diminuição na riqueza de presas em escalas espaciais mais amplas (Capítulo 3).

2.4.1 Estudos de índices no Neotrópico

Informações publicadas acerca de estimativas de frequência de rastros no Neotrópico, como forma de interpretar processos ecológicos, são quase inexistentes. Silveira *et al.* (2003), no entanto, conduziram um estudo de avaliação de métodos para detecção de biodiversidade de mamíferos. Nesta comparação metodológica, o levantamento por rastros foi o mais efetivo e mais rápido em relação à fotocaptura ou transecções em linha. Mas, na literatura, a riqueza e abundância de médios e grandes mamíferos tem sido mais comumente estimados pela sua contagem na medida em que são observados visualmente (*e.g.* Eisenberg & Thorington, 1973; Eisenberg, 1980; Glanz, 1982; Schaller, 1983; Emmons, 1984; Karanth & Sunquist, 1992; Chiarello, 1999). Entretanto, em muitos estudos as contagens são conduzidas sem levar em conta os muitos fatores que adicionam incerteza aos resultados para que sejam válidos para comparações. A variação de profundidades de visibilidade em florestas fechadas e abertas é um deles. Os animais serão avistados mais facilmente em florestas abertas do que em florestas fechadas, adicionando erros às comparações. Apesar de ser possível lidar com este tipo de incerteza, através da incorporação de probabilidades de detecção, o método requer de 60 a 80 encontros por parcela para uma estimativa confiável (Thomas & Karanth, 2002). Tal esforço amostral pode ser uma grande limitação para aplicação deste método no Neotrópico. Apesar disto, Pontes (2004) pôde calcular densidades verdadeiras para algumas espécies em uma área bem preservada da floresta Amazônica. Em Cocha Cashu no Peru, por outro lado, Emmons (1984) visualizou dois *Mazama americana* para cada 100 km caminhado, uma taxa que demandaria 3.000 km de caminhadas para alcançar suficiência amostral. Significaria 100 dias de trabalho ininterrupto com uma força tarefa de 6 pessoas, cada uma cobrindo 5 quilômetros por dia, para amostragem de uma única

parcela. De maneira similar, Chiarello (1999) observou 3,4 *Mazama* spp. por 100 quilômetros em Puriti, Estado do Espírito Santo. Apesar dos autores terem observado maiores taxas em outras áreas, a inclusão de áreas com baixa densidade na análise demandaria um esforço massivo e custoso. Mesmo quando considerados como um índice, as visualizações na maior parte dos casos resultam em baixo número amostral. Pesquisas conduzidas e resumidas por vários autores (Schaller, 1983; Emmons, 1984; Chiarello, 1999) resultaram em taxas de encontro inferiores aos encontrados neste estudo. As médias das taxas publicadas por estes autores, desconsiderando os casos onde os animais estavam presentes e não foram detectados, resultaram em 0,3 *Mazama* spp./km, 0,07 *Tayassu tajacu*/km, 0,29 *Dasypus novemcintus*/km, e 0,03 puma/km. Enquanto as taxas de encontro de *Mazama* spp. e *Pecari tajacu* foram 4,2 e 25,7 vezes menor do que neste estudo, respectivamente, a frequência de pumas foi apenas 2,3 vezes menor. Apesar desta pequena diferença, pumas foram observados em poucas das áreas percorridas (Emmons, 1984), contrastando com a quase incondicional detecção por vestígios onde está presente (Schaller, 1983; Chiarello, 1999). O mesmo se aplica a jaguatirica, agravado pelo fato de que pode ser confundida com o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) (Emmons, 1984).

De qualquer maneira, o levantamento por vestígios é uma metodologia cujas potencialidades são enormes e praticamente inexploradas, podendo ser utilizadas solitariamente ou simultaneamente com outras técnicas para responder questões sobre uso de ambiente e padrões de agregação de espécies.

2.4.2 Interpretação ecológica dos valores de frequência

Um problema que deve ser considerado ao analisar frequência de rastros diz respeito à maior possibilidade de erro na comparação entre estudos do que entre parcelas de uma mesma área. Estradas em diferentes condições e a experiência do pesquisador são variáveis que podem provocar mudanças na detectabilidade e aumentar o erro. Por estas razões, muitos autores tem argumentado que tais comparações são inválidas (*e.g.* Fitzhugh & Gorenzel, 1985). Van Dyke *et al.* (1986), por exemplo, encontraram diferentes frequências de rastros de puma entre estradas com diferentes condições para observação de rastros. Estas diferenças consideráveis seriam, no entanto, diluídas se os dados de todas as estradas fossem considerados juntos. Nas melhores condições de observação, eles encontraram, em média, um registro a cada 62,7 quilômetros para todas as classes (idade, sexo, nômades, residentes), enquanto que a observação de rastros sob todas as condições

(incluindo estradas com baixa detectabilidade) resultaram em um registro a cada 79,8 quilômetros (um erro menor do que 30%).

Argumenta-se aqui que, sendo as diferenças nos índices de frequências entre estudos muito maior do que o erro, estes tornam-se pouco relevantes, tornando os índices um indicativo de abundância. Por exemplo, a melhor taxa de Van Dyke's *et al.* (1986) foi de 0,016/km, e a taxa de Stander (1998) para leopardos, foi de 0,026/km, ou seja, 4,8 vezes e 3 vezes inferior àquela encontrada neste estudo, respectivamente. Ao assumir que os erros são irrelevantes, baseado nas grandes diferenças encontradas entre os estudos, a densidade de pumas poderia ser considerada mais alta aqui do que nos estudos citados acima. A magnitude dos erros frente às diferenças nas frequências não são geralmente consideradas, por isto o cepticismo de muitos pesquisadores em relação ao uso de índices para levantamentos de abundância. Esta resistência pode também ser explicada pelo contexto histórico para os quais foram desenvolvidos os métodos de estimativa de abundância. Gestores ambientais têm sido requisitados a detectar flutuações de população na ordem de apenas 5 a 10% de magnitude, para o estabelecimento de cotas de caça esportiva, ou para manejar populações criticamente ameaçadas com reduzido número de indivíduos. Nestes casos, sim, a precisão é absolutamente necessária.

Há, no entanto, outros fatores além da imprecisão que podem impedir a comparação de abundâncias entre estudos, mas que tem pouca relação com o tipo de análise empregada. Smallwood (1997) observou que áreas de estudo com diferentes tamanhos não são diretamente comparáveis, ao demonstrar que esta variável explicava a maior parte da variação das densidades de puma encontrada na literatura. De acordo com esta constatação, ao aumentar a área amostrada, a abundância diminui, devido à natureza agregada da distribuição das espécies, dos habitats, e particularmente do puma. Desta forma, mesmo que os erros sejam irrelevantes, as escalas de amostragem devem ser consideradas cuidadosamente. Ambas as áreas estudadas por Dyke *et al.* (1986) e Stander (1998), por exemplo, foram muito maiores do que a amostrada aqui, de maneira que as estimativas não seriam diretamente comparáveis, da mesma forma que muitas outras estimativas usando métodos variados em diferentes escalas espaciais não o são (Smallwood, 1977).

Talvez a descoberta mais relevante, e a melhor interpretação que pode ser dada aos resultados encontrados durante este estudo, esteja mais relacionada com a variação de

ocupação do ambiente, determinada por vários fatores, do que a interpretação da densidade absoluta em si.

Smallwood (1997) argumentou que os estudos de uso de ambiente e de predador-presa são conduzidos dentro de áreas de vida delimitadas por telemetria, enquanto o restante da paisagem é descartada, com a óbvia implicação de que uma grande quantidade de informação ecológica é perdida no processo. Este autor questionou se a paisagem ocupada pela população estudada de pumas seria diferente do resto da paisagem, e recomendou que as respostas sejam buscadas na amostragem de grandes áreas, de maneira a incorporar aquelas fora de ambientes preferidos por pumas. Aqui é oferecida uma pista no sentido de responder esta questão, tendo sido produzida evidência de que áreas subutilizadas ou não utilizadas por pumas são de fato desiguais, e que estes padrões podem ser detectados também em pequenas escalas de resolução.

Outro aspecto importante é que este estudo abre oportunidade para investigações similares de agregações de pumas e presas em escalas espaciais mais amplas, permitindo a inclusão de uma gama maior de atributos distintos que podem estar diferentemente afetando o comportamento de deslocamento e distribuição das espécies. Em sinergia com outras abordagens para determinação de riquezas de espécies-presa (Otis *et al.*, 1978) e proporção de área ocupada (MacKenzie *et al.* 2002, 2003), pode ser possível estabelecer um controle mais rigoroso dos erros associados aos índices de rastros.

As jaguatiricas, diferentemente dos pumas, distribuíram-se mais homoganeamente, deslocando-se por áreas aparentemente desprezadas por pumas. Este contraste pode encontrar explicação na dieta distinta das duas espécies. As jaguatiricas alimentam-se basicamente de pequenos roedores (Emmons, 1988; Sunquist *et al.*, 1989), os quais improvavelmente estariam limitados pelas mesmas necessidades ambientais das espécies-presa do puma. A presença da capivara estava certamente relacionada com a presença e extensão de alagados, os quais não estavam disponíveis na parcela 3. É mais difícil determinar o que poderia estar produzindo uma frequência reduzida de tatus nas parcelas 2 e 3, mas pode ser resultado de uma combinação de fatores que incluem permeabilidade do solo, disponibilidade de alimento, e vulnerabilidade à caça clandestina.

Uma relação temporal entre os rastros de ungulados foi observada, com picos de frequência de rastros de veado acompanhados similarmente por rastros de catetos. Os rastros de puma apareciam logo após os de ungulados, possivelmente ao perseguí-los para fora da floresta, como proposto por Brown *et al.* (1999), ou algum evento inexplicável

poderia ter induzido os ungulados para as estradas, e os pumas simplesmente seguiram atrás. A escala temporal de observação foi, não obstante, muito reduzida para buscar qualquer outra explicação ecológica, mas revela novas oportunidades para obtenção de dados utilizando registro por rastros.

Finalmente, estimativas de abundância devem ser traduzidas em ‘status’ populacional caso se proponham a ser de qualquer uso ou interesse para conservação (Smallwood & Schonewald, 1998). Estes autores, apesar disto, encontraram que a maior parte das estimativas de população de carnívoros não produziram qualquer opinião neste aspecto, *i.e.*, estavam ‘desconectadas com o passado bem como com a paisagem circundante’. Há um sério problema em desprezar os ambientes ao redor da área de estudo, pois modelos de ocupação da terra podem ser promovidos como ecologicamente corretos quando considerados isoladamente, quando de fato a maior parte das espécies de interesse para a conservação dependem de conectividade de ambientes. Na área de estudo, o ambiente matriz sustentava, proporcionalmente, quatro vezes mais floresta nativa do que restou do ecossistema inteiro (*i.e.*, 30% contra 8 % de todo o ecossistema), uma condição que pode assegurar uma viabilidade populacional de médio prazo, no mínimo, para as espécies estudadas.

2.5 Agradecimentos

Sou grato pelas sugestões tanto de texto quanto estatísticas por Dr. Valério de Patta Pillar da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). O texto foi consideravelmente melhorado pelas sugestões dos doutores Thales R.O Ochotorrena da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), José Luís Passos Cordeiro (UFRGS), Nilton Carlos Cáceres da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), e Lena Geise da Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ). A pesquisa foi conduzida com o auxílio das Indústrias Pedro Pizzato, Fundação Pizzato, e da ONG Instituto Ecoplan. Apoio especial dentro da organização foi oferecida por Marco Aurélio Ziliotto. Um revisor anônimo sugeriu relevantes melhorias ao manuscrito em sua fase inicial.

2.6 Literatura citada

- Anderson, A.E. 1983. *A critical review of literature on puma (Felis concolor)*. Special Report number 54. Colorado Division of Wildlife, Wildlife Research Section. 91 pp.
- Berlow, E.L.; Navarrete, S.A.; Briggs, C.J.; Power, M.E.; Menge, M.A. 1999. Quantifying variation in the strengths of species interactions. *Ecology* 80: 2206-2224.
- Brown, J.S.; Laundre, J.W.; Gurung, M. 1999. The ecology of fear: Optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *J. Mammal.* 80: (2) 385-399.
- Carroll, C., Noss, R.F., Paquet, P.C. 2000. Carnivores as focal species for conservation in the rocky mountain region. *Ecological Applications* 11: 961-980.
- Caughley, G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. New York, John Wiley & Sons Ltd, 234 pp.
- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammals communities in south-eastern Brazil. *Biol. Cons.* 89: 71-82.
- Conroy, M.J. 1996. Estimating abundance and species richness. In: In: Wilson D.E., Cole F.R., Nichols J.D., Rudran R., Foster M.S., eds., *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington and London. Pp. 179-192.
- Cramer, P.C.; Portier, K.M. 2001. Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. *Ecological Modelling* 140: 51-80.
- Crowley, P.H. 1992. Resampling methods for computation-intensive data analysis in ecology and evolution. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23: 405-447.
- Dinerstein, E.; Olson, D.M.; Graham, D.J.; Webster, A.L.; Primm, S.A.; Bookbinder, M.P.; Ledec, G. 1995. *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean*. Washington, D.C, The World Bank.
- Eisenberg, J.F. 1990. Neotropical mammal communities. In: Gentry A., ed., *Four Neotropical Rainforests*. New Haven, Yale Univ. Press, pp. 358-368.
- Eisenberg, J.F. 1980. The density and biomass of tropical mammals. In: Soulé M.E., Wilcox B.A., eds., *Conservation Biology: an evolutionary perspective*, Sinauer, Sunderland, Mass., pp. 35-55.
- Eisenberg, J.F.; Thorington Jr., R.W. 1973. A preliminary analysis of a Neotropical mammal fauna. *Biotropics* 5: 150-161.
- Efron, B. 1979. Bootstrap methods: another look at the jackknife. *The Annals of Statistics* 7: 1-25.
- Efron, B; Tibshirani, R. 1986. Bootstrap methods for standard errors, confidence intervals, and other methods of statistical accuracy. *Stat. Sci.* 1: 54-77.
- Emmons, L.H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16: 210-222.
- Emmons, L.H. 1988. A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Rev Ecol (Terre Vie)* 43: 133-157.

- Fitzhugh, E.L.; Gorenzel, W.P. 1985. Design and analysis of mountain lion track surveys. In: Bleich VC, ed., *Cal-Neva Wildlife Trans.*, Western Section, Sacramento, The Wildlife Society, pp. 78-87.
- Fretwell, S.D., Lucas, J.H.J. 1970. On the territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica* 19: 16-36.
- Glanz, W.E. 1982. The terrestrial mammal fauna of Barro Colorado Island: censuses and long-term changes. In: Leigh EG, Rand AS, Windsor DM, eds., *The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes*, Washington, DC, Smithsonian Institution Press, pp. 455-468.
- Greene, H.W. 1988. Species richness in tropical predators. In: Almeida F, Pringle CM, eds., *Tropical Rainforests: Diversity and conservation*. San Francisco, California Academy of Sciences, pp. 259-280.
- Grigione, M.M.; Burman, P.; Bleich, V.C.; Pierce, B.M. 1999. Identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks: refinement of an innovative technique. *Biol. Cons.* 88: 25-32.
- Guix, J.C. 1997. Cat communities in six areas of the state of São Paulo, southeastern Brazil, with observations on their feeding habits. *Grupo Estud. Ecol.* 5: 16-38.
- Janzen, D.H. 1978. Compilations in interpreting the chemical defenses of trees against tropical arboreal plant eating vertebrates. In: Montgomery G.G., ed., *The ecology of arboreal folivore*, Washington, Smithsonian Institute Press, pp. 73-84.
- Karanth, K.U.; Sunquist, M.E. 1992. Population structure, density and biomass of large herbivores in the tropical forests of Nagarahole, India. *J. Trop. Ecol.* 8: 21-35.
- Kenkel, N.C., Juhász-Nagy, P.; Podani, J. 1989. On sampling procedures in population and community ecology. *Vegetatio* 83: 195-207.
- Leite, M.R.P., Galvão F. 2002. El Jaguar, el puma y el hombre en tres áreas protegidas del bosque atlántico costero de Paraná, Brasil. In: Medellín R.A., Equihua C., Chetkiewicz C.L.B, Crawshaw Jr. P.G., Rabinowitz A., Redford K.H., Robinson J.G., Sanderson E., Taber A., eds., *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su condición actual, historia natural y prioridades para su conservación*. Mexico, D.F., Prensa de la Universidad Nacional Autónoma de México / Wildlife Conservation, pp. 237-250.
- Lewis, R.; Fitzhugh, E.L.; Galentine, S.P. 2001. Validation of a rigorous track classification technique: identifying individual mountain lions. *Biol. Cons.* 99: 313-321.
- MacArthur, R.H.; Pianka, E.R. 1966. On optimal use of a patch environment. *Am. Nat.* 100: 603-609.
- Mackenzie, D.; Nichols, J.D.; Lachman, G.B.; Droege, S.; Royle, J.A.; Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83 (8):2248-2255.
- Mackenzie, D.; Nichols, J.D.; Hines, J.E.; Knutson, M.G.; Franklin, A.D. 2003. Estimating site occupancy, colonization and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200-2207.
- Malcolm, J.R. 1990. Estimation of mammalian densities in continuous forest north of Manaus. In: Gentry A, ed., *Four Neotropical Rainforests*. New Haven, Yale Univ Press, pp. 339-357.
- Manly, B.F.J. 1991. *Randomization and Monte Carlo methods in Biology*. London, Chapman & Hall. pp. 281.

- Mazzolli, M. 2000. A comparison of habitat use by the mountain lion (*Puma concolor*) and kodkod (*Oncifelis guina*) in the southern Neotropics with implications for the assessment of their vulnerability status. M.Sc. thesis. University of Durham, Durham, UK. 157pp.
- Noss, R.F., Quigley, H.B., Hornocker, M.G., Merrill, T., Paquet, P.C. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Cons. Biol.* 10: 949-963.
- Otis, D.L.; Burnham, K.P.; White, G.C.; Anderson, D.R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildl. Monogr.* 62, 135 pp.
- Palomares, F.; Gaona, P.; Ferreras, P.; Delibes, M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Cons. Biol.* 9: 295-305.
- Pillar, V.P. 1998. Sampling sufficiency in ecological surveys. *Abst. Bot.* 22:37-48.
- Pillar, V.P. 2001. *Multiv – multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling (Multiv manual)*. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 42 pp. <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>.
- Pontes, A.R.M. 2004. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. *Mamm. Biol.* 3: 319-336.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42: 412-422.
- Robinson, J.G.; Redford, K.H. 1991. Sustainable harvest of neotropical forest mammals. Pp. 415-429 in *Neotropical wildlife use and conservation* (J.G. Robinson. and K.H. Redford, eds.). The University of Chicago Press. Chicago and London.
- Rudran, R.; Kunz, T.H.; Southwell, C.; Jarman, P.; Smith, A.P. 1996. Observational techniques for nonvolant mammals. In: Wilson D.E., Cole F.R., Nichols J.D., Rudran R., Foster M.S., eds., *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Washington, Smithsonian Institution Press, pp. 81-104.
- Schaller, G.B. 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia* 31: 1-36.
- Silveira L.; Jácomo A.T.A.; Diniz-Filho, J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census, and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.
- Smallwood, K.S. 1997. Interpreting puma (*Puma concolor*) population estimates for theory and management. *Environm. Conserv.* 24: 283-289.
- Smallwood K.S.; Fitzhugh, E.L. 1993. A rigorous technique for identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biol. Conserv.* 65: 51-59.
- Smallwood, K.S., Schonewald, C. 1996. Scaling population density and spatial pattern for terrestrial, mammalian carnivores. *Oecologia* 105: 329-335.
- Smallwood, K.S.; Schonewald, C. 1998. Study design and interpretation of mammalian carnivore density estimates. *Oecologia* 113: 474-491.
- Soulé, M.E., Terborgh, J. 1999. Continental conservation: scientific foundations of regional reserve and networks. Washington and Covelo, Island Press, 227 pp.
- SPVS. 1996. Nossas árvores – manual para recuperação da Reserva Florestal Legal. Curitiba, Sociedade de pesquisa em vida selvagem e educação ambiental, Editora FNMA. 86 pp.
- Stander, P.E. 1998. Spoor counts as indices of large carnivore population: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. *J. Appl. Ecol.* 35: 378-385.

- Sunquist, M.E., Sunquist, F.; Daneke, D.E. 1989. Ecological separation in a Venezuelan Llanos carnivore community. In: Redford K.H., Eisenberg J.F., eds., *Advances in neotropical mammalogy*. Gainesville, The Sandhill Crane Press, pp. 197-232.
- Sunquist, M.E. & Sunquist, F. 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. In: Gittleman J.L., Funk S.M., Macdonald D., Wayne R., eds., *Carnivore conservation*. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 399-418.
- Systat. 1992. *Statistics, version 5.2 edition*. Evanston, Systat, Inc, 724 pp.
- Terborgh J. 1990. The role of felid predators in Neotropical forests. *Vida Silv. Neotr.* 2: 305.
- Terborgh J.; Lopez L.; Tello, J.; Yu D.; Bruni, A.R. 1997. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge island. In: Laurance W.F., Bierregard R.O., eds., *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago, University of Chicago Press, pp. 256-274.
- Thomas, L.; Karanth, K.U. 2002. Statistical concepts: estimating absolute densities of prey species using line transect sampling. In: Karanth K.U., Nichols J.D., eds., *Monitoring tigers and their prey: a manual for researchers, managers and conservationists in tropical Asia*. Bangalore, Centre for Wildlife Studies, pp. 87-109.
- Van Dyke, F.G.; Brocke, R.H.; Shaw, H.G. 1986. Use of road track counts as indices of mountain lion presence. *J. Wildl. Manage.* 50 : 102-109.
- Weaver, J.L.; Paquet, P.C.; Ruggiero, L.F. 1996. Resilience and conservation of large carnivores in the rocky mountains. *Cons. Biol.* 10: 964-976.
- Wiegand T., Moloney K.A., Naves J., Knauer F. 1999. Finding the missing link between landscape structure and population dynamics: a spatially explicit perspective. *The American Naturalist* 154: 606-627.
- Williams, B.K.; Nichols, J.D.; Conroy, M.J. 2001. *Analysis and management of animal populations. Modeling, estimation, and decision making*. Academic Press, San Diego, CA.
- Willis, E.O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. *Ecol. Monographs*, 44: 153-169.

CAPÍTULO 3
INDICADORES DE INTEGRIDADE AMBIENTAL:
RIQUEZA E PERSISTÊNCIA DE MAMÍFEROS FOCAIS

Abstract

The foundation of all conservation action is to know what to preserve beforehand, and to have clear goals to be achieved during habitat restoration. Without it, all following effort may be wasted. Frequently, species richness (SR) is considered synonymous of habitat integrity, while species composition is commonly disregarded. However, it has already been shown that SR may either reduce, maintain, or even increase after forest fragmentation, a warning against using SR data as the only guideline for area conservation and restoration. In this article, data collected in the landscapes of southern Brazilian highlands was used to evaluate the indicator property of SR, compared to the persistence properties of two other prospective indicator groups of the forest mammalian fauna (>1kg). Presence-absence data was collected using camera-traps, tracking, opportunistic records, line-transects, and a removal method was used to estimate SR. It was preliminarily assumed that study areas did not consist of isolates, reducing confounding effects from minimum area and species-area (SAR) on SR results. It was also assumed that the extent of forest coverage was directly related to habitat quality for forest mammals. The first alternative group of indicator species were those which have been geographically restricted from habitat loss, hypothesized to indicate better habitats where they persisted compared to the remaining area of their historical range, at regional scale. In this group, peccaries *Tayassu pecari* and *Pecari tajacu*, and red brocket deer *Mazama americana* (*inc. spp.*) were restricted to native forested remnants covering 38% of the landscape at the scale of hundreds of km², indicating the importance of forest extent in buffering some of the negative effects provoked by average patterns of human occupation. The second alternative, functional group, was the trophic richness of the largest predator, hypothesized to indicate better habitats where it was most diverse, also found to be higher in the more forested remnants. SR of the whole assemblage of mammals (>1kg), on the other hand, did not relate with native forest extent. Results reinforce that SR may, in some instances, be a misleading indicative of habitat integrity, and point out the importance of considering community composition in habitat evaluation and restoration, particularly of those species that have gone extinct and of those that have lost much of their former range, within the spatial scale of interest. Information on the compatibility of land use models and conservation of wildlife was additionally provided. The current landscape configuration failed to save from extinction the giant otter *Pteronura brasiliensis*, giant-anteater *Myrmecophaga tridactyla*, jaguar *Panthera onca*, and tapir *Tapirus terrestris*, and are just about failing with the pampas deer *Ozotocerus bezoarticus* and maned-wolf *Chrysocyon brachyurus*. A generalization of the results is granted, as sampled species or genera are widespread throughout the neotropics. It is likely that the landscape configuration observed here would produce similar impact in the structure and composition of mammalian communities if replicated elsewhere in the neotropical region, contributing as an alert for the consequences of that in more pristine areas.

Key words: camera-trapping, indicators, habitat integrity, line-transect, matrix, mammals, landscape, resilience, species richness, tracks

3.1 Introdução

A perda sem precedentes da diversidade de espécies nas últimas décadas tem chamado a atenção de pesquisadores para questões relacionadas à persistência destas em ambientes modificados pelo homem, e à inferência de integridade ambiental baseada na composição de espécies de uma comunidade. Estas informações são pertinentes, do ponto de vista da conservação, para prever quais espécies são mais suscetíveis à extinção, e para diagnosticar quais áreas estão em melhor estado de conservação, respectivamente.

Uma abordagem geral para este problema é a predição de riqueza de espécies (RE) e/ou abundância baseada nos recursos disponíveis. Grande parte do foco da pesquisa sobre o tópico foi dirigido ao estudo do tamanho de fragmentos de *habitat* como recurso de interesse na relação espécie-área. Apesar da relação espécie-área (REA) ser uma das mais antigas e bem conhecidas observações em ecologia (ver Rosenzweig 1999; Lennon *et al.* 2001), as pesquisas sobre o tema foram incrementadas somente após as descobertas de MacArthur e Wilson (1967).

Os resultados da mais extensiva investigação sobre o assunto nos trópicos tem mostrado que, em áreas continentais, a RE não depende apenas do tamanho dos fragmentos, mas também da condição da matriz (Gascon *et al.* 2001). Estes resultados corroboram o argumento de que um único fator (tamanho de área) é insuficiente para explicar completamente a RE (Turner & Tjørve 2005). De todos os fatores que podem influenciar a RE, a matriz tem sido o foco das atenções (e.g. Gascon *et al.* 1999; Sanderson *et al.* 2002; Rosenzweig 2003; Donald & Evans 2006), devido à insuficiência das áreas protegidas para manutenção da biodiversidade.

Há, de fato, uma variedade de mecanismos, locais, de meso-escala, e regionais, que podem provocar oscilações na RE independentes do tamanho do fragmento florestal (Desouza *et al.* 2001), o que automaticamente desvincula a relação da RE com o estado de fragmentação de um ambiente. Esta aparente divergência do modelo previsto na REA ocorre, permanecendo homogêneas as demais variáveis (e.g. produtividade: Rosenzweig 1992; histórico do *habitat*: Graham *et al.* 2006), quando os fragmentos não são isolados, contrariamente ao conhecido sistema de ilhas de MacArthur & Wilson (1967). A redução de um *habitat* de floresta tropical por fragmentação, o qual é reconhecidamente um distúrbio que resulta em perda da integridade original do ambiente, pode resultar, por

exemplo, na manutenção da mesma RE, simplesmente por variação na composição ou abundância relativa das espécies (Desouza *et al.* 2001). Adicionalmente, há evidências de um processo recente, em larga escala, de aumento na riqueza de espécies, em habitats moderadamente alterados (La Sorte 2006). Está claro na literatura, portanto, que a RE não pode ser considerada isoladamente em avaliações de integridade ambiental.

Apesar disto, com poucas exceções notáveis (e.g. Williams 2000; La Sorte 2006), a maior parte das publicações que incluem análises de beta-diversidade ignoram os aspectos de composição de espécies, ou ‘perdas’ e ‘ganhos’, ou ainda substituição (*turnover*) espacial de espécies (ver Koleff *et al.* 2003). Análises de REA, por outro lado, interessam-se somente por ‘ganhos’ com aumento de área (Lennon *et al.* 2001).

Uma parcela das perdas na substituição espacial pode estar representada por extinções locais, as quais, em ambientes antropizados, são sistematicamente produzidas por alteração ambiental, e portanto são informativas deste processo. As espécies persistentes podem servir de modelo para representar as conseqüências de alterações similares sobre comunidades de espécies em ambientes preservados. A probabilidade de extinção, no entanto, não deve ser igual para todas as espécies (Fagan *et al.* 2001; Castro & Fernandez 2004), sendo considerada comumente como vulnerabilidade ou, opostamente, persistência. Estas características das espécies destacam-se frente às alterações ambientais, e portanto, podem produzir informações de alterações prévias no ambiente.

Neste artigo é explorada a possibilidade das características de persistência e vulnerabilidade das espécies de uma comunidade serem utilizadas como indicativos da integridade ambiental de uma área. Uma abordagem para seleção de espécies com base nestas características foi utilizada para definir espécies indicadoras. O resultado é confrontado com a riqueza de espécies focais, com a finalidade de entender qual destes parâmetros está mais relacionado com os aspectos estruturais espaciais dos remanescentes da floresta nativa, e com o tipo de uso da terra na matriz da paisagem.

Diferentemente dos estudos que procuram testar a REA, partiu-se da premissa de que os resultados de RE e composição das comunidades silvestres pudessem estar exclusivamente associados ao tipo de uso da terra e características da paisagem. Para tanto, as áreas de estudo foram cuidadosamente selecionadas de maneira a eliminar ou diminuir o ‘efeito de área mínima’ (Lennon *et al.* 2001: 726) sobre a RE, na qual espécies de grande demanda de território estão ausentes de isolados, e o efeito da REA, na qual áreas de maior tamanho teriam maior diversidade. A ausência destes efeitos foi inferida pela presença

confirmada, mas não detalhada, de puma (Mazzolli 1993; Mazzolli *et al.* 2002), capacidade de deslocamento e dispersão das espécies-foco, reduzida urbanização rural, e continuidade da vegetação nativa.

3.2 Materiais e Métodos

3.2.1 Área de Estudo

Características das áreas de estudo. — Três áreas de estudo foram amostradas, com características ambientais que representaram uma linha diagonal de 100 km de extensão na região abrangida pela bacia hidrográfica dos Rios Canoas e Pelotas, no planalto catarinense, entre as latitudes 27° 30' e 28° 30' S do sul do Brasil. Talvez a consequência natural mais característica desta localização austral, em transição para a zona sub-tropical, sobre a composição da fauna de mamíferos (>1kg), seja a reduzida presença de primatas em relação à latitudes acima de 25° S, contando com apenas três espécies nativas, os bugios *Allouata guariba* e *A. caraya*, e o macaco-prego *Cebus nigrinus*.

A região de interesse está politicamente delimitada pela micro-região de Lages, com área de 15.570 km² (SEPLAN, 1991) (Fig. 1). A vegetação é dominada pela Floresta Ombrófila Mista, também chamada de Floresta de Araucária, atualmente considerada uma ecorregião da Mata Atlântica (Dinerstein *et al.* 1995). Os domínios da Floresta da Araucária brasileira abrangem uma área de 35.045 km², desde a linha do trópico de Capricórnio até quase 30° S.

As áreas de estudo caracterizam-se por fragmentos florestais interrompidos por campos nativos, com as maiores extensões de florestas ocorrendo nos vales dos principais rios. A espécie dominante na fisionomia florestal é a araucária *Araucaria angustifolia*, a qual dá nome à floresta, presente tanto na vegetação clímax como na vegetação pioneira. Outras espécies originalmente dominantes no dossel das florestas são a canela-lageana *Ocotea pulchella*, canela-amarela *Nectandra lanceolata*, canela-guaicá *Ocotea puberula*, canela-fedida *Nectandra grandiflora*, e a canela-fogo *Cryptocarya aschersoniana* (Klein 1978).

No estrato das arvoretas predomina em grandes áreas a erva-mate (*Ilex paraguariensis*) na sua forma nativa, e densas touceiras de taquara-lisa (*Merostachys multiramea*) (GAPLAN 1986).

Os campos nativos da área de estudo são formados por um estrato de gramíneas, entremeadado por elementos arbustivos ou arbóreos, xeromorfos ou não (GAPLAN 1986). Em algumas publicações figura como pertencentes à Floresta de Araucária (Arruda 2001), e neste caso cobriria uma área aproximada de 27.000 km² nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Para outros autores, faz parte do bioma de campos sulinos ou estepe (e.g. Pillar & Quadros 1997; IBGE 1993). Os campos sulinos estendem-se para o sul além da distribuição austral da Floresta de Araucária (Pillar & Quadros 1997), os quais, incluindo os campos situados na Floresta de Araucária, cobrem uma área aproximada de 147.000 km².

As temperaturas médias variam de 10 a 16 ° C (SEPLAN 1991), mas freqüentemente registra 0° C, nos dias mais frios alcançando -10° C.

O clima é classificado no sistema Köppen como Mesotérmico Úmido na maior parte da área, com pluviosidade variando entre 1.400 a 2.000 mm (SEPLAN 1991).

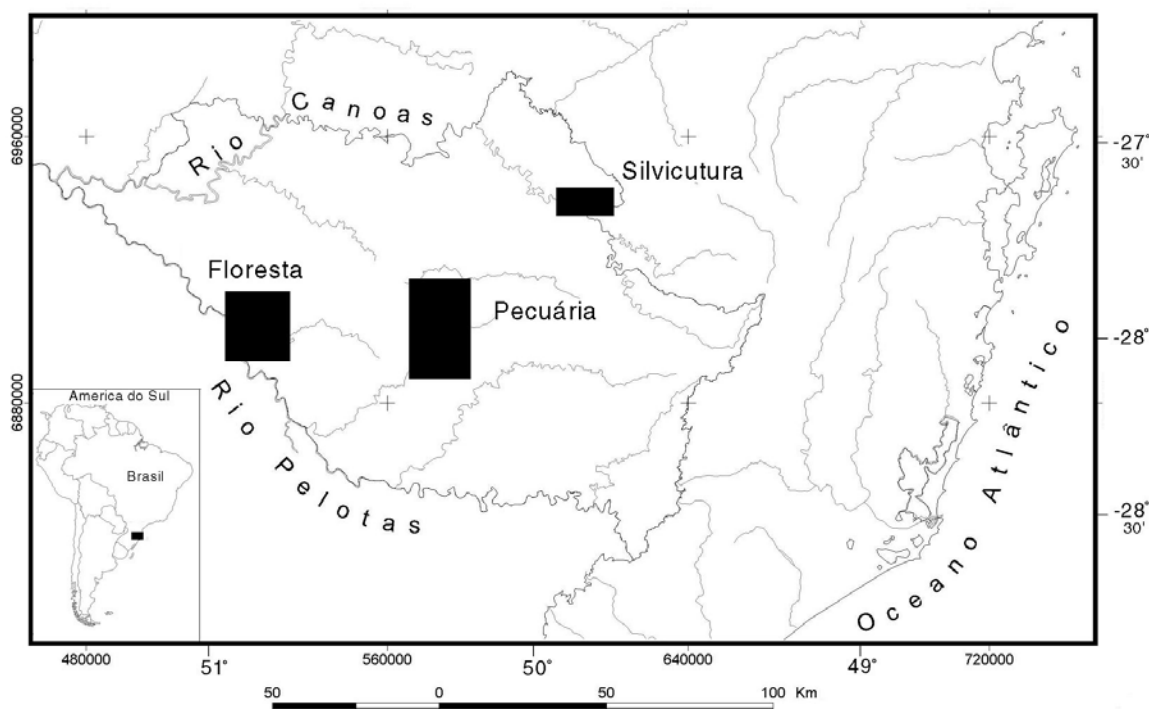


Figura 1. Recorte parcial do Estado de Santa Catarina e sistema hídrico, destacando as três áreas de estudo inseridas nos limites da micro-região de Lages e bacia hidrográfica dos rios Canoas e Pelotas. As coordenadas estão em UTM SAD69, e em Graus e Minutos. As áreas são a Silvicultura, Pecuária, e Floresta, com 12, 9 e 38 por cento de cobertura florestal nativa, e com áreas de 150, 550, e 411 km², respectivamente.

As áreas de estudo foram selecionadas *a priori* com base em critérios de ocupação do solo, extensão de floresta nativa, proximidade, conectividade, e declividade. A área mais ao norte estava dominada pelo plantio de *Pinus* spp. e, portanto, foi denominada de

Silvicultura (S), com altitude variando de 850-950 m; os campos nativos e pecuária bovina predominavam na Pecuária (P), com altitudes entre 904-1225 m. Ambas foram selecionadas pela reduzida extensão florestal nativa (aproximadamente 10%) e pelo modo diverso de ocupação na matriz (campo versus plantio exótico). A área mais a oeste possuía cobertura florestal nativa mais extensa (38%), tendo sido por isto denominada Floresta (F), variando entre 707-980 m de altitude. A amostragem na Floresta foi exclusivamente conduzida na propriedade particular de Gateados, pertencente à empresa do mesmo nome, dedicada à produção e extração de madeira exótica, com extensão de 170 km². Uma área retangular maior foi considerada para análise da paisagem, como forma de equivalência com as outras áreas de estudo, e para obter informações de paisagem no entorno da propriedade.

Dados recentes da área de Floresta indicaram que a vegetação é secundária, uma consequência da retirada prévia da madeira que pode ser generalizada para todas as áreas de estudo, sendo *Lithraea brasiliensis* a espécie mais representativa (Formento *et al.* 2004). Apesar disto, estes autores encontraram, nesta área de estudo em particular, um aumento em importância de duas das espécies dominantes em floresta primária, a canelalageana e a araucária, durante um período de 11 anos.

Na Pecuária a floresta manteve um aspecto secundário avançado, principalmente determinado pela presença de árvores adultas, mas raramente antigas, de araucária. Há indicações de que a vegetação de campo seja remanescente de um período com clima mais seco (ver Pillar & Quadros 1997). A Pecuária consistia de um mistura de campos limpo e sujo, com a tendência do primeiro dominar na porção sul, principalmente *Schizachyrium tenerum*, caracterizando-se em campo limpo com solos rasos oriundos de rochas intermediárias e basálticas. Na porção norte havia um mosaico de campo limpo e sujo, sendo que *Baccharis* spp. e *Paspalum notatum* dominavam no campo sujo, onde a vegetação original provável era floresta, com solos profundos de origem basáltica (Gomes *et al.* 1989).

Na Silvicultura, ao contrário da Pecuária, a araucária não dominava a paisagem na mata nativa, e a floresta era apenas vestigial ou em estado inicial de regeneração no meio dos reflorestamentos. Bovinos e eqüinos andavam livres na maior parte da área reflorestada. A floresta nativa no entorno dos reflorestamentos, por outro lado, apresentava-se em estado mais avançado de regeneração, inclusive com a presença de araucária.

Os reflorestamentos representaram uma área superior a três quartos da área total de estudo, e, com exceção de um décimo de toda a área reflorestada, eram utilizados para produção de celulose. O destino da produção alterava o modo de manejo, a incidência de luz no chão da floresta, e certamente a qualidade de ambiente para as espécies da fauna. A área de reflorestamento destinada à produção de celulose consistia de plantios antigos, da década de 70.

A proximidade das áreas de estudo foi proposital, tendo como objetivo preservar as características de uma mesma ecorregião, e assim ressaltar as diferenças de modelo de uso da terra e extensão da cobertura florestal nativa sobre a comunidade silvestre, procurando evitar peculiaridades da formação histórica dos *habitats* que pudessem confundir a análise.

As áreas de estudo foram selecionadas de maneira a testar a persistência de espécies sob condições de reduzida extensão de floresta nativa e pouca declividade, associados a reduzida disponibilidade de recursos alimentares e abrigo para as espécies focais. A maior declividade topográfica é geralmente acompanhada pelos melhores remanescentes florestais e menor influência antrópica, e por isto influi positivamente na presença do puma *Puma concolor* (Mazzolli 1993; Riley & Malecki 2001), e certamente na presença de suas espécies-presa, as quais constituem um grupo significativo de espécies-focais prospectivas deste estudo.

A proporção de floresta nativa e intensidade de urbanização foi preliminarmente avaliada com base em imagens de satélite Landsat, disponíveis na página da Empresa Brasileira de Agropecuária (Embrapa, www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br, março de 2002).

3.2.2 Métricas da Paisagem

Mapas de floresta nativa remanescente foram obtidos na página da Internet da Fundação SOS Mata Atlântica (www.sosmatatlantica.org.br, janeiro de 2006), produzidos na escala de 1:50.000 a partir de imagens Landsat, e capturados na tela em sua resolução máxima (1:100.000) (Anexo 2). Nesta resolução, quando uma única captura de tela não era suficiente para exibir toda a área de interesse, mais de uma captura era efetuada, sendo as imagens posteriormente compostas no aplicativo Photoshop (Adobe Systems Inc., San Jose, CA) (Anexo 3).

As imagens foram georeferenciadas usando a extensão e software livre ImageWarp 2.0 (Keneth R. McVay) do ArcView 3.1 (ESRI, Redlands, CA, USA), no sistema de projeção UTM com *datum* SAD69.

As métricas da paisagem foram calculadas no aplicativo Patch Analyst 3.1 (Rob Rempel, OMNR, ON), uma extensão livre do ArcView, o qual utiliza sistema vetorial (polígonos) e *raster (grid)*. A maior parte das estatísticas foram produzidas a partir de *grid*, para o qual o aplicativo Patch Analyst utiliza uma implementação modificada do Fragstats (McGarigal & Marks 1994). Para o programa ler e interpretar o *grid*, as imagens das florestas remanescentes (JPG ou TIF) foram primeiro convertidas para vetor no ArcView, atribuindo-se um valor (1) para floresta nativa e (2) para a matriz (campos, reflorestamentos, etc), e subseqüentemente convertendo a imagem vetorial para *grid* usando a extensão Spatial Analyst 1.1 do ArcView. Cabe ressaltar que os campos naturais, ocorrentes nas áreas de Pecuária e Silvicultura, foram considerados matriz apenas por convenção neste estudo.

Enfatizou-se as medidas de comparação de áreas-núcleo (AN). As AN são as manchas florestais menos sujeitas ao efeito de borda, constituindo-se portanto em áreas de *habitat* com maiores chances de serem melhores representativas de ambientes conservados, assumindo por isso um significado especial para inferir integridade ambiental. As estatísticas de área núcleo (AN) foram produzidas considerando uma borda de 200 metros, apesar das evidências apontando que os efeitos de borda usualmente considerados (e.g. luminosidade, organismos silvestres invasores da matriz, temperatura) influenciam uma distância menor (e.g. 100 m, Malcolm 2001). Esta opção foi resultado da projeção arbitrária de distúrbios potencialmente produzidos pela presença constante do homem e de cães domésticos sobre as espécies focais para a área de estudo.

3.2.3 Amostragem Biológica

As observações de campo compreenderam um período amostral entre julho de 2003 a dezembro de 2005 na Pecuária, março de 2004 a maio de 2005 na Silvicultura, e junho de 2005 a dezembro de 2005 na Floresta, envolvendo registro de rastros, fotocapturas, transecções lineares, e observações oportunistas. Os dados foram coletados e compilados na forma de históricos de captura divididos em ocasiões amostrais, cada ocasião com informação de presença ou ausência de cada uma das espécies, para cada uma das áreas de estudo. Cada ocasião amostral teve duração de 50 armadilhas-noite para amostragens com fotocaptura, 6 a 8 km de estradas para observação de rastros, e 2 a 3,5 km de transecção linear (tabela 1). Não houve contabilização de esforço amostral para registros oportunistas.

Tabela 1. Resumo do esforço amostral conduzido na área de estudo, no planalto catarinense.

	Área de estudo			Total
	Pecuária	Silvicultura	Floresta	
Período de amostragem	07/03-12/05	03/04-05/05	6/05-12/05	
<i>Fotocapturas</i>				
Total de ocasiões amostrais (50 armadilhas-noite cada)	09 ^a	05	10	24
Total de armadilhas-noite	450	250	500	1.200
<i>Transecção linear</i>				
Total de ocasiões amostrais (2 a 3.5 km de transecção)	63	18	06	87
Total de km percorridos	187	54	12	253
<i>Registro de rastros</i>				
Total de ocasiões amostrais (6 a 8 km)	09	05	15	29
Total de km percorridos	63	35	90	188

^a Originalmente foram 15 ocasiões. As primeiras amostragens foram pequenas (poucas máquinas fotográficas) e por isto foram concatenadas em 9 ocasiões.

Amostragem de rastros. — Registros de rastros foram obtidos em duas estradas de 3 a 4 km de extensão em cada área, durante quatro ocasiões amostrais na Pecuária e Silvicultura, e quinze ocasiões na Floresta, totalizando 77 quilômetros percorridos.

Na área de Silvicultura, a presença do puma foi amostrada principalmente em uma propriedade na qual as árvores de *Pinus* spp. eram desgalhadas para valorizar as tábuas produzidas a partir delas, um procedimento que favorecia a presença de sub-bosque nativo e certamente de algumas espécies nativas da fauna.

Geralmente as estradas eram percorridas a pé ou de motocicleta, depois de dois dias da última chuva, de maneira que os rastros antigos haviam sido apagados e novos rastros já estavam disponíveis.

Amostragem fotográfica. — Seis sub-áreas foram amostradas na Pecuária, quatro sub-áreas na Floresta, e contínuo na Silvicultura, com distâncias de 500 m a 2 km entre as máquinas fotográficas. O esforço amostral consistiu em nove ocasiões na Pecuária, cinco na Silvicultura, e dez na Floresta, totalizando 24 ocasiões amostrais e 1.200 armadilhas-noite.

Utilizou-se 10 armadilhas fotográficas (Tigrinus, SC, Brasil) com sistema passivo de disparo. Os disparos foram programados para ocorrer a intervalos de no mínimo 10 minutos, devido à presença de gado em algumas áreas, os quais poderiam consumir um filme inteiro em pouco tempo.

Armadilhas fotográficas foram sempre instaladas na mata nativa, em trilhas utilizadas unicamente por animais silvestres. Estas trilhas foram identificadas pela ausência de compactação, geralmente com solo coberto por um colchão de serrapilheira.

Na Silvicultura, o local de instalação das armadilhas fotográficas consistiam principalmente de tiras de floresta dentro de um maciço contínuo de *Pinus* spp. de mais de 100 km².

Transecções lineares. — Foram amostradas um total de 63 ocasiões em cinco sub-áreas na Pecuária, 18 ocasiões em duas sub-áreas na Silvicultura, e seis ocasiões em uma sub-área da Floresta, totalizando 87 ocasiões amostrais e 253 quilômetros percorridos. A metodologia consistiu em caminhar distâncias entre 2,7 e 3,5 quilômetros, em uma velocidade de até 1,5 quilômetros horários, registrando a distância perpendicular dos animais avistados (Buckland *et al.* 1993; Laake *et al.* 1994).

Registros oportunisticos. — Registros oportunisticos foram todos aqueles efetuados fora dos protocolos de amostragem (fotocaptura, registro de rastros, ou transecção linear). Foram divididos em diretos (observação no campo) e indiretos (a partir de partes de animais utilizadas como adorno e/ou troféus em residências).

3.2.4 Análise de Dados

Estimando RE através do método de remoção. — Comparou-se a RE de mamíferos (>1 kg) e principais espécies-presa do puma, entre as áreas de estudo, utilizando-se métodos equivalentes e com dados suficientes para todas as áreas. Desta forma, estimou-se a riqueza a partir da amostragem fotográfica e de rastros com dados das cinco primeiras ocasiões amostrais, e uma repetição temporal para a área Floresta. Esta abordagem foi considerada mais adequada aos objetivos do estudo, do que a comparação da riqueza total encontrada a partir de esforços desiguais. Os dados adicionais foram utilizados para calcular detectabilidade das espécies (item a seguir).

A riqueza foi estimada por método de remoção a partir do acúmulo de espécies previamente não registradas (Otis *et al.* 1978; Nichols & Conroy 1996; Cam *et al.* 2002) utilizando o aplicativo Capture (Rextad & Burnham 1991).

As principais espécies-presa do puma foram selecionadas com base em sua importância na dieta do predador, no sul do Brasil (Mazzolli 2000; Leite & Galvão 2002). São elas a capivara *Hydrochoerus hydrochaeris*, cutia *Dasyprocta azarae*, ouriço *Sphiggurus villosus*, paca *Cuniculus paca* (Rodentia), tatus (Xenarthra), veado-virá *Mazama gouazoubira*, porcos-do-mato *Pecari tajacu*, *Tayassu pecari* (Artiodactyla), e quati *Nasua nasua* (Carnivora).

Seleção de espécies geograficamente restritas por perda de habitat. — No processo de seleção de espécies indicadoras de integridade ambiental, procurou-se identificar aquelas que tivessem sido isoladas geograficamente em função de mudanças ambientais antropogênicas e empobrecimento ambiental na maior parte de sua distribuição prévia, seguindo um procedimento de etapas. Pressupôs-se que estas espécies persistiram em remanescentes que permitiram sua sobrevivência devido à similaridade destes remanescentes com as condições da distribuição histórica prévia destas espécies.

Como pré-requisito óbvio as espécies deveriam originalmente ocupar uma ampla distribuição. A primeira etapa da seleção consistiu, com base nos resultados, em identificar espécies que estavam confinadas exclusivamente a apenas uma das áreas de estudo. A seguir, também com base nos resultados para a área de estudo, foram descartadas as espécies com distribuição restrita por fatores evolutivos, isto é, em função de adaptações a um bioma e/ou ecorregião específica. Em seguida excluiu-se também as espécies generalistas com ampla distribuição regional. Informações de detectabilidade, a partir do histórico de captura, foram então utilizadas para identificar as espécies com as melhores características de indicadoras para a área de estudo (item a seguir).

As informações sobre status, distribuição regional, ocorrência histórica, e preferências florestais das espécies foram obtidas de relatos locais (e.g. Avé-Lallemant, 1980), na literatura especializada regional (Cimardi 1996; Graipel *et al.* 2001; Fontana *et al.* 2003; Cherem *et al.* 2004; Santos *et al.* 2004; Tortato & Oliveira 2005), geral (Emmons & Feer 1990; Eisenberg & Redford 1999; Nowak 1999), e demais publicações citadas no texto. Espécies não registradas em campo nos últimos 20 anos foram consideradas extintas.

A nomenclatura seguiu as sugestões e revisões apresentadas em Cherem *et al.* (2004), optando-se por utilizar o nome popular das espécies ao longo do texto, exceto para os cervídeos *M. bororo* e *M. nana*, os quais, devido às semelhanças, não são diferenciados popularmente.

Índices de detectabilidade. — Abordagens probabilísticas para inferência de detectabilidade dependem de técnicas de observação utilizando métodos tais como de transecção linear, com número mínimo de indivíduos observados (Burnham 1980; Buckland *et al.* 1993, 2001), captura e recaptura de indivíduos (Nichols 1992; Karanth & Nichols 1998), ou ocupação de área (MacKenzie *et al.* 2002, 2003). Os dados disponíveis neste estudo, no entanto, não preencheram os pressupostos necessários para análises por estes métodos.

Alternativamente, um modelo linear (GLM) foi construído a partir de dois índices de detectabilidade, combinando dados de todas as áreas de estudo, no aplicativo Statistica (ver. 6, StatSoft, Tulsa, USA), como maneira de verificar a eficiência dos índices. Para seleção de espécies indicadoras por perda de *habitat*, no entanto, apenas o índice do histórico de captura foi utilizado, por ser derivado de formas-padrão de amostragem a campo.

Um dos índices foi obtido a partir da soma dos registros no histórico de fotocapturas e rastros, e outro a partir da soma dos métodos de amostragem (rastro, fotografia, transecção, registro oportunístico) e tipos de amostras (adorno, carcaça, fezes, fotografia, rastros, visualização, vocalização) em que a espécie foi registrada. Ao contrário da comparação de riqueza de espécies, neste caso foram utilizados os dados oriundos de todas as estratégias amostrais, em razão da detectabilidade ser considerada uma propriedade da espécie, em todas as áreas em conjunto, enquanto a riqueza foi considerada uma propriedade de cada área individualmente.

3.3 Resultados

3.3.1 Métricas e Descrição da Paisagem

Metade da propriedade particular de Gateados consistiu de floresta nativa, contrastando com toda a área 'Floresta' analisada, na qual a floresta nativa cobriu 38% da paisagem. Nas demais áreas de estudo, a vegetação florestal nativa cobriu menos de 12% da paisagem.

As propriedades de maior tamanho representam menor adensamento humano, o que as tornam mais propícias à sobrevivência da vida silvestre (e.g. Maestas *et al.* 2003). Como medida para representar o que se considerou aqui a área total disponível mais adequada à comunidade de mamíferos, foram somadas todas as áreas de propriedades rurais acima de 200 ha em cada um dos municípios de abrangência das áreas de estudo, cujos dados estavam disponíveis em IBGE (1996). O total destas áreas resultou em 4.772 km², sendo que o tamanho médio das propriedades, obtido por entrevista, foi de 6,54 km² ($n=23$, $SE=136$). A área amostrada da Floresta, excepcionalmente, abrangia uma única propriedade com 230 km².

Os tamanhos de áreas-núcleo (AN) foram estatisticamente diferentes (*nested* ANOVA, $F_{2,74}=3,9$; $e=0,6$; $p<0,05$) entre a Floresta e as outras duas áreas de estudo (Fisher LSD post-hoc, $p<0,05$), mas não entre as áreas de Pecuária e Silvicultura, apesar do tamanho médio de AN destas resultar diferente na análise dos *grids* (Tabela 2). O resultado médio desigual entre as duas áreas foi basicamente devido à presença de uma única AN de 1,85 km² na Pecuária. Excluindo-se esta AN, as médias tornariam-se praticamente equivalentes.

Tabela 2. Métricas selecionadas para as áreas de estudo, obtidas a partir da análise de *grids* no Patch Analyst, usando uma implementação do Fragstats.

Métrica (áreas em km ²)	Área de estudo		
	Silvicultura	Pecuária	Floresta
1. Porcentagem de área de floresta nativa	12	9	38
2. Densidade das manchas (número de manchas florestais desconectadas por km ² da área total da paisagem)	0,32	0,35	0,89
3. Tamanho médio da mancha (SD)	0,38 (0,66)	0,26 (0,51)	0,42 (6,57)
4. Média do vizinho mais próximo (média das distâncias mais próximas entre manchas, em metros)	207	244	109
5. Média de tamanho de áreas núcleo (SD)	0,07 (0,18)	0,14 (0,42)	0,82 (6,69)
6. Porcentagem de áreas núcleo em toda a paisagem	1,27	1,16	15
7. Densidade de áreas núcleo (número de áreas núcleo desconectadas por km ² da área total da paisagem)	0,19	0,08	0,18

Utilizando-se os dados provenientes de sub-áreas da paisagem, a densidade de manchas florestais foi mais elevada na área Floresta (ANOVA, $F_{2,15}=6,4$; $p<0,01$; $e=1,98$), mas não houve diferença entre as áreas de Pecuária e Silvicultura (post-hoc Fisher LSD $p>0,05$), reiterando o resultado médio obtido na análise padrão do Fragstats.

A densidade de ANs entre categorias de tamanho diferiram (*nested* ANOVA, $F_{9,47}=16,3$; $e=0,6$; $p<0,01$), em particular na categoria de maior tamanho (> 1 km²). Nesta categoria as ANs são dez vezes mais numerosas na Floresta ($n=10$) do que na área de Pecuária ($n=1$), por área considerada, ausentando-se completamente na área de Silvicultura (Anexo 4).

3.3.2 Estrutura da Comunidade

O número total de espécies registradas, a partir de todos os métodos de amostragem combinados, foi 32 (tabela 3). Utilizando os protocolos-padrão de amostragem obteve-se 105 registros fotográficos de 26 espécies e avistou-se 39 indivíduos de 12 espécies. Os

registros oportunisticos diretos (a campo) foram de 49 amostras de 26 espécies, e os oportunisticos indiretos foram de 21 amostras de 12 espécies.

Três espécies estão extintas, ariranha *Pteronura brasiliensis*, tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla*, e onça-pintada *Panthera onca*; e duas espécies são raríssimas, e talvez extintas, só registradas por relatos, a anta *Tapirus terrestris* e o lobo-guará, *Chrysocyon brachyurus*.

Optou-se pela utilização apenas do método fotográfico para avaliação da estrutura das comunidades por ser menos seletivo e permitir melhor identificação das espécies. Considerou-se que espécies de gatos do mato pequenos e os cervídeos, e mesmo os canídeos, por exemplo, não poderiam ser discernidos por rastros com exatidão. Além disso, houve reduzida amostragem por transeção linear em duas das áreas de estudo. As espécies registradas, desta maneira, estavam distribuídas em doze famílias, Agoutidae, Canidae, Cervidae, Dasypodidae, Dasyproctidae, Didelphidae, Felidae, Leporidae, Myrmecophagidae, Mustelidae, Procyonidae, e Tayassuidae.

Na Pecuária houve dominância de Cervídeos representados por uma única espécie (veado-virá), seguido de Dasypodidae (principalmente tatu-galinha).

Na Silvicultura a dominância de Dasypodidae foi maior do que em qualquer outro grupo em qualquer área (58%), seguido de Felidae (19%, gato do mato pequeno, gato maracajá, jaguatirica). Na Floresta houve dominância de Canidae (31%, graxaim), seguido de Cervidae (21%, veado-virá, veado-mateiro ou *M. bororo – inc. sp.*) (Anexo 5).

A Floresta teve maior representação de famílias ($n=10$), seguido da Pecuária ($n=8$) e Silvicultura ($n=5$).

Tabela 3. Todas as espécies registradas durante o estudo em todas as áreas (Pecuária, Silvicultura, e Floresta), durante todas as ocasiões amostrais, através de todos os métodos. Segue o formato x (x1), onde x é o tipo de amostra e (x1) é o método empregado. Um índice de detectabilidade (x+x1) foi atribuído. Quando elevado, a espécie é detectada por mais formas de amostragem e em mais áreas.

Nome Latim	Nome vernáculo	Pecuária	Silvicultura	Floresta	Índice
<i>Alouatta guariba</i>	Bugio	v (t)	—	vo (od)	4
<i>Cabassous tatouay</i>	Tatu-de-rabo-mole	f (f)	—	—	1
<i>Conepatus chinga</i>	Zorrilho	v, r (t)	r (r)	r (r)	7
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	f (f)	—	f (f)	4
<i>Cebus nigritus</i>	Macaco-prego	—	—	v (od)	3
<i>Cerdocyon thous</i>	Graxaim	f (f)	—	f, v (f, od)	6
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	E	E	re ²	0
<i>Dasyurus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	a, c, f, v, r (oi, t, r, f)	f, r, v (t, r, f)	f, r, v (t, f, r)	21
<i>Dasyurus septemcinctus</i>	Tatu-mulita	a, v (oi, od)	v, f (od, f)	—	8
<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	f, v (t, f)	f (f)	f (f)	8
<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-de-orelhas brancas	—	f (f)	—	2
<i>Eira barbara</i>	Irara	—	—	f (f)	2
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Jaguarundi	a (oi)	—	—	2
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	c, fe, r (od, r)	c, fe, r (od, r)	fe, r, v (od, r)	15
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	a, r, f (f, oi, r)	f (f)	f, r (f, r)	12
<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-do-mato-pequeno	—	f (f)	—	2
<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	—	f (f)	—	2
<i>Lepus europaeus</i>	Lebre-européia	v (od)	v, fe, r (t, r, od)	f (f)	10
<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	fe (od)	—	f (od)	4
<i>Mazama americana</i> ou <i>M. bororo</i> (<i>inc. sp.</i>)	Veado-mateiro ou <i>M. bororo</i>	—	—	f (f)	2
<i>Mazama nana</i>	<i>M. nana</i>	—	f (f)	—	2
<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-virá	a, r, v, f (t, f, r, oi, od)	r, f (r, f)	r, v, f (t, f, r, od)	20
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	E	E	E	0
<i>Myocastor coypus</i>	Ratão-do-banhado	c (oi)	—	v (od)	4
<i>Nasua nasua</i>	Quati	f, r (f, r)	ve (od)	f, r, v (f, r, od)	12
<i>Ozotocerus bezoarticus</i>	Veado-campeiro, branco	v, c (od, oi)	—	—	4
<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	E	E	E	0
<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	a (oi)	—	c, r, f, v (f, r, od)	9
<i>Procyon cancrivorus</i>	Guaxinim, mão-pelada	a, f, r (r, f)	r (r)	r (r)	9
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	Raposa-do-campo	f, r, v (t, r, f, od)	—	—	10
<i>Pteronura brasiliensis</i>	Ariranha	E	E	E	0
<i>Puma concolor</i>	Puma, leão-baio	a, fe, r (r, od, oi)	a, c, r (r, oi)	c, r (r, oi, od)	16
<i>Sphiggurus villosus</i>	Ouriço-cacheiro	v (od)	—	—	2
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	a, f, c (f, oi)	r, v (t, od)	v (od)	11
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	E	E	re ³	0
<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	E	E	r, f, vo, v (r, f, od)	7

¹ (a) adorno, crânio, pele (c) carcaça, (E) extinto, (re) relatos (² Fonte local, ³ Fonte externa), (f) fotográfico, (fe) fezes, (od) oportunisticos diretos, (oi) oportunisticos indiretos, (r) rastros, (t) transecção linear, (ve) vestígio, (v) visualização, (vo) vocalização, (—) sem registro. Os relatos não foram considerados no índice.

3.3.3 Diferença de Riqueza Estimada de Espécies entre Áreas

Os dados de presença-ausência foram inseridos em um histórico de captura (tabela 4), a partir do qual extraiu-se um índice de presença.

Tabela 4. Resumo dos históricos de registro por rastros e fotocaptura, por espécie e por área de estudo (P=Pecuária, S=Silvicultura, F=Floresta). Os resultados são ‘presente’ (1), ‘ausente’ (0), e não amostrado no período (-). Os registros pelos dois métodos foram suficientes para combiná-los durante as primeiras quatro ocasiões amostrais na Pecuária e Silvicultura, e nas primeiras 10 ocasiões amostrais na Floresta. Os demais registros, em todas as áreas, são fotográficos. O índice é derivado da soma de todos os registros.

Espécie	Área	Ocasões															Índice
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Capivara	P	0	0	1	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	5
	S	0	1	0	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	F	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Cateto	F	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0	0	9
Cutia	P	0	1	1	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	5
	S	0	0	1	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	F	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Gambá	S	0	0	0	0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Gato maracajá	S	0	0	0	0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Gato do mato pequeno	S	0	0	0	0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Guaxinim	P	1	1	1	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	5
	S	0	0	1	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	F	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Graxaim	P	0	0	1	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	7
	F	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	
Irara	F	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Lebre	S	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6
	F	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Paca	P	1	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	4
	F	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	
Jagatirica	P	1	1	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	9
	S	0	1	0	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	F	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	
Puma	P	0	0	0	1	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	17
	S	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	F	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	
Quati	P	0	1	0	1	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	6
	F	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	
Queixada	F	0	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	8
Tamanduá-mirim	P	1	0	1	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	3
	S	0	0	0	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Tatu-galinha	P	0	1	0	0	1	0	1	1	1	-	-	-	-	-	-	13
	S	0	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	F	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	
Tatu-mulita	S	1	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Tatu-rabo mole	P	0	0	0	0	0	0	1	0	0	-	-	-	-	-	-	1
M. nana	S	0	0	1	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Veado-mateiro/M. bororo	F	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
Veado-virá	P	1	1	1	0	1	1	1	0	0	-	-	-	-	-	-	20
	S	1	1	1	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	F	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	

A RE foi estimada (\hat{N}) no aplicativo Capture a partir das primeiras cinco ocasiões amostrais do histórico de capturas, com uma replicação na Floresta. No resultado da Silvicultura houve erro elevado, com uma conseqüente amplitude do intervalo de confiança (IC), provocado particularmente pelo registro de três espécies ‘novas’ durante a última ocasião amostral, aumentando a expectativa de registros de outras espécies (Anexo 6). As outras duas áreas apresentaram curvas ajustadas, com IC semelhante à RE observada, sendo que a estimativa replicada de RE na Floresta foi exatamente igual à primeira (tabela 5).

Tabela 5. Riqueza de espécies observada (R) e estimada (\hat{N}) por fotos + rastros no aplicativo Capture, durante cinco ocasiões amostrais, em todas as áreas de estudo.

Área	Ocasões amostrais	R	\hat{N}	$\hat{SE}(\hat{N})$	IC (\hat{N})
Pecuária	1-5	11	11	0.7	11-11
Silvicultura	1-5	15	19	5.9	16-48
Floresta	1-5	13	13	1.0	13-13
Floresta	6-10	13	13	0.4	13-13

R: riqueza observada de espécies, \hat{N} : riqueza estimada de espécies, \hat{SE} : erro padrão estimado, IC: intervalo de confiança de 95%.

3.3.4 Detectabilidade Diferencial de Espécies

Houve uma relação significativa entre os dois índices de detectabilidade ($r^2=0.7$, $p<0,001$). A frequência no histórico de captura é uma boa indicação de sua detectabilidade usando vários métodos, e vice-versa. As espécies de maior detectabilidade resultante desta relação são o tatu-galinha, o veado-virá, e o puma, indicando que estas espécies são facilmente detectáveis quando presentes. A ausência de registros de vestígios destas espécies em alguma área, portanto, dificilmente seria decorrente de uma falha na amostragem.

O puma teve um alto índice de detectabilidade geral, mas seu histórico de captura na Pecuária foi reduzido, com apenas um registro. Este aspecto está aparentemente relacionado à reduzida presença do puma na área quando comparada às outras duas áreas. A presença deste em diversas ocasiões na Silvicultura e Floresta, e a detectabilidade por vários métodos e tipos de amostra em todas as áreas, no entanto, tornam esta espécie relativamente fácil de detectar quando presente.

Uma constatação no mínimo interessante foi a ausência total de fotografias de puma. Supõe-se que isto tenha sido consequência da disposição dos aparelhos de fotocaptura, instalados em sua totalidade na mata nativa, fora das trilhas e estradas secundárias, quando a grande parte dos registros da espécie foi por rastros encontrados justamente em estradas secundárias de terra. Apenas um único registro, oportunístico de vestígio, foi realizado em floresta de galeria. Aparentemente, com base neste resultado, o puma prefere deslocar-se por estradas secundárias quando existe esta opção.

A diferença entre os índices de detectabilidade da capivara ilustra como estes podem ser informativos dos hábitos de uma espécie. Como o puma, a capivara teve um baixo índice no histórico de captura, mas diferentemente deste, o índice foi baixo para todas as áreas. Mas obteve um alto índice por método e tipo de amostra. Entre os métodos de amostragem à campo, a espécie foi facilmente detectável através de pilhas fecais e por avistagem oportunística, mas não por rastros ou transecções em linha. A explicação para isto é de que as capivaras restringiram sua permanência principalmente junto aos corpos d'água principais, portanto seus vestígios não encontravam-se espalhados no ambiente. Apesar desta tendência geral, houve uma exceção com o registro de capivaras em um morro distante várias centenas de metros do rio mais próximo, na Floresta, provavelmente por estarem em busca de sementes de araucária (pinhão) durante o inverno.

A jaguatirica, considerado um felino de hábitos florestais, teve um índice no histórico de captura igual ao do cateto, mas foi observada mais de uma vez em todas as áreas, ao passo que o cateto foi observado somente na Floresta, com exceção de dois registros históricos deste na Pecuária com base em 'adornos' (crânio). Esta constatação significa, portanto, uma maior restrição geográfica atual do cateto em relação à jaguatirica.

3.3.5 Uso da Matriz

O uso da matriz (campo nativo, *Pinus* spp.) permite inferência sobre a sua permeabilidade às espécies focais. Foram registrados em campo nativo o mão-pelada, o jaguarundi, o tatu-galinha, o veado-virá, o zorrilho, além das espécies campestres, a raposa-do-campo, o veado-campeiro, e a lebre-européia (exótica). Nos plantios de *Pinus* spp. o destino da madeira notadamente influenciava a quantidade de vegetação no sub-bosque, e possivelmente a dinâmica do uso dos plantios pelas espécies da fauna. Quando destinados ao corte de madeira, as árvores eram desganhadas, o que permitia maior entrada de luz e crescimento de um sub-bosque com espécies florestais nativas. Quando destinados

à celulose, o sub-bosque nativo ausentava-se. Foram registrados em plantios de pinheiro desgalhado o veado-virá, o tamanduá-mirim, o queixada, o tatu-mulita, a lebre-européia, e o quati. O quati foi o único animal registrado em área de plantio sem desgalhamento.

O gato-do-mato-pequeno e o gato-maracajá foram registrados nas bordas ($\approx 200\text{m}$) dos reflorestamentos, em tiras estreitas de mata ciliar não visíveis na interpretação da imagem de satélite utilizada.

3.3.6 Presença do Puma e Espécies-presa

O registro do puma em várias ocasiões amostrais nas áreas de Silvicultura ($n=5$) e Floresta ($n=4$), em relação à Pecuária ($n=1$) é um fato a ser considerado, pois trata-se de uma espécie com grande potencialidade como espécie indicadora, tendo em vista a exigência de recursos e fácil detectabilidade.

Estas ocorrências podem estar relacionadas com a maior riqueza estimada (\hat{N}) de espécies-presa nestas áreas (Silvicultura, $\hat{N}=7$; Floresta, $\hat{N}=8-9$), quando comparadas à Pecuária ($\hat{N}=5$). A estimativa foi precisa, com $IC(\hat{N})=\hat{N}$.

3.3.7 Espécies Geograficamente Restritas

Cinco espécies foram consideradas geograficamente restritas por perda de *habitat*, selecionadas a partir de espécies exclusivas encontradas em cada área, duas na Silvicultura e três na Floresta (tabela 6).

Na Pecuária, cinco espécies foram exclusivamente encontradas ali, o veado campeiro, a raposa-do-campo, o tatu-do-rabo-mole, o ouriço, e o jaguarundi. As duas primeiras foram consideradas historicamente restritas, e as demais têm ocorrência esperada para várias regiões, portanto esta área não apresentou espécies geograficamente restritas por perda de *habitat*.

As espécies geograficamente restritas por perda de *habitat* na Silvicultura foram *M. nana*, e o gato-maracajá. As outras duas espécies exclusivas da área, o gato-do-mato-pequeno e o gambá-de-orelhas-brancas, foram consideradas comuns.

As espécies exclusivas da Floresta são o cateto, queixada, veado-mateiro ou *M. bororo*, a irara, e o macaco-prego. As três primeiras foram consideradas geograficamente restritas por perda de *habitat*, a irara e o macaco-prego como sendo comuns.

A detectabilidade das espécies geograficamente restritas por perda de *habitat* no histórico de captura variou distintamente entre a área de Silvicultura ($n=3$) e Floresta ($n=18$). Na Floresta, o cateto e o queixada somaram a maior parte do índice ($n=16$).

Tabela 6. Seleção de espécies geograficamente restritas por etapas (rotina *step-wise* A-B-C=D), amostradas com base em todos os métodos, inclusive oportunístico. A detectabilidade destas espécies é evidenciada pela soma total de seus registros no histórico de captura (E).

Condição das espécies	Pecuária	Silvicultura	Floresta
A-Exclusivas	Veado-campeiro, raposa-do-campo, tatu-do-rabo-mole, ouriço, jaguarundi	Veado-bororó, gato-maracajá, gato-do-mato-pequeno, gambá-de-orelhas-brancas	Cateto, queixada, veado-mateiro ou M. bororo, irara, macaco-prego
B- Historicamente restritas	Veado-campeiro, raposa-do-campo	0	0
C-Regionalmente comuns	Tatu-do-rabo-mole, ouriço, jaguarundi	Gato-do-mato-pequeno, gambá-de-orelhas-brancas	Irara, macaco-prego
D- Restritas por perda de habitat	0	Veado-bororó, gato-maracajá	Cateto, queixada, veado mateiro (<i>inc. sp.</i>)
E- Soma dos registros do histórico de captura de D	0	3	18

3.4 Discussão

3.4.1 Riqueza Estimada de Espécies Versus Aspectos da Paisagem

A pressuposta ausência dos efeitos de área mínima na região estudada foi corroborada pela presença recorrente do puma em todas as áreas estudadas, e a ausência de isolados e efeitos da relação espécie-área (REA) pela presença de espécies-foco na matriz, e pelo resultados de riqueza, os quais não obedeceram ao padrão esperado da REA. Apesar disto, há um número reduzido de espécies estritamente florestais para as quais a matriz campestre e os plantios podem constituir-se em barreiras para deslocamento. Assim mesmo, as áreas de estudo são intensamente irrigadas, e a vegetação florestal está geralmente associada aos rios e córregos, promovendo uma conexão física entre várias regiões.

Uma relação similar à da REA poderia ser esperada a partir das características de tamanho das manchas florestais nativas associadas a cada área. Analisando deste ponto de vista, as manchas florestais de menor tamanho e com alta similaridade de estrutura espacial, estão na Pecuária e Silvicultura, e as de maior tamanho na Floresta.

Apesar disto, contrariando o que seria esperado em uma relação espécie-área, a maior riqueza estimada não foi observada na área Floresta ($\hat{N} = 13$), mas na Silvicultura ($\hat{N} = 19$), e a riqueza estimada da Pecuária ($\hat{N} = 11$) não foi similar à da Silvicultura apesar da similaridade estrutural espacial das florestas nativas.

Na Silvicultura a riqueza foi surpreendentemente elevada para a reduzida extensão florestal nativa. Esta cobria apenas 12% da área total, as maiores áreas núcleo foram inferiores a 1 km², e a matriz restante estava quase que exclusivamente coberta de *Pinus* spp. Além disso, a extensão da área estudada na Silvicultura foi inferior à metade das outras áreas.

Apenas explicações de origem teórica podem ser apresentadas para o padrão observado. O plantio de exóticas está justaposto às bordas de grande parte dos remanescentes de floresta nativa, suportam um número reduzido de espécies, e servem de barreira para a passagem e ocupação humana. Esta disposição e efeito podem contribuir para reduzir o efeito de borda para muitas espécies florestais, propiciando o aumento de abundância de algumas espécies moderadamente incomuns, uma situação adequada para o aumento na detectabilidade das espécies florestais.

Mas se fôssemos utilizar unicamente a métrica de riqueza de espécies para orientar o planejamento de conservação, poderíamos propor um modelo de ocupação da terra semelhante para o restante do território catarinense.

Claramente, este não é o caso, e uma análise mais detalhada dos dados é necessária. As respostas para as dúvidas relativas à estas variações de riqueza podem ser encontradas na composição das espécies, discutida nos itens a seguir.

3.4.2 Espécies Indicadoras por Perda de *Habitat*

Tognelly (2005) sugeriu o uso de espécies geograficamente restritas por razões históricas como indicadoras de RE para a América do Sul. A sua premissa, no entanto, foi a de que a maior RE indicaria a melhor opção para escolha de área para proteção. Os resultados deste autor indicaram que mamíferos geograficamente raros foram melhores indicadores de RE do que grandes mamíferos ou espécies ‘bandeira’. Utilizando espécies endêmicas, os primeiros quadrantes selecionados pelo algoritmo utilizado resultaram em uma maior variedade de eco-regiões ou biomas, e portanto composições de espécies distintas, que somadas resultaram em maior riqueza. Utilizando espécies com ampla

distribuição, incluindo as espécies de maior tamanho, resultou em aglomeração de quadrantes em poucas eco-regiões e reduzida RE.

A seleção de espécies indicadoras neste artigo foi baseada em Tognelly (2005), mas a abordagem utilizada aqui foi distinta. Enquanto o procedimento deste autor buscava por espécies geograficamente restritas por razões evolutivas e históricas, neste artigo as espécies de interesse foram as de distribuição histórica ampla mas atualmente restritas por perda de *habitat*. Esta diferença na abordagem teve sua origem nos propósitos distintos das pesquisas.

Procurou-se na medida do possível deixar que as espécies indicadoras surgissem a partir dos dados coletados e de informações obtidas localmente, evitando designar *a priori* as espécies ‘focais’ como sendo guarda-chuva, indicadora, substituta, ou bandeira. As espécies focais são consideradas aqui simplesmente como aquelas selecionadas para o estudo, conforme a argumentação de Armstrong (2002). Esta cautela teve por base as contradições envolvidas atualmente na consideração de espécies indicadoras (e.g. Caro & Engilis 2004; Tognelly 2005), que tem como origem a diversidade de aspectos os quais estas espécies podem efetivamente indicar (Simberloff 1998).

Poderíamos distinguí-las em dois grupos, absolutas, criando expectativas nas quais estas espécies indicariam qualidades originais do ambiente sob qualquer situação, e relativas ou dependentes do contexto (ver Simberloff 1998), nas quais as espécies poderiam indicar porções em melhor condição dentro de um sistema modificado.

As contradições emergem quando são consideradas as espécies do primeiro grupo (absolutas). Entre estas estão potencialmente incluídas aquelas de maior tamanho e dieta restrita. Estas são de fato naturalmente raras, porque demandam mais espaço e por isto ocorrem em baixas densidades (Robinson & Redford 1986). Entretanto, devido à maior capacidade de deslocamento, podem persistir em ambientes de baixa produtividade e riqueza, desde que a conectividade seja mantida, onde espécies menores sem esta característica ausentam-se (ver Emmons 1984). Isto no entanto não implica necessariamente na redução de sua eventual importância na manutenção do funcionamento do ecossistema (espécies-chave), e na maioria dos casos estas espécies tendem mesmo a desaparecer primeiro devido à perda globalizada de conectividade por fragmentação do *habitat*.

Espécies geograficamente restritas por perda de *habitat*, por outro lado, são indicadores dependentes do contexto e escala, ainda que entre elas possam eventualmente

estar espécies indicadoras absolutas. Todas devem ter como característica uma ampla distribuição histórica na escala de interesse, para permitir inferência sobre regiões mais amplas possíveis, permitindo comparação de status de integridade ambiental entre regiões distintas. Uma outra qualidade desejável é a alta detectabilidade, de maneira que sejam registradas em várias ocasiões amostrais durante um estudo, a fim de distinguí-las de observações fortuitas.

Esta abordagem de espécie indicadora difere substancialmente das sugeridas até o momento, as quais geralmente atribui-se uma função ecológica *a priori*. As dificuldades para aplicação prática deste conceito emergem do escasso conhecimento disponível sobre a ecologia da grande maioria das espécies, e das questões insolúveis de natureza teórica. Como, por exemplo, ressaltar o papel de um consumidor ou grupo de consumidores na comunidade para muito além do já conhecido aumento de diversidade de espécies por nivelamento de competição através do consumo das mais abundantes? Ou ainda, como comparar o grau de eficiência entre dois indicadores potenciais com características funcionais semelhantes?

O grande diferencial talvez esteja no fato de que não é apresentada aqui uma outra definição para espécie indicadora, mas uma abordagem para sua identificação, que pode ser utilizada em uma variedade de contextos e escalas.

Espécies potencialmente restritas por perda de *habitat* foram encontradas na Silvicultura (gato-maracajá e *M. nana*) e na Floresta. A baixa detectabilidade geral das espécies restritas encontradas na Silvicultura, entretanto, abre a possibilidade de que a ausência destas mesmas espécies na Pecuária e Floresta possa ser apenas produto do acaso. O queixada e o cateto, encontrados na Floresta, por outro lado, são facilmente detectados quando presentes, tanto no campo quanto por registros oportunistas indiretos. Deixam rastros conspícuos em trilhas e estradas secundárias em seus amplos territórios, o que facilita sua detecção em campo, e são alvo fácil para caçadores, aumentando as chances de obtenção de registros indiretos. Desta maneira, a ausência do registro destas espécies na Pecuária e Silvicultura não são fortuitas, e por isto são melhores indicadores da eventual perda de integridade ambiental nestas áreas do que seria a ausência de registros de espécies de baixa detectabilidade.

Os Tayassuidae, coincidentemente, são relativamente grandes, e sua perda de distribuição poderia ser esperada em um ambiente rural modificado. Tem-se repetidamente comprovado a relação do peso do corpo com características da história natural, consumo

energético, e vulnerabilidade das espécies, tanto a partir de dados empíricos (MacNab 1963; Eisenberg 1980) quanto a partir de simulações (Ziv 2003). Neste aspecto, a alta demanda de recursos é aparentemente um fator limitante para a ocorrência de espécies geograficamente restritas e peso elevado na Silvicultura. Enquanto na Floresta o peso médio destas espécies variou de 25 a 28 kg, considerando o veado-mateiro (*inc. sp.*) com peso entre 15 e 25 kg, na Silvicultura o peso médio das potenciais espécies indicadoras foi de 9 kg.

A ausência do cateto na Silvicultura e Pecuária talvez seja mais informativa do que a ausência do queixada, que pode ser considerado ameaçado até mesmo na floresta amazônica (Peres 1996). O cateto, por outro lado, é considerado relativamente resistente às alterações antropogênicas e mesmo à caça (Robinson & Redford 1991; Cullen Jr. et al. 2000; Daily et al. 2003). A ausência desta espécie demonstra o grau relativamente elevado de impacto da presença humana nestas áreas.

A ausência ou registro reduzido da presença do veado-mateiro é informativa da perda de integridade ambiental de todas as áreas. Apesar de vulnerável à caça (Cullen Jr. et al. 2000), o veado-mateiro é considerado comum e resistente a alterações ambientais (Emmons & Feer 1990; Chiarello 1999), mas aqui há apenas a possibilidade de que tenha sido registrado na Floresta. A semelhança fenotípica desta espécie com o *M. bororo*, sobre o qual não há informações de status e vulnerabilidade, torna difícil a distinção visual das espécies (M.B.Duarte, com. pess.).

Além da maior afinidade por áreas florestais (Schaller 1983), o veado-mateiro apresenta ainda uma taxa reprodutiva 50% inferior à do veado-virá (Robinson & Redford 1991).

3.4.3 Outros Indicadores

Presença do puma e riqueza de espécies-presa. — Os resultados de frequência de puma foram similares entre a Floresta e Silvicultura, mas reduzidos na Pecuária. Este resultado da Pecuária foi corroborado pela reduzida RE de espécies-presa, sugerindo que a população de pumas encontrava-se reduzida nesta área.

Na Índia, similarmente, a abundância de tigres variou conforme a biomassa disponível de presas (Karanth *et al.* 2004). Diferentemente, no entanto, o método empregado aqui considera frequência de puma alternativamente à estimativa de número populacional, e riqueza de espécies no lugar de biomassa, os quais são parâmetros de mais

rápida obtenção. Em contrapartida, a frequência é menos rigorosa do que a abundância estimada por captura-recaptura, e a inferência de integridade de ambiente através de medidas de riqueza de espécies-presa torna-se menos sensível na ausência de estimativas de abundância.

Segundo Karanth *et al.* (2004), os métodos utilizados são extremamente difíceis, e exemplos de modelos preditivos similares são muito raros, em razão do esforço de amostragem necessário para obtenção de estimativas confiáveis. De fato, estes métodos seriam improváveis de serem aplicados aqui. A estimativa de pumas por captura-recaptura fotográfica não é considerado um método adequado devido à dificuldade de reconhecimento individual, e a aplicação de transecções em linha resultou em baixa amostragem (Mazzolli 2005).

A probabilidade de detecção de espécies, utilizada para estimar abundância, é uma função do número de indivíduos de uma população e das características do comportamento dos indivíduos em relação ao método de amostragem (Nichols *et al.* 1998). Como não houve cálculo de probabilidade de detecção durante este estudo, pressupôs-se que estas características tenham sido homogêneas, e que a frequência pudesse refletir o número de espécies em uma população, as quais por sua vez são informativas das propriedades do ambiente.

Um argumento a favor de considerar a frequência como um bom substituto para a abundância, neste caso, foram as diferenças de até 500% na frequência de pumas entre as áreas, dificilmente revogáveis por variações na probabilidade de detecção. Além disso, os índices de detectabilidade produziram uma relação significativa, corroborando as inferências.

Apesar de sua ampla distribuição regional, e de ser generalista em termos de ambiente, o puma está extinto em grandes extensões do litoral próximo à costa atlântica catarinense (Mazzolli 1993), portanto a sua vulnerabilidade não deve ser subestimada no planalto catarinense.

O fato de sua exigência de espaço territorial (Anderson 1983; Currier 1983) ser muitas vezes superior à dos bandos de catetos e queixadas (Keuroghlian *et al.* 2004), e ainda assim ocupar áreas mais extensas na área de estudo, ajuda a entender a diferenças de vulnerabilidade entre estas espécies.

Os dados mostram que exemplares da família Tayassuidae, particularmente o queixada, estão praticamente circunscritos à área Floresta (Mazzolli & Waltrick 2005) provavelmente em função de sua vulnerabilidade à caça e outras ameaças da matriz, mas podem resistir em refúgios muito menores do que seria necessário para manter uma população de pumas. Este fato sugere que o bloqueio da conectividade ambiental, talvez mais do que a caça e modificações implícitas na atual forma de ocupação rural, seja a maior ameaça ao puma.

Estrutura da comunidade. — Apesar da maior RE estimada na Silvicultura, há evidências de uma simplificação na comunidade de espécies em relação às outras áreas. A eventual contribuição desta área para animais florestais pode ser seletiva, tendo em vista a dominância desigual de Dasypodidae, particularmente do tatu-galinha (54%) sobre todas as outras, e a menor representação de famílias em relação às outras áreas. A dominância elevada e perda de representatividade no táxons identifica sistemas que sofreram simplificação.

Além do tatu, a Silvicultura parece favorecer a presença do quati, que foi registrado repetidas vezes usando áreas de plantio do *Pinus* spp., tanto na Silvicultura quanto na Floresta. E mesmo aparentemente favorecendo espécies florestais (*M. nana*, o gato maracajá, a jaguatirica, e o gato do mato pequeno), a paca, uma espécie ambientalmente exigente, não foi observada na Silvicultura.

É intrigante a ausência de registros fotográficos de graxaim e raposa-do-campo na Silvicultura, cujos hábitos são generalistas, e comuns mesmo em áreas antropizadas, sendo que nas outras duas áreas foi registrada pelo menos uma das espécies. Este resultado insinua uma relação de substituição ecológica com os pequenos felinos, reforçado pelo fato de que estes, diferentemente dos graxains, não foram fotocapturados nas outras duas áreas.

A Pecuária obteve a menor riqueza de espécies em geral, menor riqueza de espécies-presa do puma, e ausência de espécies geograficamente restritas por perda de *habitat*. Mas é questionável atribuir este resultado simplesmente às características campestres da área.

Há evidências de que o *habitat* predominantemente campestre da Pecuária originalmente abrigaria também espécies primariamente florestais. A paca, por exemplo, um animal reconhecidamente frugívoro e com hábitos associados à florestas de galeria (Pérez 1992), foi encontrada na Floresta diversas vezes, mas excepcionalmente uma vez na Pecuária. Este registro não garante que atualmente a espécie seja típica da área, mas atesta

a potencialidade de sua ocorrência em remanescentes florestais nesta matriz campestre. O registro foi obtido em uma área florestal nativa de uma propriedade que explorava o plantio de *Pinus* spp., portanto um ambiente florestal incomum para a Pecuária, com características distintas, principalmente ausência de gado e sub-bosque preservado. Estas duas características podem influenciar substancialmente a fauna (Moser & Witmer 2000; Zalba & Cozzani 2004).

Dois registros oportunistas indiretos da existência histórica do cateto também corroboram a potencialidade da Pecuária para abrigar populações atualmente ausentes desta espécie. Registros menos rigorosos, mas pertinentes, são as observações de terceiros sobre a ocorrência de queixadas em áreas campestres durante a primavera, em especial um registro da Polícia Florestal acerca da travessia da estrada federal BR-116 no ano de 2005 (Ten. Pimentel com. pess.).

Portanto, é provável que a perda de diversidade de espécies florestais na Pecuária esteja mais relacionada à forma de ocupação humana, do que necessariamente à capacidade do *habitat* de manter estas espécies. A área de Pecuária, principalmente, mas também de Silvicultura, talvez não tenham sofrido redução expressiva na extensão de florestas nativas por tratarem-se de áreas originalmente cobertas, pelo menos em parte, por campo nativo. Mesmo assim, as evidências são de que a ocupação humana contribuiu para redução expressiva da presença florestal na Pecuária. De fato, mesmo antes do ciclo econômico da madeira de araucária, esta espécie dominante no estrato arbóreo era depredada para favorecer os campos e a atividade pecuária (Silveira 2005). A reduzida extensão florestal e as alterações na sua estrutura interna, acentuando o efeito de borda, favoreceram a extinção das espécies menos persistentes.

A riqueza de espécies especificamente campestres é reduzida na Pecuária, contribuindo para a baixa riqueza geral desta área. Apesar de ter havido comprovada extinção local de uma espécie, o tamanduá-bandeira, a riqueza é naturalmente reduzida em função de características históricas da composição da fauna campestre. A fauna de grandes rebanhos de herbívoros adaptadas a áreas abertas de savanas, comuns no velho mundo e na América do Norte, não encontra similar na América do Sul. Apesar de antigas, a fauna de herbívoros sofreu influência das pontes continentais do Plioceno e das mudanças climáticas no Pleistoceno, as quais podem ter sido responsáveis pela sua extinção (Eisenberg 1980).

3.4.4 Perda de integridade ambiental na ecorregião da Floresta de Araucária

Em meados de 1970 a Mata Atlântica ainda contribuía com 47% de toda a produção de madeira em tora no país, com um total de 15 milhões de m³. A extração foi drasticamente reduzida para metade (7,9 milhões de m³) em 1988, dado o esgotamento dos recursos devido a exploração não-sustentável. Atualmente, a Mata Atlântica sobrevive em menos de 100 mil km², 7,6 % de sua extensão original. Mas a exploração da floresta, apesar de reduzida em função das atuais leis de proteção e às ações de fiscalização, ainda continua. Entre os anos de 1990 e 1995 mais de meio milhão de hectares de florestas foram destruídos em nove estados nas regiões sul, sudeste e centro-oeste, que concentram aproximadamente 90% do que resta da Mata Atlântica no País. Uma destruição proporcionalmente três maior do que a verificada na Amazônia no mesmo período (Capobianco 2001). Na ecorregião específica da Floresta de Araucária, as áreas protegidas cobrem apenas 0,62% da área total (Silva & Dinnouti 1999).

Houve, inquestionavelmente, perda de diversidade em todas as áreas de estudo, sobretudo de espécies que acumulavam combinações de características incluindo grande tamanho, vulnerabilidade, e exigências florestais.

Portanto, este estudo aborda uma gama de variação de RE que pode ser considerada regionalmente significativa, mas que exclui algumas espécies com distribuição histórica conhecida para o local.

Apesar redução da RE original, esta região do planalto catarinense apresenta-se em melhor estado de conservação do que na maior parte da extensão das planícies do litoral, mais intensamente ocupada pelo homem. Ali, espécies de grandes mamíferos que ainda habitam o planalto, incluindo puma, veado, e porcos-do-mato, já deixaram de existir (Mazzolli 1993; Graipel *et al.* 2001; Cherem *et al.* 2004; Tortato & Oliveira 2005).

A redução na distribuição regional de várias espécies testemunha as alterações ambientais do planalto catarinense, que pode ser generalizada para regiões contíguas do planalto riograndense. Na abrangência da bacia hidrográfica, a população de queixadas está aparentemente restrita a uma faixa de reduzida extensão no entorno da área Floresta (Mazzolli & Waltrick 2005). Talvez estenda-se uma curta distância ao sul do Rio Pelotas, no estado de Rio Grande do Sul, apesar de não ter sido formalmente registrado nesta área (Mähler Jr. & Karel 2003).

Em todo este estado, ao sul das áreas de estudo, houve perda semelhante de distribuição para grande parte dos mamíferos florestais de maior porte. A anta, o cateto, o queixada, e a onça-pintada estão agora restritos à uma única localidade a noroeste do Rio Grande do Sul (Indrusiak & Eizirik 2003; Mähler Jr. & Karel 2003), enquanto apenas um indivíduo de tamanduá-bandeira foi registrado recentemente, em uma única ocasião (Oliveira & Vilella, 2003). Um ordenamento ou sucessão semelhante de extinções tem sido encontrado em outras regiões do neotrópico (Daily *et al.* 2003).

A ariranha aparenta estar extinta de Santa Catarina há muitas décadas (ver Cherem *et al.* 2004), e não há registro para o Rio Grande do Sul fazem 30 anos (Indrusiak & Eizirik 2003).

Informações sobre a ocorrência do lobo-guará tem sido obtidas por relatos (este estudo, Cherem *et al.*, 2004), mas o registro fidedigno mais recente do lobo-guará foi em Bom Jesus, estado do Rio Grande do Sul (Mazzolli & Da-Ré 1988) com base em dois crânios e uma pele, depositados na coleção científica do Lamaq, na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

A situação destas espécies vulneráveis aparenta estar em melhor situação ao norte das áreas de estudo, no estado do Paraná, onde têm sido registradas recentemente em um maior número de locais (Mikich & Bérnils 2004).

3.4.5 Utilização de indicadores para escolha de áreas a serem protegidas e a serem restauradas

A Floresta apresentou os melhores remanescentes florestais, e os melhores resultados dos indicadores, revelando uma relação entre estes dois parâmetros.

Espécies que antes ocupavam todas as áreas de estudo comprovadamente ocorrem apenas na Floresta atualmente, atestando a reduzida integridade ambiental daquelas em comparação à Floresta. A extensão das florestas certamente propiciou um amortecimento aos impactos negativos da ocupação humana, favorecendo as espécies florestais.

É relevante fazer um preâmbulo, contudo, ressaltando que a eficiência da extensão florestal para manutenção da biodiversidade é relativa, dependendo muito da relação do homem com a floresta, particular para cada região ou país. Por exemplo, em situações onde a floresta é fonte dos principais recursos de uma população humana, e esta vive inserida no meio florestal, a caça pode provocar extinções de várias espécies, em amplas áreas,

independente da ocorrência de vastas extensões florestais (Karanth & Stith 1999; Rabinowitz 2001).

Mesmo na área de estudo, um fator adicional pode estar influenciando a persistência de espécies na Floresta, além da extensão desta. A área Floresta é uma propriedade particular única, com mais de uma centena de quilômetros quadrados, onde a caça é proibida, inclusive com a presença de patrulheiros pertencentes ao quadro de funcionários da empresa. Neste contexto, e de acordo com a informação dos funcionários, a população de queixadas tem aumentado nos últimos anos. As condições de proteção que favoreceram os queixadas provavelmente também devem ter favorecido outras espécies, não havendo, contudo, base mais concreta para corroborar esta inferência, por não serem estas últimas tão conspícuas quanto os queixadas. Esta melhoria do ambiente ressalta a importância do manejo da propriedade particular e de áreas protegidas extensas, para proteção da fauna ameaçada.

A melhoria ambiental de fazendas particulares é incentivada na Europa e América do Norte, com recursos na ordem de 4 bilhões de libras anuais, através de ‘esquemas agro-ambientais’. Estes esquemas, quando apropriadamente abordados e direcionados, tem provado ser um sucesso em reverter o declínio de populações de animais silvestres (Donald & Evans 2006). Estes resultados reiteram que áreas da paisagem, com um pouco de tolerância e incentivos, podem ser substancialmente melhoradas para abrigar populações silvestres em extinção.

No Brasil é obrigatório por lei a manutenção de áreas preservadas na propriedade particular, conhecidas como reservas legais, variando entre 20 a 80% da área da propriedade, dependendo da região do país. Esta exigência da lei é, apesar disto, aplicada insipientemente. Outro incentivo à preservação em áreas particulares é a isenção de imposto territorial sobre áreas registradas como Reserva Particulares do Patrimônio Público (RPPNs).

O diferencial de área protegida na Floresta, o qual poderia funcionar como fator covariante para definir maior integridade ambiental, contudo, não diminui o mérito da extensão florestal por si só no amortecimento dos impactos da ocupação humana em seu entorno. Se não fosse assim, a população de queixadas, isolada, não teria sobrevivido o período prévio à proteção.

Apesar da Floresta ter sido selecionada neste estudo como tendo a melhor integridade ambiental, tanto a área selecionada, quanto os indicadores que emergem desta

seleção, dependem da escala de análise. A própria Floresta não é um ambiente de integridade original, pois várias espécies já desapareceram desta.

Uma implicação disto é que algumas espécies e ambientes ameaçados podem deixar de ser considerados durante uma abordagem em larga escala espacial. Recomenda-se, neste caso, adicionalmente considerar a composição particular de espécies associadas à formação histórica de cada *habitat* (Graham *et al.* 2006) na seleção, ou seja, o uso de uma abordagem de espécies indicadoras para cada *habitat* particular.

Por exemplo, por sua natureza campestre nativa, a Pecuária oferece melhores condições à espécies adaptadas à esta situação do que as outras áreas de estudo. Isto tem uma implicação direta sobre a maneira de aplicar o uso dos indicadores de integridade ambiental para avaliar condições ambientais.

De fato, os poucos mamíferos de grande porte adaptados à situação campestre na Pecuária encontram-se em número extremamente reduzido, como o veado-campeiro, e ainda não confirmados, como o lobo-guará. Pela natureza exclusiva do *habitat* campestre, e vulnerabilidade destas espécies, seria preciso aplicar a metodologia de indicadores por perda de *habitat* também para esta região.

A natureza de espécie geograficamente restrita por perda de *habitat* do veado-campeiro viria à tona, tendo em vista a perda de distribuição observada dentro da própria área de Pecuária, e provável extinção na Silvicultura, a qual originalmente aparentava estar constituída de regiões campestres mais amplas do que atualmente. Seria ainda possível localizar áreas específicas de maior integridade ambiental na Pecuária e demais áreas campestres circunvizinhas, onde habitaria o veado, e talvez o lobo-guará, e demais espécies geograficamente restritas da região campestre.

A subespécie local do veado-campeiro, *Ozotocerus bezoarticus celer* aparenta estar em declínio. Além de ser considerada ameaçada a nível global (Hilton-Taylor 2000), há evidência de perda de distribuição histórica recente (<10 anos) na Pecuária. Ao norte desta área foram obtidos pistas de sua distribuição prévia, com base em registros oportunistas indiretos (crânios com galhada). Baseando-se no mapa ilustrativo de Mariano *et al.* (1997), a população local, isolada, ocupa uma pequena faixa de mosaicos campo-floresta próximos ao Rio Pelotas, a grosso modo entre as coordenadas 28° a 29° 30' S, e 49° 30' e 51° 30' W. De acordo com Leeuwenberg *et al.* (1997) uma população mínima viável necessitaria de uma área protegida de 420 a 549 km², indisponível na área de abrangência da população local.

Apesar das extensivas excursões à campo, não foi possível observar a presença do lobo-guará, ainda que este possa estar entre as espécies mais conspícuas em ambientes favoráveis (Tozetti 2002).

Reitera-se, com o exemplo de abordagem de indicadores especificamente na região campestre, de que as espécies indicadoras por perda de *habitat* e as áreas resultantes desta abordagem, são, definitivamente, dependentes da escala espacial na qual esta abordagem é aplicada.

Recomenda-se, por isto, considerar também a riqueza de *habitats* em conjunto com a abordagem de espécies, para planejamento de conservação e restauração em escala de paisagem.

Finalmente, a restauração de espécies da fauna pode também seguir o modelo de espécies restritas por perda de *habitat*, para saber quais espécies foram extintas da área que se quer restaurar, e onde, nas proximidades, ainda é possível encontrar algumas destas espécies. Em primeira instância, é preciso melhorar as condições ambientais no local a ser restaurado, para só então incentivar sua recolonização. A restauração de espécies extintas em escalas espaciais mais amplas deve ser a última etapa de recuperação da área.

3.4.6 Considerações Finais

1. Ao contrário do que seria esperado pelo senso comum, algumas das espécies indicadoras geograficamente restritas por perda de *habitat*, raras em escalas geográficas amplas, localmente podem figurar entre as mais facilmente detectáveis, aumentando seu valor para diagnósticos rápidos de integridade ambiental. Neste estudo, o cateto e o queixada.

2. Processos locais de extinção, inferidos a partir da perda de distribuição histórica de mamíferos focais, indicaram quais espécies devem persistir e quais desaparecer em face à mudanças nos atributos da paisagem. Espécies geograficamente restritas por perda de *habitat* (cateto e queixada), e aquelas comuns em outras regiões e raras localmente (veado-mateiro), além das espécies já extintas, estão entre as mais vulneráveis frente a modelos de ocupação com reduzida cobertura florestal em áreas rurais onde a pecuária e o plantio de *Pinus* spp. são dominantes. O puma aparenta estar parcialmente ameaçado na Pecuária por diminuição da riqueza de espécies-presa, como consequência das alterações ambientais da ocupação rural.

3. A estrutura espacial dos remanescentes florestais claramente indica uma similaridade entre as áreas de Pecuária e Silvicultura neste aspecto. As desigualdade dos atributos qualitativos e funcionais da fauna apontam, no entanto, diferenças que devem estar relacionadas às características da matriz, mas que não permitem uma inferência imparcial da integridade ambiental. Apresentando composição mais simplificada das famílias, a Silvicultura sobressai com espécies florestais potencialmente restritas por perda de *habitat*, maior frequência de puma (em área manejada para produção de madeira), e maior riqueza de espécies-presa deste felino, em detrimento às condições para espécies campestres.

4. As espécies indicadoras e as próprias áreas selecionadas, resultantes da abordagem de indicadores por perda de *habitat*, podem ser dependentes da escala espacial em que a abordagem é aplicada.

5. Apesar da RE de diversos grupos taxonômicos ter sido adotada, conscientemente, como um direcionador das atividades de conservação (e.g. Myers *et al.* 2000), e talvez inconscientemente, como indicativo de qualidade ambiental, os resultados indicaram que não seria recomendável utilizar esta métrica isoladamente.

Resumo

O pilar básico de toda a ação de conservação é saber o que preservar, e ter metas claras a serem atingidas durante restaurações ambientais. Sem isto, todo o esforço restante pode ser desperdiçado. Frequentemente, a riqueza de espécies (RE) é considerada sinônimo de integridade ambiental, enquanto a composição de espécies é comumente desprezada. Entretanto, já foi demonstrado que RE pode reduzir, manter-se, ou mesmo aumentar depois de fragmentação de florestas, um aviso contra o uso de RE como única diretriz para conservação e restauração. Neste artigo, dados coletados no planalto brasileiro meridional foram utilizados para avaliar a propriedade indicadora de RE, comparada com a persistência de dois outros dois grupos indicadores prospectivos da fauna de mamíferos florestais (>1kg). Dados de presença-ausência destas espécies foram coletados usando armadilhas fotográficas, rastreamento de vestígios, registros oportunistas, transecções em linha, e um método de remoção foi utilizado para estimar RE. Assumiu-se, preliminarmente, de que as áreas de estudo não consistiam em isolados, reduzindo os efeitos covariantes do efeito de área mínima e da relação espécie-área (REA) nos resultados de RE. Assumiu-se, também, que a extensão da cobertura florestal estava diretamente relacionada com a qualidade do ambiente para estas espécies. Hipotetizou-se que, o primeiro grupo alternativo de espécies indicadoras, geograficamente restritas por perda de *habitat*, indicariam melhores habitats onde persistiam em comparação com as demais áreas da distribuição histórica regional das espécies do grupo. Neste grupo, os porcos-do-mato *Tayassu pecari* e *Pecari tajacu*, e o veado-mateiro *Mazama americana* (*inc. spp.*) estavam restritos a remanescentes florestais cobrindo 38% da paisagem em uma escala de centenas de km², indicando a importância da extensão florestal em amortecer alguns dos impactos negativos provocados pelos padrões médios de ocupação humana. O segundo grupo alternativo, funcional, foi a riqueza trófica do maior predador, hipotetizado como indicador de ambiente mais íntegro onde fosse mais diverso, também tendo sido maior em remanescentes mais florestados. A RE de toda a assembleia de mamíferos (>1kg), por outro lado, não estava relacionada com extensão florestal. Os resultados reiteram que a RE pode, em algumas circunstâncias, ser um indicativo equivocado de integridade ambiental, e apontam para a importância da consideração da composição de espécies na avaliação e restauração de *habitats*, particularmente daquelas espécies que foram extintas e

daquelas que perderam grande parte de sua distribuição histórica, na escala espacial de interesse. Informações de compatibilidade dos modelos de uso da terra e conservação da vida silvestre foram adicionalmente obtidas. A atual configuração da paisagem resultou na extinção da ariranha *Pteronura brasiliensis*, tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla*, onça-pintada *Panthera onca*, e anta *Tapirus terrestris*, e está provocando a extinção do veado-campeiro *Ozotocerus bezoarticus* e do lobo-guará *Chrysocyon brachyurus*. A generalização dos resultados é possível, pois as espécies ou gêneros amostrados ocupam uma ampla distribuição no neotrópico. É também provável de que a configuração da paisagem observada aqui produziria impactos semelhantes na estrutura e composição da comunidade de mamíferos se replicada em outros locais da região neotropical, contribuindo como um alerta para as conseqüências disto em áreas mais preservadas.

Palavras-chave: armadilhas fotográficas, indicadores, integridade ambiental, matriz, mamíferos, paisagem, persistência, rastros, riqueza de espécies, transecção em linha

3.5 Literatura Citada

- ANDERSON, A. 1983. A critical review of literature on puma (*Felis concolor*). Special Report Number 54. Colorado Division of Wildlife, Wildlife Research Section. 91 pp.
- ARMSTRONG, D. 2002. Focal and surrogate species: getting the language right. *Conservation Biology* 16 (2): 285-286.
- ARRUDA, M. B. (org.). 2001. Ecossistemas brasileiros. Edições IBAMA. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente, Brasília, DF.
- AVÉ-LALLEMANT, R. A. 1980. Viagens pela província de Santa Catarina, Paraná e São Paulo (1858). Editora Itatiaia.
- BURNHAM, K. P., D. R. ANDERSON., AND J. LAAKE. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72. Wildlife Society.
- BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, AND J. L. LAAKE. 1993. *DISTANCE* sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, London.
- BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON., K. P. BURNHAM, J. L. LAAKE, D. L. BORCHERS, AND L. THOMAS. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, Oxford, UK. 432pp.
- CAM, E., J. D. NICHOLS, J. R. SAUER, AND J. E. HINES. 2002. On the estimation of species richness based on the accumulation of previously unrecorded species. *Ecography* 25: 102-108.
- CAPOBIANCO, J. P. R. (org.) 2001. *Dossiê Mata Atlântica*. Instituto Socioambiental (ISA). São Paulo, SP. <http://www.socioambiental.org>. 409 pp.
- CARO, T., AND A. ENGILIS. 2004. Preliminary assessment of the flagship species concept at a small scale. *Animal Conservation* 7:63-70.
- CASTRO, E. B., AND F. A. S. FERNANDEZ. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest remnants in Brazil. *Biological Conservation* 119: 73-80.
- CHEREM, J. J., P. C. SIMÕES-LOPES, S. ALTHOFF, AND M. E. GRAIPEL. 2004. Lista dos mamíferos do estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Mastozoologia Neotropical*, 11(2): 151-184.
- CHIARELLO, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89: 71-82.

- CIMARDI, A. V. 1996. Mamíferos de Santa Catarina. Fundação de Amparo à Tecnologia e Meio Ambiente (FATMA), Florianópolis, SC.
- CULLEN Jr., L., R. E. BODMER, AND C. VALLADARES-PÁDUA. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- CURRIER, M. J. 1983. *Felis concolor*. *Mammalian Species* 200: 1-7.
- DAILY, G. C., G. CEBALLOS, J. PACHECO, G. SUZÁN, AND A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17 (6): 1814-1826.
- DESOUZA, O. G., J. H. SCHOEREDER, V. BROWN, AND R. O. BIERREGAARD JR. 2001. A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments. Pp. 13-21 in *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest* (R.O. Bierregaard Jr., C. Gascon, T.E. Lovejoy, and R.C.G. Mesquita, eds.). Yale University Press, New Haven and London.
- DINERSTEIN, E., D. M. OLSON, D. J. GRAHAM, A. L. WEBSTER, S. A. PRIMM, M. P. BOOKBINDER, G. LEDEC. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. Washington, D.C, The World Bank.
- DONALD, P. F., AND A. D. EVANS. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43: 209–218.
- EISENBERG, J. F. 1980. The density and biomass of tropical mammals. Pp. 35-55 in *Conservation Biology: an evolutionary perspective* (M.E. Soulé and B.A. Wilcox, eds.). Sinauer, Sunderland, Mass.
- EISENBERG, J. F., AND K. H. REDFORD. 1999. *Mammals of the neotropics: the central neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. The University of Chicago Press, Chicago.
- EMMONS, L. H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16 (3): 210-222.
- EMMONS, L. H, AND F. FEER. 1990. *Neotropical rainforest mammals, a field guide*. The University of Chicago Press, Chicago.
- FAGAN, W. F., E. MEIR, J. PRENDERGAST, A. FOLARIN, AND P. KARIEVA. 2001. Characterizing population vulnerability for 758 species. *Ecology Letters* 4: 132-138.
- FONTANA, C. S., G. A. BENCKE, AND R. E. REIS (eds.). 2003. *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul*, Edipucrs, Porto Alegre. 632 p.
- FORMENTO, S., L. A. SCHORN, AND R. A. B. RAMOS. 2004. Dinâmica estrutural arbórea de uma floresta ombrófila mista em Campo Belo do Sul, SC. *Cerne* 10 (2): 196-212.
- GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R. O. BIERREGAARD JR., J. R. MALCOLM, P. C. STOUFFER, H. L. VASCONCELOS, W. F. LAURENCE, B. ZIMMERMAN, M. TOCHER, AND S. BORGES. 1999. Matrix and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- GASCON, C., W. F. LAURENCE, AND T. E. LOVEJOY. 2001. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia central. Pp. 112-127 in *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento* (G. Irene and B. Dias, eds.). Editora Vozes, Petrópolis, São Paulo.
- GAPLAN, 1986. *Atlas de Santa Catarina*. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. 173p.

- GOMES, K. E., J. L. F. QUADROS, F. L. F. QUADROS, M. A. VIDOR, M. DALL'AGNOL, AND A. M. L. RIBEIRO. 1989. Zoneamento das pastagens naturais do Planalto Catarinense. In XI reunião do grupo técnico regional do cone sul em melhoramento e utilização dos recursos forrageiros das áreas tropical e subtropical (N.J. Nuernberg, org.). Empresa Agropecuária de Santa Catarina (EMPASC) – Estação experimental em Lages. Lages, SC.
- GRAHAM, C. H., C. MORITZ, AND S. E. WILLIAMS. 2006. Habitat history improves prediction of biodiversity in rainforest fauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103 (3): 632-636.
- GRAIPEL, M. E., J. J. CHEREM, AND A. XIMENEZ. 2001. Mamíferos terrestre não voadores da Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*, 14 (2): 109-140.
- HILTON-TAYLOR, C. (compiler) 2000. 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xviii + 61pp. Downloaded on 11 September 2002, www.iucn.org.
- IBGE. 1993. Mapa de vegetação do Brasil. Mapa 1:5,000,000. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, Brasil.
- IBGE. 1996. Censo agropecuário. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, RJ. <http://www.ibge.gov.br>.
- INDRUSIAK, C., AND E. EIZIRIK. 2003. Carnívoros. Pp. 507-533 in Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul (C.S. Fontana, G.A. Bencke, and R.E. Reis, eds.). Edipucrs, Porto Alegre. 632 p.
- KARANTH, K. U., AND J. D. NICHOLS. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79(8): 2852-2862.
- KARANTH, K. U. AND B. M. STITH. 1999. Prey depletion as determinant of tiger population viability. Pp. 100-113 in *Riding the tiger – tiger conservation in human-dominated landscapes* (J. Seidensticker, S. Christie, P. Jackson, eds.). Cambridge University Press, Cambridge.
- KARANTH, K. U., J. D. NICHOLS, N. S. KUMAR, W. A. LINK, AND J. E. HINES. 2004. Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)*, 101 (14): 4854-4858.
- KEUROGHLIAN, A., D. P. EATON, AND W. S. LONGLAND. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120: 411-425.
- KOLEFF, P., K. J. GASTON, AND J. J. LENNON. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.
- KLEIN, R. M. 1978. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina: resenha descritiva da cobertura original. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues. Santa Catarina, Brasil.
- LA SORTE, F. A. 2006. Geographical expansion and increased prevalence of common species in avian assemblages: implications for large-scale patterns of species richness. *Journal of Biogeography* 33: 1183-1191.
- LAAKE, J. F., S. T. BUCKLAND, D. R. ANDERSON, AND K. P. BURNHAM. 1994. Distance sampling abundance estimation of biological populations – DISTANCE user's guide. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, CO.

- LEEUWENBERG, F. J., S. L. RESENDE, F. H. G. RODRIGUES, AND M. X. A. BIZERRIL. 1997. Home range, activity, and habitat use of the pampas deer *Ozotocerus bezoarticus* L., 1758 (Artiodactyla, Cervidae) in the Brazilian cerrado. *Mammalia* 61 (4): 487-495.
- LEITE, M. R. P., AND F. GALVÃO. 2002. El Jaguar, el puma y el hombre en tres áreas protegidas del bosque atlántico costero de Paraná, Brasil. Pp 237-250 in *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su condición actual, historia natural y prioridades para su conservación* (R.A. Medellín, C. Equihua, C.L.B. Chetkiewicz, P.G. Crawshaw Jr., A. Rabinowitz, K.H. Redford, J.G. Robinson, E. Sanderson, A. Taber, eds.). Mexico, D.F., Prensa de la Universidad Nacional Autónoma de México / Wildlife Conservation.
- LENNON, J. J., P. KOLEFF, J. J. D. GREENWOOD, AND K. J. GASTON. 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*, 70: 966–979.
- LÜTOLF, M., F. KIENAST, AND A. GUISAN. 2006. The ghost of past species occurrence: improving species distribution models for presence-only data. *Journal of Applied Ecology*, 43: 802–815.
- MACARTHUR, R. H., AND E. O. WILSON. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- MACKENZIE, D., J. D. NICHOLS, G. B. LACHMAN, S. DROEGE, J. A. ROYLE, AND C. A. LANGTIMM. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83 (8):2248-2255.
- MACKENZIE, D., J. D. NICHOLS, J. E. HINES, M. G. KNUTSON, AND A. D. FRANKLIN. 2003. Estimating site occupancy, colonization and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84:2200-2207.
- MCGARIGAL, K. AND B. J. MARKS. 1994. *Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Reference manual. For. Sci. Dep. Oregon State University. Corvallis Oregon 62p.+Append.
- MACNAB, B. K. 1963. Bioenergetics and the determination of home range size. *The American Naturalist*. XCVII (894): 133-140.
- MAESTAS, J. D., R. L. KNIGHT, AND W. C. GILGERT. 2003. Biodiversity across a rural land-use gradient. *Conservation Biology* 17 (5): 1425-1434.
- MÄHER JR., J. K. F., AND M. SCHNEIDER. 2003. Ungulados. Pp. 547-565 in *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul* (C.S. Fontana, G.A. Bencke, and R.E. Reis, eds.). Edipucrs, Porto Alegre. 632 p.
- MALCOLM, J. R. 2001. Extending models of edge effects to diverse landscape configurations, with a test case from the neotropics. Pp. 346-357 in *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest* (R.O. Bierregaard Jr., C. Gascon, T.E. Lovejoy, and R.C.G. Mesquita, eds.). Yale University Press, New Haven and London.
- MARIANO, M. L., S. GONZALES, F. LEEUWENBERG, F. H. G. RODRIGUES, L. PINDER, AND W. M. TOMÁS. 1997. Veado campeiro (*Ozotocerus bezoarticus* Linnaeus 1758): distribuição, história natural, ecologia e conservação. Pp. 42-58 in *Biologia e conservação dos cervídeos Sul-Americanos* (J.M.B. Duarte, ed.). Fundação de estudos e pesquisas em Agronomia, Medicina Veterinária e Zootecnia, Jaboticabal, São Paulo, Brazil.

- MAZZOLLI, M. 1993. Ocorrência de *Puma concolor* em áreas de vegetação remanescente de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 10 (4): 581-587.
- MAZZOLLI, M. 2000. A comparison of habitat use by the mountain lion (*Puma concolor*) and kodkod (*Oncifelis guigna*) in the southern Neotropics with implications for the assessment of their vulnerability status. M.Sc. thesis. University of Durham, Durham, UK. 157pp.
- MAZZOLLI, M. 2005. Efeito de gradientes de floresta nativa em sistemas agropecuários sobre a diversidade de mamíferos vulneráveis. Relatório do Projeto CSR 283-2002, WWF-Brasil, Brasília, DF.
- MAZZOLLI, M., AND M. A. DA-RÉ. 1988. *Felis concolor*: ocorrência de ataques a animais domésticos nas localidades de Rio dos Cedros e Ponte Serrada, SC, e Bom Jesus, RS. Relatório. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA). Florianópolis, Santa Catarina.
- MAZZOLLI, M., M. E. GRAIPEL, AND N. DUNSTONE. 2002. Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation* 105: 43-51.
- MAZZOLLI, M., AND C. C. WALTRICK. 2005. Distribuição preliminar de uma população de queixadas *Tayassu pecari* em Floresta de Araucária e campos de altitude do sul do Brasil. Pp. 90 in Resumos do III Congresso Brasileiro de Mastozoologia. Aracruz, ES. Sociedade Brasileira de Mastozoologia/ UFES. 12 a 16 de outubro.
- MIKICH, S. B., AND R. S. BÉRNILS (eds). 2004. Livro vermelho da fauna ameaçada no estado do Paraná. Curitiba, Governo do Estado do Paraná, IAP, SEMA, 763p.
- MOSER, B. W., AND G. W. WITMER. 2000. The effects of elk and cattle foraging on the vegetation, birds, and small mammals of the Bridge Creek Wildlife Area, Oregon. *International Biodeterioration & Biodegradation* 45: 151-157.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. da FONSECA, AND J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NICHOLS, J. D. 1992. Capture-recapture models: using marked animals to study population dynamics. *Bioscience* 42: 94-102.
- NICHOLS, J. D., AND M. J. CONROY. 1996. Estimation of species richness. Pp. 226-234 in *Measuring and monitoring biological diversity – standard methods for mammals* (D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran, and M. Foster, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- NICHOLS, J. D., T. BOULINIER, J. E. HINES, K. H. POLLOCK, AND J. R. SAUER. 1998. Inference methods for spatial variation in species richness and community composition when not all species are detected. *Conservation Biology* 12 (6): 1390-1398.
- NOWAK, R. M. 1999. Walker's mammals of the world. The John Hopkins University Press. Baltimore and London,
- OLIVEIRA, E. V., AND F. S. VILELLA. 2003. Xenartros. Pp. 487-492 in *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul* (C.S. Fontana, G.A. Bencke, and R.E. Reis, eds.). Edipucrs, Porto Alegre. 632 p.
- OTIS, D. L., K. P. BURNHAM, G. C. WHITE, AND D. R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62, 135 pp.
- PERES, C. A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and un hunted amazonian forests. *Biological Conservation* 77: 115-123.

- PÉREZ, E. M. 1992. *Agouti paca*. Mammalian Species 404: 1-7.
- PILLAR, V. DE P., AND F. L. F. Quadros. 1997. Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses* 12 (2-3): 119-126.
- RABINOWITZ, A. 2001. *Beyond the last village*. Island Press/ Shearwater Books, Washington, DC.
- REDFORD, K. H. 1987. The pampas deer (*Ozotocerus bezoarticus*) in Central Brazil. Pp. 410-414 in *Biology and management of the cervidae* (C.M. Wemmer, ed.). Smithsonian Inst. Press. Washington D.C,
- REXSTAD, E., AND K. P. BURNHAM. 1991. User's guide for interactive program CAPTURE. Abundance estimation of closed animal populations. – Colorado State Univ.
- RILEY, S. J., AND R. A. MALECKI. 2001. A Landscape Analysis of Cougar Distribution and Abundance in Montana, USA. *Environmental Management* 28:317-323.
- ROBINSON, J. G., AND K. H. REDFORD. 1986. Body size, diet, and population density of neotropical forest mammals. *The American Naturalist*, 128 (5): 665-680.
- ROBINSON, J. G., AND K. H. REDFORD. 1991. Sustainable harvest of neotropical forest mammals. Pp. 415-429 in *Neotropical wildlife use and conservation* (J.G. Robinson. and K.H. Redford, eds.). The University of Chicago Press. Chicago and London.
- ROSENZWEIG, M. L. 1992. Species diversity gradients: we know more and less than we thought. *Journal of Mammalogy* 73(4): 715-730.
- ROSENZWEIG, M. L. 1999. Heeding the warning in biodiversity's basic law. *Science* 284 (5412): 276 – 277.
- ROSENZWEIG, M. L. 2003. Reconciliation ecology and the future of species diversity. *Oryx* 37 (2): 194–205.
- SANDERSON, E. W., K. H. REDFORD, A. VEDDER, P. B. COPPOLILLO, AND S. E. WARD. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58: 41-56.
- SANTOS, M. DE F. DOS, M. PELLANDA, A. N. TOMAZZONI, H. HASENACK, AND S. M. HARTZ. 2004. Mamíferos carnívoros e sua relação com a diversidade de habitats no Parque Nacional dos Aparados da Serra, sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, 94 (3): 235-245.
- SCHALLER, G. B. 1983. Mammals and their biomass on a brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia* 31 (1): 1-36.
- SEPLAN. 1991. Atlas escolar de Santa Catarina. Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento, Sub-secretaria de Estudos Geográficos e Estatísticos. Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. 135 pp.
- SILVA, J. M. C., AND A. DINNOUTI. 1999. Análise de representatividade das unidades de conservação federais de uso indireto na Floresta Atlântica e Campos Sulinos. In: *Workshop Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação dos Biomas Floresta Atlântica e Campos Sulinos* (Conservation International, ed.). São Paulo, Brasil. <http://www.conservation.org>.
- SILVEIRA, C. R. 2005. História da indústria da madeira: serra catarinense 1940-2005. Editora leão-baio, Lages, Santa Catarina.
- SIMBERLOFF, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83 (3): 247-257.

- STRUGLIA, R., AND P. L. WINTER. 2002. The role of population projections in environmental management. *Environmental Management* 30 (1): 13–23.
- TOGNETTI, M. F. 2005. Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biological Conservation* 121: 409–417.
- TORTATO, M. A., AND T. G. OLIVEIRA. 2005. Ecology of the oncilla (*Leopardus tigrinus*) at Serra do Tabuleiro State Park, southern Brazil. *IUCN/CSG Cat News* 42: 28-29.
- TOZETTI, A. M. 2002. Diversidade e padrões de atividade de mamíferos de médio e grande porte em diferentes fisionomias de Cerrado na Estação Ecológica de Itirapina, SP. Tese de mestrado. Universidade de São Paulo (USP), Instituto de Biociências, SP.
- TURNER, W. R., AND E. TJØRVE. 2005. Scale-dependence in species-area relationships. *Ecography* 28: 721-730.
- WILLIAMS, P. H, AND M. B. ARAÚJO. 2000. Using probability of persistence to identify important areas for biodiversity conservation. *Proceedings of Royal Society, London*, 267: 1959-1966.
- ZALBA, S. M., AND N. C. COZZANI. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation*, 7: 35-44.
- ZIV, Y. 2003. Predicting patterns of mammalian species diversity from a process-based simulation model. *Journal of Mammalogy*, 84 (1): 1-19.

CAPÍTULO 4
Riqueza de mamíferos focais neotropicais:
resultados dependentes de amostragem e análise

Resumo

1. A riqueza de espécies (RE) é um parâmetro amplamente utilizado para orientar políticas de seleção de áreas a serem protegidas, mas constitui-se comumente em lista de espécies observadas, sem levar em consideração a possibilidade de espécies presentes mas não detectadas.
2. São também comuns as comparações de RE a partir de múltiplas fontes, as quais eventualmente empregam métodos e esforços amostrais distintos, sendo freqüentemente desconsideradas as eventuais variações associadas de RE.
3. Para estimar os possíveis erros associados a estas duas abordagens, dados de presença-ausência de mamíferos neotropicais (>1kg) foi utilizada para comparar RE observada e estimada, e RE resultante de várias estratégias amostrais, usando o método de remoção no aplicativo Capture.
4. As estratégias amostrais utilizadas foram armadilhas fotográficas, registro de rastros, transecção linear, e registros oportunistas.
5. A riqueza estimada variou substancialmente com as estratégias de amostragem empregadas, e em alguns casos houve variação entre a riqueza estimada e a riqueza observada. A composição também variou por estratégia amostral, observada a partir das diferenças entre riqueza observada, e pelo registro de espécies exclusivas.
6. O método de remoção foi útil para informar a possibilidade de espécies presentes mas não amostradas (suficiência amostral), mas o número de espécies amostrado foi limitado pela estratégia amostral empregada. A análise de remoção não pode prever o número real de espécies de uma comunidade, além das limitações da estratégia ou conjunto de estratégias amostrais utilizadas. Portanto, quanto maior o número de métodos empregados, maior a riqueza registrada, mesmo para um único grupo funcional ou taxonômico de espécies.
7. Os resultados sugerem cautela na utilização da RE para orientar políticas e ações de conservação quando os dados são provenientes de múltiplos estudos, de métodos amostrais desiguais, de uma gama limitada de métodos, e de listas de espécies observadas em detrimento à riqueza estimada.

Palavras-chave: amostragem, análise, *Capture*, mamíferos, neotrópico, presença-ausência, riqueza de espécies

Abstract

1. Species richness (SR) is a much utilized parameter in directing policies for protected area selection, but usually consist of lists of observed species, without considering the possibilities of present but undetected species.
2. Also common are comparisons of SR from multiple studies, in which different sampling methods and effort are eventually employed, disregarding associated variations in SR.
3. To estimate error associated to both approaches, data on presence-absence of neotropical mammals (>1kg) was used to compare observed and estimated SR, and SR resulting from various sampling strategies, using a removal method in program *Capture*.
4. Sampling strategies used were camera-trapping, track recording, line transects, and oportunist records.
5. Estimated richness varied substantially with sampling strategy employed, while differences were also found in results from estimated and observed richness. Composition also varied with sampling strategy, as atested by the differences in observed richness and by records of exclusive species.
6. The removal method was sactisfatory to inform the possibilities of present but not sampled species (sampling sufficiency), but the number of species was constrained by the sampling strategy employed. The removal analysis cannot predict the real number of species in a given community beyond the limitations of sampling strategies. Thus, the greater number of sampling strategies employed, the larger the number of species recorded, even for a single functional or taxonomic group of species.
7. Results suggest caution in the use of SR to direct conservation policies and actions when data is obtained from multiple studies, from unequal sampling efforts, from a limited array of sampling methods, and from lists of observed richness in detriment to estimated richness.

Key-words: analysis, *Capture*, mammals, neotropic, presence-absence, sampling, species richness

4.1 Introdução

Freqüentemente não é possível registrar todas as espécies presentes em uma comunidade. Apesar disto, a RE tem sido comumente tratada como o número de espécies observadas, sem considerar a probabilidade de espécies eventualmente presentes mas não registradas. Erros associados na lista de espécies podem ter um efeito cascata, por exemplo, quando riquezas relativas são comparadas entre duas ou mais áreas (Nichols *et al.*, 1998).

Outra possível fonte de erro em estudos de RE, está associado à resultados que variam de acordo com a estratégia amostral empregada. Para conferir isto, comparou-se a RE de várias estratégias de amostragem empregadas em uma mesma área.

O emprego de estratégias amostrais distintas podem ainda resultar em composição de espécies desiguais. Mudanças de composição da fauna, além do resultado de RE, são também relevantes para entendimento da dinâmica das comunidades e avaliação ambiental (Mazzolli, *em prep.*). Apesar disto, a maior parte das publicações de beta-diversidade as desconsidera (Koleff *et al.*, 2003), refletindo-se na tendência de considerar RE e *turnover* espacial de espécies separadamente (Lennon *et al.*, 2001), com notáveis exceções (*e.g.* Nichols *et al.*, 1998a).

A composição de espécies é investigada neste artigo basicamente através do registro de espécies exclusivas por estratégia amostral. Para verificar a possibilidade de dissimilaridades entre riqueza observada (R) e estimada (\hat{N}), um modelo de remoção informativo da precisão da estimativa (Otis *et al.*, 1978) foi aplicado à RE observada de mamíferos (>1kg) do planalto brasileiro meridional.

4.2 Métodos

4.2.1 ÁREA DE ESTUDO

A região de interesse localiza-se na bacia hidrográfica drenada pelos rios Pelotas e Canoas, e está politicamente delimitada pela micro-região de Lages, estado de Santa Catarina, com área de 15.570 km² (SEPLAN, 1991). A coordenada aproximada do ponto central é 28° S e 50° 30' W.

A vegetação caracteriza-se por fragmentos florestais interrompidos por campos nativos, com as maiores extensões de florestas ocorrendo nos vales dos principais rios. A espécie dominante é a araucária *Araucaria angustifolia*, a qual dá nome à floresta, presente tanto na vegetação clímax como na vegetação pioneira.

Os campos nativos são formados por um estrato de gramíneas, entremeado por elementos arbustivos ou arbóreos, xeromorfos ou não (GAPLAN, 1986).

As temperaturas médias variavam de 10 a 16° C (SEPLAN, 1991), mas freqüentemente caíam para 0° C, e nos dias mais frios alcançando -10° C.

O clima é classificado no sistema Köppen como Mesotérmico Úmido na maior parte da área, com pluviosidade variando entre 1.400 a 2.000 mm (SEPLAN, 1991).

Três parcelas do planalto catarinense foram amostradas, denominadas Pecuária, Silvicultura, e Floresta, com 9, 12, e 38 por cento de cobertura florestal nativa, e com áreas de 550, 150, e 411 km², respectivamente.

4.2.2 AMOSTRAGEM

As observações de campo compreenderam um período amostral entre 2002 a 2005. O esforço amostral está resumido com resultados da riqueza observada (tabela 1).

4.2.2.1 Amostragem de rastros

Registros de rastros foram obtidos em duas estradas de 3 a 4 km de extensão, por área de estudo. Geralmente as estradas eram percorridas a pé ou de motocicleta, depois de dois dias da última chuva, de maneira que os rastros antigos haviam sido apagados e novos rastros já estavam disponíveis.

4.2.2.2 Amostragem fotográfica

Seis sub-áreas foram amostradas na Pecuária, quatro sub-áreas na Floresta, e contínuo na Silvicultura, com distâncias de 500 m a 2 km entre as máquinas fotográficas. Foram utilizadas 10 armadilhas fotográficas (Tigrinus, SC, Brasil) com sistema passivo de disparo. Os disparos foram programados para ocorrer a intervalos de no mínimo 10 minutos, devido à presença de gado em algumas áreas, e as máquinas fotográficas foram instaladas fora de caminhos, em trilhas utilizadas unicamente por animais silvestres.

4.2.2.3 Transecções lineares

Amostrou-se cinco sub-áreas na Pecuária, duas na Silvicultura, e uma na Floresta. A metodologia consistiu em caminhar distâncias entre 2,7 e 3,5 quilômetros, durante o início da manhã e final da tarde, com no mínimo 10 repetições por sub-área, em uma velocidade de até 1,5 quilômetros horários, registrando a distância perpendicular dos animais avistados (Buckland *et al.*, 1993; Laake *et al.*, 1994).

4.2.2.4 Registros oportunisticos

Registros oportunisticos foram todos aqueles efetuados fora dos protocolos de amostragem por método (fotocatpura, registro de rastros, ou transecção linear). Os registros oportunisticos foram divididos em diretos e indiretos. Registros oportunisticos diretos foram aqueles obtidos diretamente a campo, e incluíram várias formas de observação (rastros, vocalização, visualização, carcaças). Registros oportunisticos indiretos não incluíam observação das espécies a campo, mas a inspeção de peças do esqueleto ou peles (geralmente crânios e peles mantidos como adornos) em casas localizadas no local específico de amostragem ou vizinho a este.

Na Pecuária o esforço amostral para registros oportunisticos indiretos foi desproporcionalmente maior, em decorrência do contato com um maior número de proprietários. Este maior contato foi em razão de entrevistas ($n=23$), realizadas oportunamente como forma de registrar a presença do puma por ataques a rebanhos domésticos; e da necessidade de um maior número de pedidos de autorização para realizar transecções. Na maior parte da Silvicultura, por outro lado, não haviam habitações, e a Floresta pertencia a uma única empresa.

4.2.3 ANÁLISE DE DADOS

4.2.3.1 Estimando RE através do método de remoção

Um dos modelos recomendados para estimativa de RE por remoção é o M_{bh} (Nichols & Conroy, 1996; Williams *et al.*, 2002), concebido por Otis *et al.* (1978). O aplicativo Capture (ver.1) (Rexstad & Burnham, 1991) foi usado para análise de RE utilizando este método e modelo.

O modelo de remoção é uma estimativa não-paramétrica de RE usada para curvas cumulativas de espécies, e que se baseia na função resultante de espécies previamente

registradas. Foi desenvolvido para dados de captura e recaptura, mas pode ser utilizado para estimar o tamanho de assembléias de espécies (Cam *et al.*, 2002). O resultado das análises do programa Capture tabelados neste artigo são a riqueza observada (R), a riqueza estimada (\hat{N}), o erro padrão associado (*SE*), e a variação na riqueza de espécies dentro do intervalo de confiança de 95% (*IC*). A notação de riqueza de espécies no texto ‘RE’, utilizado apenas como abreviação geral de riqueza de espécies, difere das notações específicas dos resultados do Capture, o qual discrimina riqueza *observada* da riqueza *estimada*. As melhores estimativas (aquelas com menor variação em *IC* e *SE*) são obtidas quando o número de espécies novas ‘capturadas’ (*uj*) decresce a cada nova ocasião amostral, terminando com valores próximos a zero.

4.2.3.2 Dados biológicos

A RE foi estimada (\hat{N}) em cada uma das três parcelas da área de estudo a partir de dados provenientes de cinco ocasiões amostrais, e unicamente a partir de amostragens fotográficas e de rastros, com uma repetição temporal para Floresta. As RE observada (R) e estimada (\hat{N}) foram, em seguida, comparadas para verificar eventual incongruência.

Para verificar se os resultados de RE dependiam do método amostral, estimou-se RE (\hat{N}) para cada método, na parcela de pecuária. Esta parcela foi escolhida pelo maior número de métodos empregados em relação às outras parcelas. Além dos dados de fotocaptura e rastros obtidos nas outras duas áreas de estudo, encontravam-se também disponíveis dados com amostragem adequada de transecção em linha.

Registros oportunistas diretos e indiretos não foram contabilizados para estimativa de RE através do método de remoção. Foram, entretanto, informativos da diferença na composição de espécies em relação às outras estratégias amostrais. Estas diferenças foram verificadas através da RE observada (R) e registro de espécies exclusivas por estratégia amostral.

4.3 Resultados

4.3.1 DIFERENÇAS DE 'R' E NO REGISTRO DE ESPÉCIES EXCLUSIVAS POR MÉTODO AMOSTRAL

A riqueza observada (R) variou com o método amostral, e cada um deles revelou espécies exclusivas não detectadas por outros métodos (tabela 1). O número de espécies exclusivamente registradas oportunisticamente foram surpreendentemente altos na Pecuária ($n=9$), respondendo por quase metade da riqueza total observada (R) nesta área.

Tabela 1. Resumo do cronograma de amostragem, esforço de coleta de dados, e registro de espécies em três áreas de estudo no Planalto Catarinense, Brasil, entre os anos de 2003 e 2005. Os registros exclusivos nos sub-ítem de método (fotocaptura, transecção linear, registro de rastros, e registros oportuniticos) referem-se ao número de espécies unicamente detectadas por método e não detectada nos demais, por área de estudo (colunas). No sub-ítem *registros exclusivos por área de estudo* consta o número de espécies registrado unicamente por área de estudo, a partir de todos métodos.

	Área de estudo			Total
	Pecuária	Silvicultura	Floresta	
Período de amostragem	07/03-12/05	03/04-05/05	6/05-12/05	
<i>Fotocapturas</i>				
Total de ocasiões amostrais (50 armadilhas-noite cada)	09 ^a	05	10	24
Total de armadilhas-noite	450	250	500	1.200
Total de fotografias (R) ^b	36 (08)	26 (08)	43 (11)	105 (26)
Registros exclusivos – R	05	06	04	13
<i>Transecção linear</i>				
Total de ocasiões amostrais (2 a 3.5 km de transecção)	63	18	06	87
Total de km percorridos	187	54	12	253
Total de visualizações (R)	24 ^c (06)	11 ^d (03)	04 (03)	39 (12)
Registros exclusivos – R	01	01	00	02
<i>Registro de rastros</i>				
Total de ocasiões amostrais (6 a 8 km)	09	05	15	29
Total de km percorridos	63	35	90	188
Total de registros (R) ^e	– (06)	– (07)	– (07)	(20)
Registros exclusivos – R	02	05	03	10
<i>Registros oportuniticos diretos</i> ^f				
Total de registros (R)	12 (08)	06 (05)	28 ^g (13)	49 (26)
Registros exclusivos – R	05	02	03	10
<i>Registros oportuniticos indiretos</i> ^h				
Total de registros (R)	19 ⁱ (10)	01 (01)	01 (01)	21 (12)
Registros exclusivos – R	04	00	00	04
<i>Registros exclusivos por área de estudo</i>	05	03	06	14

^a Originalmente foram 15 ocasiões. As primeiras amostragens foram pequenas (poucas máquinas fotográficas) e por isto foram concatenadas em 9 ocasiões; ^b Fotografias de mamíferos de médio e grande porte, exceto *P. gymnocercus*. (R)= riqueza observada; ^c Quatorze dos quais foram cutias, de uma das 6 sub-áreas; ^d Nove das quais foram registros de lebre européia, de uma das 2 sub-áreas; os travessões (–) indicam que não foram estimados os registros, somente o número de espécies; ^e observados em campo; ^f Das quais 15 são veado-virá; ^h Por inspeção de crânios e peles; ⁱ Dez são tatus galinha e mulita.

4.3.2 DIFERENÇA DE ‘ \hat{N} ’ ENTRE ESTRATÉGIAS AMOSTRAIS

Houve diferença de RE estimada (\hat{N}) de acordo com a estratégia amostral empregada, na parcela de Pecuária. A RE resultante da combinação entre todas as estratégias também diferiu das estimativas por estratégia individualmente. Isto significa que a RE estimada (\hat{N}) é dependente do método utilizado, sugerindo que uma combinação de métodos é mais indicado para descrever uma gama mais ampla da RE. A fotocaptura registrou o maior número de espécies entre as estratégias amostrais.

Apesar do elevado erro no método de transecção na Pecuária, e por consequência, do IC (\hat{N}), a riqueza estimada (\hat{N}) não diferiu da riqueza observada (R) (tabela 2).

Tabela 2. Riqueza total de espécies estimada por diferentes métodos na área de Pecuária.

Método	Ocasões amostrais	R	\hat{N}	$\hat{SE}(\hat{N})$	IC (\hat{N})
Rastros	1-4	06	06	1,2	06-06
Transecção	1-6	07	07	3,6	07-29
Fotocaptura	1-9	11	11	0,6	11-11
Combinação	1-9	15	15	0,5	15-15

R: riqueza observada de espécies, \hat{N} : riqueza estimada de espécies, \hat{SE} : erro padrão estimado, IC: intervalo de confiança de 95%.

4.3.3 DIFERENÇAS ENTRE ‘ \hat{N} ’ E ‘R’

Para verificar as diferenças entre riqueza estimada (\hat{N}) e observada (R), procurou-se comparar as RE entre as áreas de estudo utilizando apenas dados de esforço amostral semelhante de cinco ocasiões amostrais. Houve repetição para a Floresta em razão de haver dados suficientes para tanto.

A RE estimada (\hat{N}) diferiu da registrada (R) somente na área de Silvicultura. Nesta, o erro foi elevado, provocado particularmente pelo registro de três espécies novas durante a última ocasião amostral, aumentando a expectativa de registros de outras espécies. O amplo intervalo de confiança (IC) foi resultado desta expectativa.

As outras duas áreas apresentaram curvas ajustadas, com IC semelhante à RE observada, e a replicação na Floresta foi exatamente igual à primeira (tabela 3).

Tabela 3. Riqueza de espécies observada (R) e estimada (\hat{N}) por fotos + rastros, durante cinco ocasiões amostrais, em todas as áreas de estudo.

Área	Ocasões amostrais	R	\hat{N}	$\hat{SE}(\hat{N})$	IC (\hat{N})
Pecuária	1-5	11	11	0.7	11-11
Silvicultura	1-5	15	19	5.9	16-48
Floresta	1-5	13	13	1.0	13-13
Floresta	6-10	13	13	0.4	13-13

R: riqueza observada de espécies, \hat{N} : riqueza estimada de espécies, \hat{SE} : erro padrão estimado, IC: intervalo de confiança de 95%.

4.4 Discussão

4.4.1 RIQUEZA ESTIMADA (\hat{N}) VERSUS RIQUEZA OBSERVADA (R)

Diversos autores enfatizaram a importância de uma abordagem probabilística para estimativa de riqueza de espécies, sem a qual os resultados seriam tendenciosos (e.g. Nichols *et al.*, 1998; Cam *et al.*, 2002; Walter & Moore, 2005).

Neste artigo, em apenas uma de oito estimativas houve diferença entre riqueza observada e estimada. Esta relativa precisão está provavelmente mais relacionada com as características da comunidade de espécies em questão do que com a importância relativa do uso do método.

Diferenças significativas foram encontradas em estudos com outras espécies. Por exemplo, em cinco de nove situações analisadas por Cam *et al.* (2002) havia diferença entre riqueza observada e estimada, a partir de dados de observação de aves, sendo que a variação média de RE correspondeu a 26% ($SD=9$) das estimativas.

Estes resultados indicam que os métodos de amostragem de mamíferos (>1kg) utilizados, em contraste com a amostragem de pássaros, foram mais eficientes no sentido de aproximarem-se mais da captura de todas as espécies possíveis de serem amostradas no local, levando em consideração as limitações de cada método, praticamente exaurindo o estoque de novas espécies em poucas ocasiões amostrais.

4.4.2 RE DEPENDENTE DA ESTRATÉGIA AMOSTRAL

Os valores de riqueza estimada (\hat{N}) da comunidade de mamíferos dependeram do método amostral empregado, mesmo utilizando uma abordagem probabilística com base

no registro cumulativo de espécies (Otis *et al.*, 1978). O método de remoção é útil para informar a suficiência amostral do resultado de RE de cada estratégia ou conjunto de estratégias amostrais utilizadas, mas não da comunidade amostrada, tendo em vista as limitações de cada estratégia empregada.

Cada estratégia amostral produziu sua própria combinação de espécies. Por exemplo, se apenas a estratégia amostral de fotocaptura fosse utilizada, duas espécies, o puma e a capivara, não seriam registrados em nenhuma ocasião amostral, em nenhuma área. Se registros por rastros e vestígios fossem excluídos, uma espécie, o queixada, deixaria de ser registrado durante as cinco primeiras ocasiões amostrais.

Este resultado enfatiza a necessidade do uso de múltiplos métodos para condução de estimativas de RE que visem registrar o máximo possível de espécies, e alerta para as possibilidades de erro na comparação de riquezas a partir de pesquisas que utilizam estratégias amostrais e esforços desiguais.

Como também demonstrado, os registros oportunistas podem contribuir para a detecção de uma parcela considerável da riqueza, mesmo tendo o esforço amostral restante ter-se baseado na combinação de múltiplas estratégias, incluindo transecção em linha, fotocaptura e rastros. A relevância deste resultado deve instigar o investigador de campo a buscar uma maneira de contabilizar o esforço amostral de observações oportunistas, de modo a permitir computá-las em comparações de RE estimada entre áreas. Não foi realizada aqui porque, até onde pôde ser possível consultar, esta abordagem não é explicitamente recomendada em artigos e manuais de pesquisa.

Finalmente, além das duas fontes de variação de riqueza apresentadas neste artigo, a experiência do pesquisador influi na riqueza total de espécies (Boulinier *et al.*, 1998). Esta fonte de variação pode igualmente ser classificada como metodológica, não estando relacionada às características bióticas e abióticas da área e objeto de estudo. A experiência do pesquisador pode ser verificada a partir dos dados. Aqueles com menor experiência tendem a apresentar resultados de baixa riqueza nas primeiras observações a campo (Boulinier *et al.*, 1998).

4.5 Literatura Citada

- Boulinier, T., Nichols, J.D., Sauer, J.R., J.E. & Pollock, K.H. (1998). Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79 (3): 1018–1028.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Laake, J.L. (1993). *DISTANCE sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman and Hall, London.
- Cam, E., Nichols, J.D., Sauer, J.R. & Hines, J.E. (2002). On the estimation of species richness based on the accumulation of previously unrecorded species. *Ecography*, **25**: 102–108.
- GAPLAN. (1986). *Atlas de Santa Catarina*. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. 173p.
- Koleff, P., Gaston, K.J. & Lennon, J.J. (2003). Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology*, **72**: 367–382.
- Laake, J.F., Buckland, S.T., Anderson, D.R. & Burnham, K.P. (1994). *Distance sampling abundance estimation of biological populations – DISTANCE user's guide*. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, CO.
- Lennon, J.J., Koleff, P., Greenwood, J.J.D. & Gaston, K.J. (2001). The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*, **70**: 966–979.
- Mazzolli, M. **Em prep**. Indicadores de integridade ambiental: riqueza e persistência de espécies. *Journal of Mammalogy*
- Nichols, J.D. & Conroy, M.J. (1996). Estimation of species richness. *Measuring and monitoring biological diversity – standard methods for mammals* (eds D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran, & M. Foster), pp. 226–234. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Nichols J.D., Boulinier, T., Hines, J.E., Pollock, K.H. & Sauer, J.R. (1998). Inference methods for spatial variation in species richness and community composition when not all species are detected. *Conservation Biology*, **12** (6): 1390–1398.
- Nichols, J.D., Boulinier, T., Hines, J.E., Pollock, K.H. & Sauer, J.R. (1998a). Estimating rates of local species extinction, colonizations, and turnover in animal communities. *Ecological Applications* **8** (4):1213–1225.
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C. & Anderson, D.R. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* **62**, 135 pp.
- Rexstad, E. & Burnham, K.P. (1991). *User's guide for interactive program CAPTURE. Abundance estimation of closed animal populations*. – Colorado State Univ.
- SEPLAN. (1991). *Atlas escolar de Santa Catarina*. Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento, Sub-secretaria de Estudos Geográficos e Estatísticos. Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. 135 pp.
- Walter, B.A. & Moore, J.L. (2005). The concept of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* **28**: 815–829.
- Williams, B.K., Nichols, J.D. & Conroy, M.J. (2002). *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, San Diego, CA.

CAPÍTULO 5
CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os capítulos desta tese mostraram como alterações causadas pela ocupação humana podem provocar mudanças no modo como as espécies utilizam seu espaço, reduzindo sua presença (capítulo 2), até o ponto em que as alterações tornam-se tão intensas que provocam a exclusão definitiva da espécie (Capítulo 3). Mostraram, ainda, a necessidade de rigor científico na avaliação das informações populacionais e de comunidades (Capítulo 3 e 4).

As considerações a seguir discutem brevemente os problemas relacionados com o padrão de perda de diversidade biológica observada durante os capítulos deste estudo, e as medidas que seriam necessárias para amenizar suas conseqüências.

Um grande problema para adotar procedimentos científicos nas tomada de decisão em conservação da natureza é a falta de dados, desde registros de presença-ausência até os estudos de comparação de riquezas locais (beta-diversidade). Apesar deste estudo ter apresentado informações que podem ser utilizadas para este fim, é preciso uma gama de informações mais amplas para que as lacunas de informações desta área de conhecimento sejam preenchidas.

Os estudos comparativos são de grande valia pois revelam a situação das espécies a nível regional, em uma maior resolução espacial de um *habitat* alvo, mas são escassos na literatura regional.

Estudos mais aprofundados que possam revelar os processos por detrás da perda de diversidade de mamíferos são igualmente necessários e ainda mais raros, mesmo na literatura científica como um todo. Com estes modelos, seria possível construir diretrizes para ocupação e uso do solo, e disposição espacial ideal de áreas protegidas, compatíveis com a manutenção de níveis mais elevados de diversidade biológica e da integridade ambiental, do que é possível atualmente.

Entre os fatores que reconhecidamente predisõem à destruição da integridade ambiental, e cujos efeitos sobre esta deveriam ser mais estudados, está o parcelamento da propriedade, a caça, e a destruição do *habitat*, os quais geralmente atuam em concerto.

Entretanto, os procedimentos técnico-científicos para escolha de áreas a serem protegidas são apenas uma parcela dos muitos aspectos ainda não completamente solucionados para produção de uma política adequada de conservação. De fato, o estabelecimento de prioridades para conservação deve levar em conta múltiplas abordagens além da riqueza, composição de espécies, e integridade ambiental, sobre a quais tratou esta

tese. As demais abordagens incluem análises de lacunas, espécies ameaçadas, e representatividade de biomas e *habitats*, entre outras.

As extinções locais e isolamento de populações nas áreas estudadas certamente ocorreram pela inexistência de áreas adequadamente protegidas, e pela ocupação não-planejada do espaço rural. De fato, a perda de diversidade biológica tende apenas a aumentar caso não houver um planejamento, em concerto, da ocupação rural e de implantação de Unidades de Conservação, procurando preencher as lacunas de áreas não protegidas.

Políticas de incentivo à preservação prometem ser uma ferramenta poderosa para aumentar o número de áreas protegidas. As grandes empresas florestais e outras do setor agropecuário, com produtos reconhecidos no mercado, geralmente tendem a adequar-se às leis vigentes, visto que são alvo de fiscalização em todos os níveis. Para os médios e pequenos produtores, no entanto, a situação é diferente, pois o anonimato abre oportunidades para procedimentos irregulares. Para citar um exemplo da área de estudo, a drenagem de banhados para plantio de *Pinus* spp. Para este grupo de produtores, principalmente, políticas de incentivo à preservação aparecem como uma solução alternativa. Há muitos entraves, no entanto, para que as políticas de incentivo já existentes tornem-se populares, tanto entre proprietários rurais quanto entre governantes, e que possam assumir um papel importante na conservação de espécie e *habitats*.

Os atuais dispositivos para incremento da preservação no Brasil, incluindo a isenção do imposto territorial rural em RPPNs, a reserva legal, o selo ambiental, e as leis de incentivo do ICMS ecológico (May *et al.*, 2002), serão insuficientes para evitar esta destruição se metas explícitas de disposição espacial de áreas protegidas por ecoregião, particulares e públicas, não forem estabelecidas, e as lacunas preenchidas.

As RPPNs conservam hoje 600 mil hectares no Brasil (Castro & Borges, 2004), o que aparenta ser uma extensão expressiva, mas cuja ocorrência é, por exemplo, inexistente na bacia hidrográfica estudada. Além disso, é uma extensão total pequena se comparada à de áreas públicas continentais protegidas do Brasil, as quais, incluindo as UCs estaduais e federais, somam 97 milhões e 600 mil hectares, ou 11,26% do território nacional (MMA, 2006). Mesmo com esta área total as deficiências são aparentes. No estado de Santa Catarina, estas concentram-se na vertente atlântica a leste, ocorrendo um grande déficit no planalto e a oeste do estado.

Há, no entanto, um grande potencial de alavancar o número de RPPNs com as receitas advindas do ICMS ecológico. O ICMS ecológico surgiu no Paraná, tendo sido adotado em outros estados. Em Santa Catarina, apesar de haver sido apresentado um projeto para a câmara dos deputados, há ainda resistência em adotar esta ferramenta fiscal. O ICMS ecológico prevê a distribuição de uma porcentagem da arrecadação sobre o Imposto Estadual de Circulação de Mercadorias, para os municípios que mantenham áreas protegidas, sendo que o valor a ser repassado está diretamente relacionado com a extensão da área preservada e com a qualidade da gestão. No estado do Paraná, esta receita pode chegar a 5% de todo o ICMS a que o município tem direito (Loureiro & Martinez, 2004). Uma parcela da arrecadação tem sido utilizada para manutenção de RPPNs. A RPPN Fazenda Duas Barras, por exemplo, também no Paraná, recebe mensalmente a quantia de R\$ 3.500,00 (três mil e quinhentos reais). Os recursos tem sido aplicados na execução de aceiros, cercas, contratação de funcionário exclusivo para fiscalização, entre outras ações (Loureiro & Martinez, 2004).

Em relação às florestas certificadas pelo Forest Stewardship Council (FSC) (www.fsc.org), o padrão de certificação mais utilizado, estas abrangem mais de 5 milhões de hectares de plantações e 20 milhões de hectares de florestas mistas no mundo. Só no Brasil há 3 milhões de hectares certificados, 40% dos quais na Amazônia (Imaflora, 2005). Apesar disto, não há perspectiva local de crescimento dos benefícios para a conservação da natureza. Os plantios de florestas exóticas no sul do Brasil, principal fonte de madeira e celulose, estão agora sendo expandidos através da terceirização, sobre a qual o controle ambiental e fiscalização torna-se muito mais difícil. Mesmo as empresas certificadas ainda não se adequaram completamente ao compromisso do FSC, tendo sido observados, durante o estudo, plantios de exóticas margeando córregos e gado bovino solto em áreas certificadas. O plantio de florestas exóticas por pequenos e médios proprietários expande-se rapidamente sobre os campos naturais da bacia hidrográfica estudada, causando perda de campos naturais, e ameaçando espécies campestres como o veado-campeiro. Pequenas empresas e plantadores autônomos utilizam como prática comum a drenagem ilegal de córregos e de nascentes, causando enorme prejuízo ao funcionamento do ecossistema.

Problemas adicionais de conservação local ainda incluem medidas insuficientes de compensação ambiental na construção de usinas hidrelétricas. A legislação prevê a compensação com base no valor da obra a ser construída, mas não dá provisões sobre a área a ser destruída pelo alagamento, nem detalha a metodologia de escolha de área, a qual

deveria seguir um protocolo baseado nos parâmetros discutidos anteriormente. No caso de uma das barragens da região (ver Prochnow, 2005), a área alagada foi superior a 6 mil hectares, e a área a ser preservada como compensação foi inicialmente sugerida como sendo apenas equivalente em tamanho. Novas barragens estão planejadas e inundarão praticamente todos os rios tributários principais da bacia, ameaçando as melhores manchas remanescentes de Floresta de Araucária.

5.1 Literatura citada

- Castro, R. & Borges, M.E (orgs.). 2004. *RPPN: Conservação em terras privadas – desafios para a sustentabilidade*. Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (CNRPPN), Paraná.
- Imafora. 2005. *Brasil certificado. A história da certificação florestal no Brasil*. Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola, Piracicaba, SP.
- Loureiro, W. & Martinez, A. 2004. ICMS ecológico como instrumento de apoio às RPPN no Paraná In Castro R. & Borges M.E, orgs., *RPPN: Conservação em terras privadas – desafios para a sustentabilidade*. Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (CNRPPN), Paraná, pp. 57-78.
- May, P.H; Neto, F.V.; Denardin, V.; Loureiro, W. 2002. Using Fiscal Instruments to Encourage Conservation: Municipal Responses to the ‘Ecological’ Value-added Tax in Paraná and Minas Gerais, Brazil, In Pagiola S., Bishop J., Landell-Mills N., eds., *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development*), IIED, World Bank, and WWF. Earthscan, UK, pp. 123-200.
- MMA. 2006. Ministério do Meio Ambiente. *Cadastro Nacional de Unidades de Conservação: dados agrupados das Unidades de Conservação*. Obtido em 2 de junho de 2006 (<http://www.mma.gov.br>).
- Prochnow, M. (org.). 2005. *Barra Grande: A Hidrelétrica que não viu a floresta*. Associação de Preservação do Meio Ambiente do Alto Vale do Itajaí (Apremavi), Rio do Sul. Santa Catarina, Brasil. Obtido em 10 de abril de 2006 (<http://www.apremavi.com.br/barragrande>).

ANEXOS

ANEXO 1

Categorização de vulnerabilidade das espécies discutidas no texto com algum grau de risco de extinção.

Taxon	Nome vernacular	RS ¹	Ibama ²	IUCN ³
Carnívoros				
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	CR	VUL	NT
<i>Eira barbara</i>	ariranha	VUL	—	LR/lc
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	jaguarundi	VUL	—	LC
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguatirica	VUL	VUL	LC
<i>Leopardus tigrinus</i>	gato-do-mato-pequeno	VUL	VUL	NT
<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá	VUL	VUL	LC
<i>Lontra longicaudis</i>	lontra	VUL	—	DD
<i>Nasua nasua</i>	quati	VUL	—	LR/lc
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada, jaguar	CR	VUL	NT
<i>Pteronura brasiliensis</i>	ariranha	CR	VUL	EN
<i>Puma concolor</i>	puma, onça-parda	PER	VUL	NT
Primatas				
<i>Alouatta guariba</i>	bugio	—	—	NT
Roedores				
<i>Cuniculus paca</i>	paca	PER	—	LR/lc
<i>Dasyprocta azarae</i>	cutia	VUL	—	VUL
Ungulados				
<i>Mazama americana</i>	veado-pardo	PER	—	DD
<i>Mazama bororo</i>	veado-pardo pequeno	—	—	DD
<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-virá	VUL	—	DD
<i>Mazama nana</i>	veado-bororó	CR	—	DD
<i>O. bezoarticus</i>	veado-branco, campeiro	CR	—	NT
<i>Tapirus terrestris</i>	anta	CR	—	VUL
<i>Tayassu pecari</i>	queixada	CR	—	LR/lc
<i>Pecari tajacu</i>	cateto, tatete	PER	—	LR/lc
Xenarthra				
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	CR	VUL	NT
<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim	VUL	—	LC

1. Marques *et alii* (2002) – VUL (vulnerável), PER (em perigo de extinção), CR (criticamente em perigo de extinção).

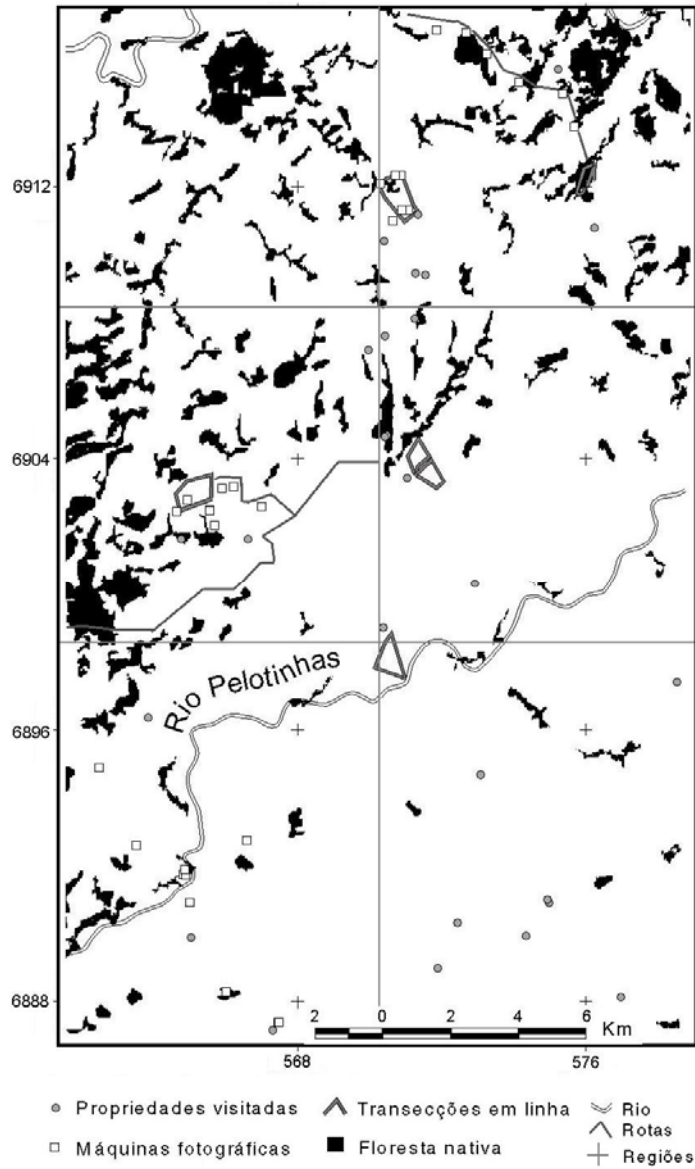
2. Ibama – AM (ameaçado de extinção) <http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm> acessado em junho de 2006.

3. IUCN 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Acessado em junho de 2006. LC (sem risco); LR (baixo risco) – quando não satisfaz nenhum dos critérios de ameaçado: em perigo, em perigo, ou vulnerável; NT (quase vulnerável) – subcategoria de LR.; DD (faltam informações); VUL (vulnerável) – primeira categoria de ‘ameaçado’, possibilidade de extinção em médio prazo; ; EN (ameaçado).

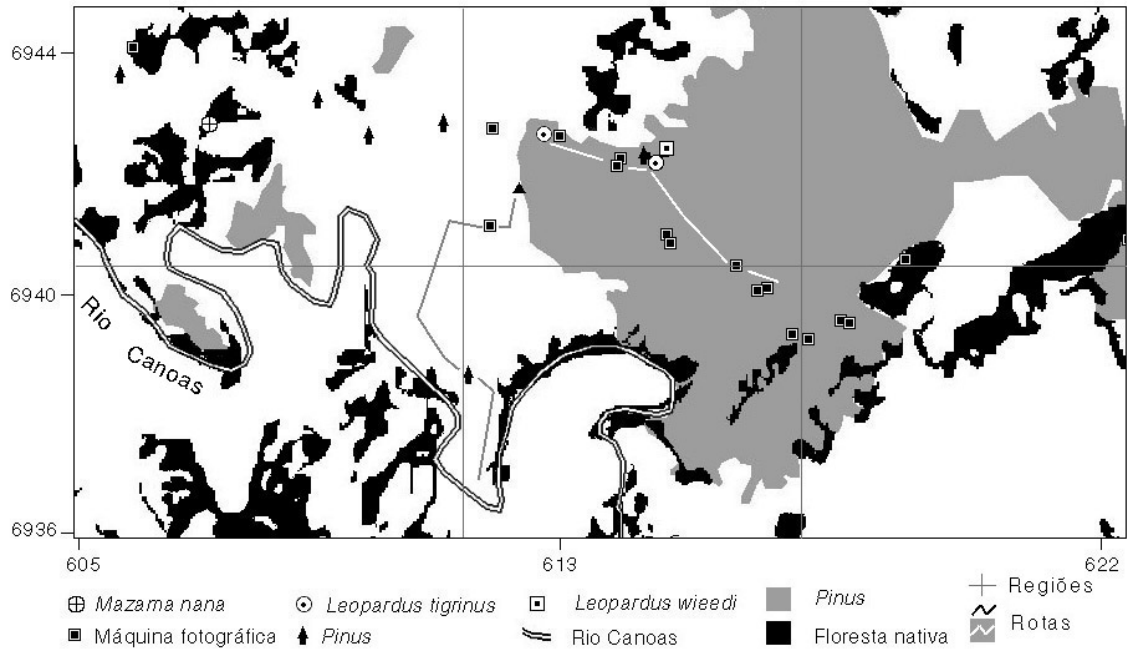
Marques, A. A. B. de, C.S. Fontana, E. Vélez; G. A. Bencke, M. Schneider; R. E. dos Reis. 2002. Lista das espécies da fauna ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. FZB/MCT-PUCRS/PANGAEA.

ANEXO 2

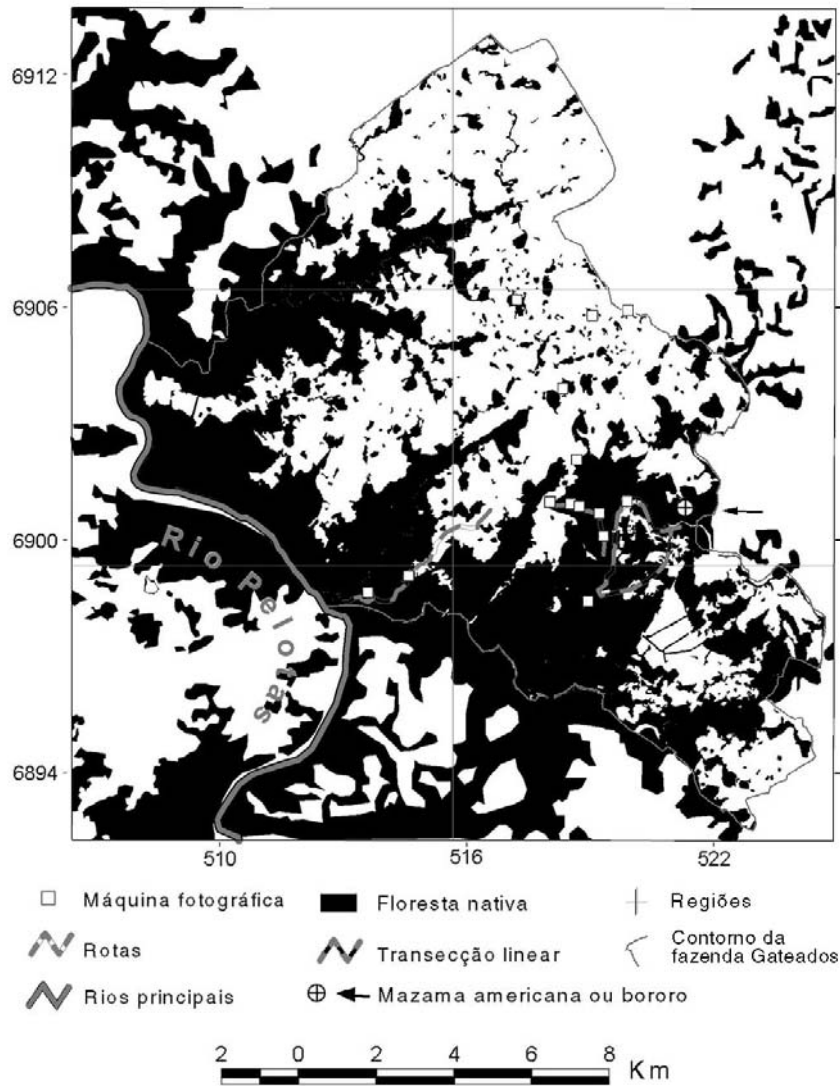
Área de estudo dominada por campos nativos (Pecuária), localizada em Lages. Projeção em UTM (SAD 69), imagem de Landsat 7, ano de 2001, escala em quilômetros, área total de 550 km².



Representação das características da área de Silvicultura, localizada ao sul do município de Otacílio Costa, e norte de Bocaina do Sul. Todas as máquinas fotográficas foram instaladas sob cobertura florestal nativa (em preto). Note, no entanto, que a floresta não está evidente na maior parte destes pontos. Registros de plantios de *Pinus* spp. observados (ícones) foram adicionados por não terem sido detectados por imagem de satélite. As espécies listadas na legenda serão discutidas mais adiante no texto. Projeção em UTM (SAD 69), imagem de Landsat 7, ano de 2001, escala em quilômetros, área total de 150 km².



Mapa da área Floresta, com área total de 411 km². A fazenda Gateados, localizada em Campo Belo do Sul e Capão Alto, apresentava mata nativa cobrindo 80 km², plantio de exóticas 70 km², plantio de essências nativas 5,5 km², e benfeitorias 5,5 km².



ANEXO 3

Procedimentos em SIG

Os passos envolvidos no georeferenciamento consistiram em aumentar o contraste para melhorar a visualização do sistema de rios no Photoshop, e atribuir pontos de coordenadas a estes e à vegetação, comparando com cartas topográficas digitais das áreas de estudo. Os pontos de coordenada foram então digitados em uma planilha, e importados como arquivo de texto (txt) ou Dbase (dbf) no ArcView. Estes arquivos foram então convertidos em *shape* (shp), formato nativo do ArcView, a partir dos quais foi possível georeferenciar as imagens. No ImageWarp, o arquivo *shape* com os pontos de coordenadas, e a imagem, foram visualizadas lado a lado. Pontos de coordenadas eram selecionados no arquivo *shape*, e em seguida nas localidades correspondentes nas imagens. Depois de georeferenciadas, as imagens foram cortadas no tamanho apropriado usando o aplicativo livre Image CropMiser 2.0 (Keneth R. McVay), outra extensão do ArcView.

Neste ponto, as imagens georeferenciadas apresentavam cores e atributos indesejáveis (tais como estradas), removidos com o aplicativo Photoshop. A cor de fundo foi removida ajustando o brilho com o comando *curves*, e os demais atributos removidos usando uma borracha digital. O padrão colorido da vegetação foi transformado em preto usando o comando *threshold*. A edição final nas imagens, antes de sobrepô-las com os dados de campo, consistiu em transformar o sistema de cores RGB (vermelho, verde, azul) para padrão de cinza.

Plantações de florestas exóticas da área de Silvicultura foram vetorizadas a partir de uma imagem de satélite Landsat classificada, do ano de 2001, e sobrepostas à imagem de floresta nativa no ArcView.

No modo *layout*, as imagens finais, sobrepostas com dados obtidos com GPS de navegação, foram exportadas em JPG.

ANEXO 4

Categorias de tamanho de área núcleo (AN). O número de ANs é bem distribuído nas três categorias menores de tamanho na Pecuária, enquanto na Silvicultura é marcadamente desigual, concentrando-se na primeira e terceira categorias. Na Floresta, o número e densidade de CAs está concentrado nas três maiores categorias de tamanho, sendo comparativamente superior às outras áreas na categoria de maior tamanho.

Categorias de tamanho de área núcleo em km ² (ha)	Pecuária			Silvicultura			Floresta		
	n	densidade/ km ²	%	n	densidade/ km ²	%	n	densidade/ km ²	%
<0,01 (<1ha)	5	0,009	25	4	0,027	44	5	0,012	9
>0,01<0,1 (>0,01<0,1 ha)	8	0,014	40	1	0,007	11	28	0,068	50
>0,1<1 (>10<100 ha)	6	0,011	30	4	0,027	44	13	0,032	23
>1<10 (>100<1000 ha)	1	0,002	5	0	0	0	10	0,024	18

ANEXO 5

Tabela da estrutura da comunidade, por família, com base na frequência de indivíduos fotografados (n).

Família	Pecuária		Silvicultura		Floresta	
	n	%	n	%	n	%
Agoutidae	1	3	0	0	1	3
Canidae	5	14	0	0	12	31
Cervidae	10	29	4	15	8	21
Dasypodidae	6	17	15	58	3	8
Dasyproctidae	3	9	1	4	1	3
Felidae	2	6	5	19	2	5
Leporidae	0	0	0	0	1	3
Didelphidae	0	0	1	4	0	0
Myrmecophagidae	3	9	0	0	0	0
Mustelidae	0	0	0	0	3	8
Procionidae	5	14	0	0	2	5
Tayassuidae	0	0	0	0	6	15
TOTAL	35	100	26	100	39	100

ANEXO 6

Pontos (u_j) e curvas de tendência de recaptura de espécies no planalto catarinense, produzidas a partir dos resultados do aplicativo *Capture* para as três áreas de estudo.

