

Juliana Bombarda Ruim

Relações entre tamanho populacional, uso do habitat, dieta e
predação de ninhos por *Nasua nasua* (Carnivora, Procyonidae) em
remanescentes florestais

São José do Rio Preto
2014

Juliana Bombarda Ruim

Relações entre tamanho populacional, uso do habitat, dieta e predação de ninhos por *Nasua nasua* (Carnivora, Procyonidae) em remanescentes florestais

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, Área de concentração – Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Orientador: Prof^ª. Dr^ª. Sandra Bos Mikich

São José do Rio Preto
2014

Ruim, Juliana Bombarda.

Relações entre tamanho populacional, uso do habitat, dieta e predação de ninhos por *Nasua nasua* (Carnivora, Procyonidae) em remanescentes florestais / Juliana Bombarda Ruim. -- São José do Rio Preto, 2014

87 f. : il., tabs.

Orientador: Sandra Bos Mikich

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia animal. 2. Quati - Habitat. 3. Quati – Alimentos. 4. Liberação de mesopredadores. 5. Mata Atlântica. I. Mikich, Sandra Bos. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. III. Título.

CDU – 591.5

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
UNESP - Câmpus de São José do Rio Preto

Juliana Bombarda Ruim

Relações entre tamanho populacional, uso do habitat, dieta e predação de ninhos por *Nasua nasua* (Carnivora, Procyonidae) em remanescentes florestais

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, Área de Concentração – Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Comissão Examinadora

Prof^a. Dr^a. Sandra Bos Mikich
UNESP – São José do Rio Preto
Orientador

Prof. Dr. Wagner André Pedro
FMA/UNESP – Araçatuba

Prof^a. Dr^a. Juliana Quadros
UFPR – Curitiba

São José do Rio Preto
26 de fevereiro de 2014

Agradecimentos

Agradeço, primeiramente, à Dra. Sandra Bos Mikich pela oportunidade de orientação e confiança, além dos conselhos e segurança transmitidos durante toda esta etapa. Para mim ela sempre será exemplo de competência, desempenho e conhecimento.

A toda coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, em especial, à Dra. Eliane Gonçalves de Freitas e à Dra. Lilian Casatti, sempre tão solícitas.

À Dra. Juliana Quadros pela disponibilidade e boa vontade em ajudar com a identificação de todo o material, que foi muito relevante para o desenvolvimento do trabalho.

Agradeço ao Dr. Wagner André Pedro e novamente à Dra. Lilian Casatti pelas ricas sugestões e ideias de extrema importância para complementação dos dados.

Ao Biólogo Dieter Liebsch pela prontidão no auxílio com as métricas de paisagens, ensinamentos e conselhos sobre elas, que foram essenciais para evolução do trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado concedida.

Aos funcionários do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo e do Parque Estadual Mata dos Godoy pelas informações e cuidados não só direcionados aos pesquisadores, mas também às próprias unidades de conservação.

Agradeço à Adriana de Almeida pela companhia feminina em campo, pelas ótimas conversas e todo o auxílio, principalmente no início do meu trabalho. Também estou grata ao Wagner Rafael Lacerda por ter me ajudado a conhecer as trilhas do PEVR, pelas dicas sobre as metodologias e auxílio com algumas análises.

À minha família, especialmente à minha mãe Rosi e ao meu pai Gilberto. Mesmo distantes, eles me inspiraram a cada dia e fizeram tudo parecer mais fácil. Agradeço pela confiança e conselhos.

À minha irmã Talita pelas palavras otimistas e sempre alegres. Sua amizade sincera sempre foi muito importante ao longo da minha caminhada.

À minha avó Lena por todas as orações, preocupações e atenção comigo, que me confortaram durante minha formação.

À tia Tata por ter participado tão de perto, pela torcida e interesse. Obrigada por seu carinho.

Às minhas grandes amigas Helenas P. de Góes, Caroline Ariyoshi e Maria Cecília F. Ferronato pelos momentos de descontração, conversas e apoio.

Ao Eduardo Ribeiro Sartore principalmente pelo companheirismo neste trabalho e na vida. Agradeço por suas palavras de incentivo, pela credibilidade depositada em mim, amizade, críticas e sugestões, que só acrescentaram. Sua presença foi essencial para que tudo isso se tornasse possível.

Agradeço as demais pessoas que contribuíram direta ou indiretamente com o trabalho.

E, sobretudo, a Deus.

“Eles não lavram, nem criam. Não há aqui boi, nem vaca, nem cabra, nem ovelha, nem galinha, nem qualquer outra alimária, que costumada seja ao viver dos homens. Nem comem senão desse inhame, que aqui há muito, e dessa semente e frutos, que a terra e as árvores de si lançam. E com isto andam tais e tão rijos e tão nédios, que o não somos nós tanto, com quanto trigo e legumes comemos. (...) e a terra por cima toda chã e muito cheia de grandes arvoredos. (...) De ponta a ponta, é toda praia (...) muito chã e muito formosa. Até agora não pudemos saber se há ouro ou prata nela, ou outra coisa de metal, ou ferro (...). Contudo a terra em si é de muito bons ares frescos e temperados (...). Águas são muitas; infinitas. Em tal maneira é graciosa que, querendo-a aproveitar, dar-se-á nela tudo; por causa das águas que tem! ”

Trechos da Carta de Pero Vaz de Caminha (1 de maio de 1500)

RESUMO

A fragmentação florestal cria mosaicos de manchas de habitats naturais reduzidas e descontínuas, imersas em matriz, muitas vezes, inóspita. Muitos mamíferos, como os grandes carnívoros, não são capazes de manter suas populações em pequenos remanescentes, embora outros como alguns mesopredadores, possam prosperar nestas áreas, apresentando populações superabundantes. Os quatis, *Nasua narica* e *N. nasua*, são espécies capazes de sobreviver em áreas bastante alteradas e que em altas densidades exercem forte pressão sobre os recursos que consomem, afetando, entre outros, os plantios agrícolas no entorno dos remanescentes florestais e a avifauna ao predarem os ovos. Os quatis ocupam preferencialmente habitats florestados devido, dentre outros fatores, a maior disponibilidade de alimentos que estes geralmente oferecem, porém o uso de matrizes agrícolas é comum e os cultivos podem ser fontes importantes de itens alimentares na dieta desses animais. O objetivo deste trabalho foi analisar e comparar a densidade populacional, o uso do habitat, a dieta e a predação de ninhos de aves por *Nasua nasua* e alguns outros mesopredadores em dois fragmentos florestais de tamanhos diferentes. O estudo foi conduzido em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, cujas áreas são respectivamente de 680 hectares e 354 hectares. Os dados de densidade foram obtidos através de censo populacional e análises pelo programa Distance; o uso do habitat foi registrado por meio de percursos em trilhas preexistentes com observações dos animais e distribuição de amostras de fezes em ambientes de floresta primária, floresta secundária e borda; a dieta foi verificada com base em amostras fecais e observações diretas dos indivíduos forrageando; o estudo sobre a predação de ninhos ocorreu através de experimentos com ninhos artificiais. Tanto a densidade populacional quanto a taxa de predação de ninhos foram mais elevadas no fragmento menor, pois o tamanho reduzido da área e o seu isolamento podem estar dificultando a permanência de predadores naturais e a dispersão dos mesopredadores. Habitats de floresta primária foram ocupados mais frequentemente pelos quatis quando comparados aos demais habitats analisados. Plantações de milho, no entanto, foram utilizadas por essa espécie com frequência maior do que a esperada em uma das áreas de estudo, evidenciando o potencial dos cultivos em atrair mamíferos generalistas para áreas abertas. Além disso, o milho esteve presente na dieta dos quatis, por todo o período de oferta desse recurso, nas duas áreas de estudo, apesar do

consumo variável de outros itens encontrados no interior dos remanescentes florestais. Os resultados elucidaram os impactos negativos gerados não apenas pela fragmentação florestal sobre as comunidades, influenciando no tamanho populacional de algumas espécies e, conseqüentemente, nas interações interespecíficas entre os níveis tróficos, mas também por atividades agrícolas que podem afetar o comportamento e ecologia das espécies.

Palavras-chave: Liberação do mesopredador. Seleção do habitat. Invasões em lavouras. Predadores de ninhos. Floresta Atlântica.

ABSTRACT

*The forest fragmentation creates mosaics of reduced and discontinuous natural habitats patches, inserted, sometimes, in inhospitable matrix. Many mammals, like large carnivores, are not able to keep their populations in small remnants, whereas others, as mesopredators, may thrive in these areas, showing overabundant populations. The coatis, *Nasua narica* e *N. nasua*, are some of species that may remain in areas substantially modified and that, in high densities, exert strong pressure on the resources consumed by them, affecting, among others, the crops around the fragments and the avifauna by preying on nests. Coatis occupy more frequently forested habitats due to, besides others reasons, the higher food availability usually provided by them. Nevertheless, agricultural matrices are commonly used as a habitat and the crops surrounding the fragments may be important items in the diet of these animals. Thus, the aim of the present work was to examine and to compare population density, habitat use, diet and the predation on ground nesting birds by *Nasua nasua* and some others mesopredators in two forest fragments of different sizes. The study was carried out in fragments of semideciduous forest, one of them with 680 hectares and the other with 354 hectares. The density data were collected through population census by line transects and were analyzed by the Distance program; the habitat use was recorded by walking on existent trails, observing the animals, and by the distribution of fecal samples at old-growth forest, second-growth forest and edge; the diet was verified through fecal samples and direct observations of the foraging individuals; the nest predation was studied using an experiment with artificial nests. The population density was higher in the smaller fragment as was the nest predation rate, and these seem to be related to the diminished size and isolation of the area, which make the permanence of the natural predators and the dispersal of mesopredators, harder. Old-growth forest habitats were occupied by coatis more often than the others compared. The cornfield edges were used by this species more frequently than expected at one of the study areas and it highlights the potential of crops in attracting generalist mammals to open fields. Furthermore, corn was present in the diet of coatis, whereas it was offered, at both remnants, despite the variable consumption of other items found inside the forest fragments. The results elucidate the negative impacts caused not just by the forest fragmentation on communities, influencing the population size of some species*

and, thereafter, interespecific interactions among trophic levels, but by human activities too that can affect species' behavior and ecology.

Keywords: *Mesopredator release. Habitat selection. Crop-raiding. Nest predators. Atlantic forest.*

Lista de Tabelas

Capítulo 1

Tabela 1. Características físicas e biológicas do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR), Paraná, Brasil.....30

Tabela 2. Valores de densidade populacional, abundância e tamanhos médio e esperado de grupos de *Nasua nasua* no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Paraná, Brasil.....37

Tabela 3. Dados de literatura sobre estimativas de densidade populacional e número total de indivíduos do gênero *Nasua* (¹ *N. narica* e ² *N. nasua*), através de metodologias distintas, em áreas de diferentes tamanhos.....38

Tabela 4. Consumo e disponibilidade dos itens alimentares encontrados na dieta de *Nasua nasua* no PEVR e no PEMG, Paraná, Brasil, no período de abril de 2012 a março de 2013.....42

Capítulo 2

Tabela 1. Valores obtidos das métricas utilizadas para caracterização das paisagens dentro de um raio de 10 km onde o Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) estão inseridos.....67

Tabela 2. Valores estimados de densidade populacional e de abundância de *Nasua nasua* (coati), *Dasyprocta azarae* (cutia) e *Sapajus nigritus* (macaco-prego) no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (354 ha) e no Parque Estadual Mata dos Godoy (680 ha).....68

Tabela 3. Vestígios e visualizações de espécies predadoras de topo de cadeia no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (354 ha) e no Parque Estadual Mata dos Godoy (680 ha).....69

Tabela 4. Número total e média de ovos predados, taxas de predação total e mensal no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) no período de outubro de 2012 a março de 2013.....70

Lista de Figuras

Capítulo 1

Figura 1. Localização do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e suas respectivas paisagens de entorno (raio de 10 km).....32

Figura 2. Proporção de registros de *N. nasua*, obtidos de abril de 2012 a março de 2013, nos diferentes habitats do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), sul do Brasil, em relação às áreas ocupadas por cada um desses habitats nos fragmentos de estudo e ao esforço amostral (distância percorrida por ambiente).....41

Capítulo 2

Figura 1. Localização do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) dentro de paisagem onde estão inseridos, limitada em um raio de 10 km.....62

Figura 2. Número de ovos predados por dia de conferência dos ninhos artificiais instalados no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) entre outubro de 2012 a março de 2013.....71

SUMÁRIO

Introdução Geral.....	14
Referências Bibliográficas.....	19
Capítulo 1 - Tamanho populacional, uso do habitat e dieta de <i>Nasua nasua</i> (Carnivora, Procyonidae) em remanescentes de Floresta Atlântica com diferentes tamanhos.....	24
Resumo.....	24
Abstract.....	25
Introdução.....	26
Materiais e métodos.....	29
Áreas de estudo.....	29
Descrição da paisagem.....	31
Censo e densidade populacional.....	32
Densidade populacional estimada para o gênero <i>Nasua</i>	33
Predadores de topo	34
Uso do habitat.....	34
Dieta.....	35
Resultados.....	36
Descrição da paisagem.....	36
Censo e densidade populacional.....	36
Densidade populacional estimada para o gênero <i>Nasua</i>	38
Predadores de topo	39
Uso do habitat.....	40
Dieta.....	41
Discussão.....	43
Referências Bibliográficas.....	49
Capítulo 2 - Predação de ninhos de aves em dois fragmentos florestais de diferentes tamanhos e sua relação com a densidade de mesopredadores.....	56
Resumo.....	56
Abstract.....	57
Introdução.....	58
Materiais e Métodos.....	61
Áreas de estudo.....	61
Descrição da paisagem.....	63
População de mesopredadores.....	63
Presença de mamíferos predadores de topo de cadeia.....	64
Experimento com predação de ninhos artificiais.....	65
Análise dos dados.....	66
Resultados.....	67
Descrição da paisagem.....	67
População de mesopredadores.....	68
Presença de mamíferos predadores de topo de cadeia.....	68
Experimento com predação de ninhos artificiais.....	69
Discussão.....	72
Referências Bibliográficas.....	77
Conclusão Geral.....	86

Introdução Geral

A fragmentação de habitats, definida por Wilcove e colaboradores (1986) como um processo de transformação das áreas contínuas de habitat em manchas menores, isoladas umas das outras e inseridas em matriz diferente do que se tinha originalmente, é uma das maiores preocupações em relação à perda da biodiversidade (TURNER, 1996; PRIMACK & RODRIGUES, 2001; PEKIN & PIJANOWSKI, 2012). A extensão contínua de atividades humanas implica na devastação acentuada de florestas, gerando paisagens mistas de ambientes apropriados e ambientes que muitas vezes são inóspitos para determinadas espécies (FAHRIG, 2003). Essa diminuição e isolamento dos habitats em meio à matriz geralmente resultam na redução da riqueza e abundância da fauna e flora e, por isso, podem refletir em alterações nas estruturas das comunidades (ANDRÉN 1994; WOODROFFE & GINSBERG, 1998).

No Brasil, o bioma Floresta Atlântica, que hoje corresponde a 12% de sua distribuição original, apresenta uma das maiores diversidades de mamíferos do mundo (REIS et al., 2006), com 298 espécies conhecidas (PAGLIA et al., 2012), porém diante do cenário de supressão de vegetação nativa de 23.540 hectares ao ano e apenas 8,5% dos remanescentes florestais maiores que 100 ha (RIBEIRO; METZGER; MARTENSEN, 2009; SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2011), muitas dessas espécies estão ameaçadas de extinção em razão da redução de áreas habitáveis (MMA, 2008).

Segundo a teoria de biogeografia de ilhas (MACARTHUR & WILSON, 1967) e sua adaptação no âmbito da biologia da conservação (DIAMOND, 1975; WILSON & WILLIS, 1975; SOULÉ; WILCOX; HOLTBY, 1979), a riqueza e abundância de espécies geralmente são mais elevadas em manchas maiores e menos isoladas, ou seja, muitos animais não são capazes de manter suas populações em fragmentos reduzidos e pouco conectados. Terborgh (1974) categorizou alguns grupos de mamíferos que são considerados propensos a se extinguirem e dentro de uma destas categorias estão os predadores de topo de cadeia e os maiores membros das guildas que necessitam de áreas de vida extensas para sobreviver. Entretanto, outras espécies de mamíferos podem prosperar e apresentar populações numerosas em manchas de menor tamanho (WHITCOMB et al., 1981; BOWERS & MATTER, 1997; CHIARELLO, 1999) e isso é passível de ocorrer com animais generalistas (TURNER, 1996) que podem obter da matriz antropizada recursos alimentares abundantes (CROOKS & SOULÉ, 1999).

De maneira geral, em fragmentos pequenos e isolados a competição interespecífica é atenuada, em consequência da ausência de algumas espécies competidoras (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010), a pressão de predação também é aliviada, já que muitos predadores de topo de cadeia não mantêm suas populações em ambientes com estas condições (TERBORGH, 1992), e a matriz além de não ser hostil para generalistas (ANDRÉN, 1994), ainda oferece alimentos em abundância. Assim, a comunhão desses fatores oferece condições favoráveis ao crescimento populacional exacerbado dos animais capazes de permanecer nestas manchas (CROOKS & SOULÉ, 1999).

Populações hiperabundantes de alguns mamíferos de médio porte foram registradas e muito estudadas principalmente na Ilha de Barro Colorado no Panamá (KAUFMANN, 1962; GLANZ, 1982; WRIGHT; GOMPPER; DELEON, 1994; GOMPPER, 1997). Neste local, algumas espécies apresentaram densidade populacional maior do que o esperado em comparação com outras localidades e, apesar de controverso (GLANZ 1990, 1991; WRIGHT; GOMPPER; DELEON, 1994), este aumento foi fortemente atribuído à ausência de predadores naturais e, conseqüentemente, do controle top-down (TERBORGH & WINTER, 1980; TERBORGH 1988, 1990, 1992).

Dentre as espécies encontradas em alta densidade na ilha, está *Nasua narica* (“White-nosed coati”), cuja distribuição abrange o sul dos Estados Unidos até o sul da América Central (GOMPPER & DECKER, 1998). Restrita à América do Sul (GOMPPER & DECKER, 1998), a outra espécie, menos estudada, de procionídeo do mesmo gênero, *Nasua nasua* (“Brown-nosed coati”), também já foi verificada com população muito numerosa, atribuída à escassez de predadores de topo de cadeia, em uma ilha recoberta pela Floresta Atlântica onde foi introduzida (BOVENDORP & GALETTI, 2007).

Os quatis são carnívoros generalistas que se organizam em bandos que podem conter até 30 membros e são compostos por fêmeas e indivíduos imaturos; machos adultos são solitários e aceitos nos grupos geralmente apenas no período de acasalamento (GOMPPER & DECKER, 1998; HIRSCH, 2007), que no sudeste do Brasil é em agosto, com nascimentos dos filhotes em dezembro (BEISIEGEL, 2001).

Outro fator que também pode influenciar a densidade populacional de quatis está relacionado ao modo com que utilizam os habitats (VALENZUELA & CEBALLO, 2000; HASS & VALENZUELA, 2002; BEISIEGEL, 2001; BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006). Estes animais podem ocupar florestas decíduas, sempre verdes e de galeria, Pantanal e Cerrado (SCHALLER, 1983, GOMPPER & DECKER, 1998; TROVATI; BRITO; DUARTE, 2010; BARROS & FRENEDOZO, 2010), além de áreas degradadas (CHIARELLO, 1999).

Entretanto, de forma genérica, habitats com maior disponibilidade de alimentos apresentam populações numerosas, pois são ocupados mais frequentemente do que aqueles com recursos reduzidos (BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006; HIRSCH, 2009).

Embora áreas florestadas geralmente apresentem elevada oferta e variedade de recursos alimentares (JANZEN, 1980), plantações agrícolas, cultivadas em grandes quantidades no entorno dos remanescentes, são potenciais fontes atrativas de recursos para animais onívoros (CROOKS & SOULÉ, 1999; CARYL; QUINE; PARK, 2012), e, dessa forma, podem ser consideradas como classe de habitat utilizável. Assim, mesmo que a dieta de quatis – que é constituída principalmente por frutos e invertebrados – seja variável em diferentes locais (BEISIEGEL, 2001; ALVES-COSTA; FONSECA; CHRISTÓFARO, 2004; BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006; SANTOS & BEISIEGEL, 2006; HIRSCH, 2009), itens obtidos a partir da matriz podem ser consumidos comumente por eles.

Os quatis também consomem ovos de aves e, de fato, como mamíferos escansoriais, são efetivos predadores de ninhos (TERBORGH; LOPEZ; TELLO, 1997; TERBORGH, 1999; GALETTI et al., 2009). Em locais onde suas populações são elevadas, assim como a de outros mesopredadores (mamíferos que ocupam níveis intermediários da cadeia trófica) os impactos sobre a avifauna podem ser bastante notáveis, resultando no declínio ou mesmo na extinção de algumas espécies, principalmente as que nidificam no solo (TERBORGH & WINTER, 1980; SOULÉ et al., 1988; COTÉ & SUTHERLAND, 1997; ROGERS & CARO, 1998). De fato, não somente os quatis, mas outros mamíferos como macaco-prego *Sapajus nigritus*, gambás *Didelphis* sp. e cutias *Dasyprocta* sp., além de aves e répteis Neotropicais, são importantes predadores de ninhos e influenciam significativamente o tamanho populacional de suas presas, de acordo com a própria densidade em que se encontram em determinadas áreas (TERBORGH, 1988; TERBORGH; LOPEZ; TELLO, 1997; TERBORGH et al., 2001; GALETTI et al., 2009).

A predação de ninhos se relaciona de forma inversamente proporcional com o tamanho dos fragmentos e com a porcentagem que coberturas de florestas ocupam na paisagem (WILCOVE, 1985; SMALL & HUNTER, 1988; ANDRÉN, 1992; ROBINSON et al., 1995), e pode ser o principal agente de mortalidade de aves, culminando em até 80% das perdas de ninhos (MARTIN, 1993). A taxa de predação depende das respostas, em nível populacional, dos potenciais predadores frente à fragmentação florestal e ao uso de matrizes antropizadas (ANDRÉN, 1992; NOUR; MATTHYSEN; DHONDT, 1993; CHALFOUN; THOMPSON; RATNASWAMY, 2002), sendo que populações abundantes exercem maior pressão sobre os ninhos (TERBORGH, 1988).

Frente aos registros de locais onde grandes carnívoros são escassos, mesopredadores são abundantes e algumas espécies de aves apresentam populações reduzidas, pesquisadores começaram a questionar a importância da pressão de predação na regulação das populações direta e indiretamente (TERBORGH & WINTER, 1980; GLANZ, 1982; EMMONS, 1984). Soulé e colaboradores (1988) formularam a teoria da liberação de mesopredadores (“mesopredator release”), segundo a qual, as densidades populacionais de mesopredadores podem variar entre áreas de acordo com a presença de predadores de topo de cadeia e, conseqüentemente, refletir diretamente na abundância das suas presas. Esta teoria então prevê interações positivas e indiretas de populações de grandes carnívoros, como *Puma concolor*, *Panthera onca* e *Leopardus pardalis*, com populações de aves (TERBORGH, 1992), e inversamente proporcional e direta com populações de mesopredadores (PRUGH et al., 2009).

O presente trabalho aborda relações entre tamanho populacional, uso do habitat, dieta e predação de ninhos artificiais de aves, tendo como espécie foco *Nasua nasua* devido à alta abundância em que geralmente é encontrada nos fragmentos (SCHALLER, 1983; CHIARELLO, 1999; CULLEN; BODMER; VALLADARES-PADUA, 2001; PÉREZ-IRINEO & SANTOS-MORENO, 2010). As espécies *Sapajus nigritus* (macaco-prego) e *Dasyprocta azarae* (cutia), foram incluídas em análises de densidade populacional e predação de ninhos, pois além de serem espécies comuns em florestas Neotropicais (BICCA-MARQUES; SILVA; GOMES, 2006; OLIVEIRA & BONVICINO, 2006), também estão entre os consumidores mais frequentes de ovos de aves (TERBORGH; LOPEZ; TELLO, 1997; TERBORGH et al., 2001; GALETTI et al., 2009).

No Paraná, estado onde este trabalho foi conduzido, a devastação abrupta da Floresta Atlântica resultou na permanência de pouco mais de 10% do bioma original (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2011). Sendo assim, muitos remanescentes florestais restantes, ainda que de porte relativamente pequeno (menos de 1000 ha), são relevantes do ponto de vista da conservação. Dessa forma, o estudo comparou a população de mesopredadores em duas áreas protegidas, outrora contínuas, mas hoje isoladas por uma matriz basicamente agrícola, sendo uma delas o dobro do tamanho da outra e inserida em uma paisagem bem menos fragmentada. Além disso, foram avaliados, especificamente para *Nasua nasua*, o uso dos habitats, considerando que a espécie geralmente prefere ambientes florestados (GOMPPER & DECKER, 1998; MARINHO-FILHO et al., 1998; TROVATI; BRITO; DUARTE, 2010), e a sua dieta frente à disponibilidade de recursos (milho) na matriz agrícola (BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006; HIRSCH, 2009), cuja utilização contribui para o crescimento

populacional de animais onívoros (CROOKS E SOULÉ, 1999). Esses aspectos, assim como aqueles relacionados à constituição sexo-etária e temporal dos grupos de quatis, foram abordados no Capítulo 1.

O Capítulo 2 relaciona a taxa de predação de ninhos artificiais de aves à densidade populacional de três mesopredadores (*N. nasua*, *Dasyprocta azarae* e *Sapajus nigrurus*) nos fragmentos estudados. Este capítulo teve como base predições abordadas na teoria da liberação de mesopredadores que se referem aos impactos que populações podem exercer sobre suas presas, dependendo da abundância em que se encontram (SOULÉ et al., 1988).

Os resultados desse estudo contribuem com informações sobre a biologia de *Nasua nasua*, uma espécie amplamente distribuída, mas relativamente pouco estudada. Além disso, evidenciam a influência da abundância populacional de algumas espécies de mesopredadores sobre suas presas e dos recursos obtidos em matrizes cultivadas. Dessa forma, subsidiam o manejo de áreas protegidas e sua biota, visando à manutenção da diversidade biológica em fragmentos pequenos e isolados, bem como a diminuição do conflito com as populações humanas no entorno dessas áreas.

Referências bibliográficas

ALVES-COSTA, C.P.; DA FONSECA, G.A.B.; CHRISTÓFARO, C. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v.85, p. 478-482, 2004.

ANDRÉN, H. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. **Ecology**, v.73, p. 794-804, 1992.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v.71, p.355-366, 1994.

BARROS, D. FRENEDOZO, R.C. Uso do habitat, estrutura social e aspectos básicos da etologia de um grupo de quatis (*Nasua nasua*, Linnaeus, 1766) (Carnivora: Procyonidae) em uma área de Mata Atlântica, São Paulo, Brasil. **Biotemas**, v. 23, p. 175-180, 2010.

BEISIEGEL, B.M. Notes on the coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in an Atlantic forest area. **Brazilian Journal of Biology**, v.61, p. 689-692, 2001.

BEISIEGEL, B.M.; MANTOVANI, W. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest areas. **Journal of Zoology**, v. 269, p. 77 – 87, 2006.

BICCA-MARQUES, J.C.; SILVA, V.M. da; GOMES, D.F. Ordem Primates. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Nelio Roberto dos Reis, 2006. p. 101-148.

BOVENDORP, R.S.; GALETTI, M. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. **Biological Invasions**, v. 9, p. 353-357, 2007.

BOWERS, M.A.; MATTER, S.F. Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. **Journal of Mammalogy**, v. 78, p. 999-1013, 1997.

CARYL, F.M.; QUINE, C.P.; PARK, A.J. Martens in the matrix: the importance of nonforested habitats for forest carnivores in fragmented landscapes. **Journal of Mammalogy**, v.93, p.464-474, 2012.

CHALFOUN, A.D.; THOMPSON III, F.R.; RATNASWAMY, M.J. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. **Conservation Biology**, v.16, p. 306-318, 2002.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v.89, p.71-82, 1999.

COTÉ, I.M.; SUTHERLAND, W.J. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. **Conservation Biology**, v.11, p. 395-405, 1997.

CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, v. 400, p. 563-566, 1999.

- CULLEN Jr, L.; BODMER, E.R.; VALLADARES-PADUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, v.35, p. 137-144, 2001.
- DIAMOND, J.M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for design of natural reserves. **Biological Conservation**, v.7, p. 129-145, 1975.
- EMMONS, L.H. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. **Biotropica**, v.12, p. 210-222, 1984.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.
- GALETTI, M.; BOVENDORP, R.S.; FADINI, R.F.; GUSSONI, C.O.A.; RODRIGUES, M.; ALVAREZ, A.D.; Jr GUIMARÃES, P.R.; ALVES, K. Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. **Zoologia**, v. 26, p. 288-298, 2009.
- GLANZ, W.E. The terrestrial mammal fauna of Barro Colorado Island: censuses and long-term changes. In: LEIGH, E.G.; JR RAND, A.S.; WINDSOR, D.M. (Eds.). **Ecology of a Tropical Forest**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1982. p. 455-468.
- GLANZ, W.E. Neotropical mammal densities: how unusual in the community on Barro Colorado Island, Panama? In: GENTRY, A.H. (Ed.). **Four neotropical forests**. Yale University Press, New Haven, 1990. p. 287-313.
- GLANZ, W.E. Mammalian densities at protected versus hunted sites in Central Panama. In: ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. (Eds.). **Neotropical wildlife use and conservation**. University of Chicago Press, Chicago, 1991. p. 163-173.
- GOMPPER, M.E. Population ecology of white-nosed coati (*Nasua narica*) on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Zoology**, v. 241, p. 441-455, 1997.
- GOMPPER, M.; DECKER, D.M. *Nasua nasua*. **Mammalian Species**, n. 580, p.1-9, 1998.
- HASS, C.C.; VALENZUELA, D. Anti-predator benefits of group living in white-nosed coatis (*Nasua narica*). **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 51, p. 570-578, 2002.
- HIRSCH, B.T. **Within-group position in ring-tailed coatis (*Nasua nasua*): balancing predation, feeding success, and social competition**. 2007. 329 f. Dissertation (Doctor of Philosophy in Anthropological Sciences) - Stony Brook University, New York.
- HIRSCH, B.T. Seasonal variation in the diet of ring-tailed coatis (*Nasua nasua*) in Iguazu, Argentina. **Journal of Mammalogy**, v.90, p. 136-143, 2009.
- JANZEN, D.H. **Ecologia vegetal nos Trópicos**. São Paulo: EPU/Edusp, 1980.
- KAUFMANN, J.H. Ecology and social behavior of the coati, *Nasua narica* on Barro Colorado Island, Panama. **University of California Publications in Zoology**, v. 60, p. 96-222, 1962.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton, NJ: Princeton University Press, 1967.

MARINHO-FILHO, J. RODRIGUES, F.H.G; GUIMARÃES, M.M.; REIS, M.L. Os mamíferos da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, DF. In: MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUES, F.H.G; GUIMARÃES, M.M. (Eds.). **Vertebrados da Estação Ecológica Águas Emendadas: história natural de cerrado do Brasil central**. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 1998.

MARTIN, T.E. Nest predation and nest sites. **Bioscience**, v.43, p. 523-532, 1993.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. MACHADO, A.B.M.; DRUMMOND, G.M.; PAGLIA, A.P. (Eds.). Brasília, DF, 2008.

NOUR, N.; MATTHYSEN, E.; DHONDT, A.A. Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. **Ecography**, v. 16, p. 111-116, 1993.

OLIVEIRA, J.A.; BONVICINO, C.R. Ordem Rodentia. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Nelio Roberto dos Reis, 2006. p. 347-400.

PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B.da; RYLANDS, A.B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L.M.S.; CHIARELLO, A.G.; LEITE, Y.L.R.; COSTA, L.P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M.C.M.; MENDES, S.L; TAVARES, V.da C.; MITTERMEIER, R.A.; PATTON, J.L. **Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/ Annotated Checklist of Brazilian Mammals**. 2ª Edição/ 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, n.6, Arlington, VA: Conservation International, 2012. 76 p.

PEKIN, B.K.; PIJANOWSKI, B.C. Global land use intensity and the endangerment status of mammal species. **Diversity and Distributions**, v.18, p. 909-918, 2012.

PÉREZ-IRINEO, G.; SANTOS-MORENO, A. Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros em uma selva mediana del noreste de Oaxaca, México. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 26, p. 721-736, 2010.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328p.

PRUGH, L.R.; STONER, C.J.; EPPS, C.W.; BEAN, W.T.; RIPPLE, W.J.; LALIBERTE, A.S.; BRASHARES, J.S. The rise of the mesopredator. **BioScience**, v.59, p.779-791, 2009.

REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Nelio Roberto dos Reis, 2006. 437p.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biology Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROBINSON, S.K.; THOMPSON III, F.R.; DONOVAN, T.M.; WHITEHEAD, D.R.; FAABORG, J. Regional Forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. **Science**, v. 267, p. 1987-1990, 1995.

ROGERS, C.M.; CARO, M.J. Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of mesopredator release hypothesis. **Oecology**, v.116, p.227-233, 1998.

SANTOS, V.A.; BEISIEGEL, B.M. A dieta de *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Parque Ecológico do Tietê, SP. **Revista Brasileira de Zoociências**, v.8, p.199-203, 2006.

SCHALLER, G.B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia**, v.31, p.1-36, 1983.

SMALL, M.F.; HUNTER, M.L. Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. **Oecologia**, v. 76, p. 62-64, 1988.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, SP, 2011.

SOULÉ, M.E.; WILCOX, B.A.; HOLTBY, C. Benign neglect: model of faunal collapse in the game reserves of east-Africa. **Biological Conservation**, v.15, p. 259-272, 1979.

SOULÉ, M.E., BOLGER, D.T., ALBERTS, A.C., WRIGHT, J., SORICE, M., HILL, S. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. **Conservation Biology**, v. 2, p. 75-91, 1988.

TERBORGH, J. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. **BioScience**, v. 24, p.715-722, 1974.

TERBORGH, J; WINTER, B. Some causes of extinction. In: SOULÉ, M.E. (Ed.) **Conservation biology: an ecological-evolutionary perspective**. Sunderland: Sinauer, 1980. p. 119-133.

TERBORGH, J. The big things that run the world – A sequel to E.O.Wilson. **Conservation Biology**, v.2, p.402-403, 1988.

TERBORGH, J. Seed and fruit dispersal - Commentary. In: K. S. BAWA AND M. HADLEY (Eds). **Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants**. Paris: The Patheron Publishing Group, 1990. p. 181-190.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, v. 24, p. 283-292, 1992.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; TELLO, J.S. Bird communities in transition: the Lago Guri Islands. **Ecology**, v.78, p.1494-1501, 1997.

TERBORGH, J. **Requiem for nature**. Washington DC: Island Press, 1999.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G. H. LAMBERT, T. D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, p. 1923–1926, 2001.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. *Fundamentos em ecologia*. Porto Alegre: Artmed, 3 ed., 2010. 576 p.

TROVATI, R. G.; BRITO, B. A.; DUARTE, J. M. B. Habitat use and home range of brown-nosed coati *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Cerrado biome. **Revista de Biologia Tropical**, v. 58, p. 1069-1077, 2010.

TURNER, I. M. Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 200-209, 1996.

VALENZUELA, D.; CEBALLOS, G. Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coati (*Nasua narica*) in a Mexican tropical dry forest. **Journal of Mammalogy**, v. 81, p. 810-819, 2000.

WHITCOMB, R. F.; ROBINS, C. S.; LYNCH, J. F.; WHITCOMB, B. L.; KLIMKIEWICZ, M. K.; BYSTRAK, D. Effects of forest fragmentation on avifauna of eastern deciduous forest. In: BURGESS, R. L.; SHARPE, D. M. (Eds). **Forest islands dynamics in man-dominated landscapes**. New York: Springer, 1981. p. 125-205.

WILCOVE, D. S. Nest predation in Forest Tracts and the Decline of Migratory Songbirds. **Ecology**, v. 66, p. 1211-1214, 1985.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation Biology. The science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates, 1986. p. 237-256.

WILSON, E. O.; WILLIS, E. Applied biogeography. In: CODY, M. L.; Diamond, J. M. (eds). **Ecology and evolution of communities**. Cambridge: Harvard University Press, 1975. pp. 522-534.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J. R. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science**, v. 280, p. 2126-2128, 1998.

WRIGHT, J. S.; GOMPPER, M. E.; DELEON, B. Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. **Oikos**, v. 71, p. 279-294, 1994.

CAPÍTULO 1

Tamanho populacional, uso do habitat e dieta de *Nasua nasua* (Carnivora, Procyonidae) em dois remanescentes de Floresta Atlântica com diferentes tamanhos, sul do Brasil

Resumo

Nasua nasua (“quati”) é um procionídeo de médio porte, distribuído amplamente pela América do Sul e comum em florestas neotropicais onde muitas vezes apresenta a maior abundância dentre os carnívoros. Em meio a outros fatores, as características da paisagem e a perda local de predadores de topo podem influenciar as densidades populacionais de mesopredadores como o quati, tornando-as maiores. Os quatis podem ocupar habitats variados e, apesar de serem onívoros, consomem principalmente frutos e invertebrados, podendo ainda se comportar de maneira oportunística na presença de recursos abundantes como aqueles encontrados em matrizes agrícolas. Este estudo foi conduzido de abril de 2012 a março de 2013 em duas áreas protegidas de Floresta Atlântica no sul do Brasil: o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) com 680 ha e o Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) com 354 ha. Com base nestas informações, três hipóteses foram formuladas: 1) a densidade populacional de *N. nasua* será maior no fragmento de menor tamanho; 2) em ambas as áreas, as porções florestais interiores serão ocupadas com maior frequência do que as áreas abertas de entorno; 3) embora a composição específica da dieta dos quatis possa diferir entre os fragmentos, em ambas haverá inclusão de recursos obtidos nas áreas de cultivos agrícolas no entorno. Variáveis populacionais foram obtidas por registros visuais ao longo de transecções lineares (227,66 km percorridos no PEVR e 217,65 km no PEMG). O uso do habitat foi avaliado por avistamentos da espécie (30 no PEVR e nove no PEMG) e distribuição espacial de amostras fecais (18 e duas, respectivamente), considerando as seguintes classes: floresta primária, floresta secundária e áreas abertas (borda). A dieta foi estudada por meio de observações diretas dos animais forrageando (12 no PEVR e sete no PEMG) e conteúdo de amostras fecais (18 e duas, respectivamente). Paralelamente foram calculadas métricas da paisagem (raio de 10 km) para cada fragmento, incluindo o tamanho médio das manchas, a porcentagem de cobertura florestada, a Densidade de Manchas de floresta, a Densidade de Borda, o Índice de Proximidade e de Circularidade. Conforme esperado, no fragmento florestal menor, a população de quatis foi mais elevada (128,95 vs 36 indivíduos/km²) e, nas duas áreas, os ambientes florestados foram ocupados com maior frequência. O milho foi consumido de fevereiro a setembro, período em que esteve disponível no entorno dos remanescentes estudados, ainda que a dieta da espécie tenha sido composta também por invertebrados e espécies de frutos (17 no PEVR e sete no PEMG). Os resultados sugerem que a maior densidade de *Nasua nasua* no menor fragmento esteja relacionada ao tamanho e grau de isolamento dessa área que parece afetar negativamente a população dos grandes predadores; e possa ser favorecida pela abundância de milho no entorno. Tal crescimento pode afetar negativamente a população de suas presas, além de causar conflitos com os

produtores de cultivos, fatores que precisam ser avaliados para subsidiar o manejo das áreas e das populações de quatis e outras espécies ali presentes.

Palavras-chave: Densidade. Liberação do mesopredador. Seleção de habitat. Matriz agrícola. Fragmentação florestal.

Abstract

Nasua nasua (“coati”) is a medium-sized procyonid, broadly distributed in South America and common in Neotropical forests where they are often the most abundant species among carnivores. Besides other factors, the landscape configuration and the local loss of top predators may influence the population densities of mesopredators, like coatis, by making them higher due to release from predation pressure. Coatis can occupy different habitats and, despite being omnivores, they eat mainly fruits and invertebrates, however they are able to obtain, by opportunity, food resources from the anthropic matrix. The present study was carried out in two protected areas of Atlantic forest on south Brazil from 2012/April to 2013/March: the Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) with 680 ha and the Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) with 354 ha. Based on these information, three hypotheses are taken as the foundation for the study: 1) the population density of *Nasua nasua* is higher in the smaller fragment; 2) in both areas, the forested portions are occupied more often than the open areas surrounding; 3) although the specific items in the diet of coatis may differ between the remnants, in both, there will be resources obtained from the crop matrix. Population variables were verified for each area by means of visual records throughout the line transects (227.66 km covered in PEVR and 217.65 km in PEMG). The habitat use was achieved by sightings of the species (30 in PEVR and 9 in PEMG) and by spatial distribution of the fecal samples, considering: old-growth forest, second-growth forest and open areas (edge). The diet was verified by means of directly observations of the foraging individuals (12 in PEVR and 7 in PEMG) and of collected fecal samples (18 and 2, respectively). In parallel some landscape metrics were calculated (10 km radius) for each fragment, including average patches size, percentage of forested cover, patch density, edge density, proximity index and circularity index. As expected, in the smaller forest fragment, the population of coatis was higher than in the larger one (128.95 vs 36 individuals/km²) and at both areas the forested environments were occupied more often. Corn was eaten from February to September, when it was available around the studied remnants, although the diet of this species has been comprised of invertebrates and some fruits (17 species in PEVR and 7 in PEMG). The results suggest that the higher density of *Nasua nasua* found in the smaller fragment is related to the size and isolation level of this area, which seem to affect negatively the apex predator’s populations. Furthermore, the increase in the population of this omnivorous mammal might be benefited by the abundance of resources around the forested fragments (corn). This increase may, than, affect negatively the population of their prey and may cause conflicts with farmers, factors that need to be evaluated to support the management of the areas and populations of coatis and other species present there.

Keywords: Density. Mesopredator release. Habitat selection. Crop matrix. Forest fragmentation.

Introdução

O gênero *Nasua* é constituído por duas espécies alopátricas de procionídeos de médio porte (NOWAK, 1999), *N. narica* e *N. nasua*, ambas comuns em florestas neotropicais e, geralmente, as mais abundantes dentre os carnívoros (SCHALLER, 1983; CHIARELLO, 1999; CULLEN; BODMER; VALLADARES-PADUA, 2001; PÉREZ-IRINEO & SANTOS-MORENO, 2010). Podem ocupar florestas decíduas, sempre verdes e de galeria, Pantanal e Cerrado (SCHALLER, 1983; GOMPPER & DECKER, 1998; TROVATI; BRITO; DUARTE, 2010; BARROS & FRENEDOZO, 2010), e são capazes de prosperar em áreas degradadas (Chiarello, 1999) e em ilhas oceânicas florestadas após serem introduzidas (TERBORGH, 1988; BOVENDORP & GALETTI, 2007; GALETTI et al., 2009). *Nasua narica* (“white-nosed coati”), distribuída do sul dos Estados Unidos até o sul da América Central (GOMPPER & DECKER, 1998), foi amplamente estudada, especialmente na Ilha de Barro Colorado, no Panamá, onde aspectos da sua biologia e ecologia foram detalhados (KAUFMANN, 1962; TERBORGH 1988; WRIGHT; GOMPPER; DELEON, 1994; GOMPPER, 1996, 1997). Já *N. nasua* (“brown-nosed coati”), apesar da ampla distribuição pela América do Sul, abrangendo Colômbia e Venezuela até o norte do Uruguai e Argentina (GOMPPER & DECKER, 1998), foi proporcionalmente menos estudada.

Os coatis ou quatis têm hábito escansorial e organização em bandos que, usualmente, contém até 30 indivíduos (GOMPPER E DECKER, 1998), embora já tenham sido observados grupos de *N. nasua* com 70 membros (ALVES-COSTA E ETEROVICK, 2007). Os grupos são compostos por indivíduos imaturos e por fêmeas, as quais geram de um a sete filhotes por ninhada (GOMPPER & DECKER, 1998; HIRSCH, 2007) após 74-77 dias de gestação (GOMPPER, & DECKER, 1998). No sudeste do Brasil, a época de acasalamento é em agosto e o nascimento dos filhotes se dá no início de dezembro (BEISIEGEL, 2001). Os machos são solitários e geralmente acompanham os grupos apenas no período de acasalamento (HIRSCH, 2007).

A densidade populacional destes animais pode sofrer variações, dentre outros fatores, em função da perda local de predadores de topo de cadeia (TERBORGH, 1992; TERBORGH; LOPEZ; TELLO, 1997; TERBORGH et al., 2001). Esse grupo, composto por grandes carnívoros, é propenso à extinção (“extinction prone-species” *sensu* TERBORGH, 1974) em ambientes com habitats reduzidos, devido à grande extensão de suas áreas de vida (WOODROFFE & GINSBERG, 1998; CHIARELLO, 1999; PRUGH et al., 2009). Com a

diminuição da pressão de predação exercida por esses grandes predadores, as populações de presas, geralmente espécies que ocupam a posição intermediária da cadeia alimentar e, por esse motivo chamados de mesopredadores (“mesopredators”), tendem ao aumento, em um processo conhecido como “mesopredator release” (SOULÉ et al., 1988).

Atualmente, a realidade do bioma de Floresta Atlântica é de paisagens fragmentadas com perda, diminuição e isolamento dos habitats (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2011), e extinções locais de carnívoros de grande porte e outras espécies de mamíferos (CHIARELLO, 1999). A exemplo, muitos predadores de quatis - *Panthera onca*, *Puma concolor*, *P. yagouaroundi*, *Leopardus pardalis*, *L. tigrinus*, *L. wiedii* e *Eira barbara* (EMMONS, 1987; HASS & VALENZUELA, 2002; DI BLANCO & HIRSCH, 2006; ROCHA-MENDES et al., 2010) – se encontram em algum grau de ameaça no Brasil, ao menos local ou regionalmente (MMA, 2008), possibilitando o aumento nas populações deste procionídeo.

De acordo com a aplicação da Teoria de Biogeografia de Ilhas (MCARTHUR & WILSON, 1967) na ecologia de paisagens (DIAMOND, 1975; WILSON & WILLIS, 1975; SOULÉ; WILCOX; HOLTBY, 1979), a abundância das populações, a riqueza e a diversidade, como no caso de algumas espécies de aves e mamíferos (ANDRÉN, 1994; MARTENSEN et al., 2012), tem relação positiva com o tamanho das áreas de habitat e negativa com o grau de isolamento destas áreas, principalmente, pois tais manchas tendem a oferecer menor quantidade de nichos (KISEL et al., 2011) e condições menos favoráveis à permanência de populações numerosas (FAHRIG, 2003). Todavia, em fragmentos pequenos, a redução no número de espécies pode ter como consequência o decréscimo na competição interespecífica (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010), e a baixa abundância e riqueza local de predadores de topo de cadeia (TERBORGH, 1974, WOODROFFE & GINSBERG, 1998; CHIARELLO, 1999) comprometem a eficiência no controle populacional exercido sobre as presas (TERBORGH, 1988). Diante disso, espécies capazes de prosperar nestes ambientes – usualmente generalistas (TURNER, 1996) – podem apresentar taxas de crescimento populacional elevadas quando comparadas àquelas que vivem em fragmentos maiores.

Além de interferir na abundância de grandes carnívoros, paisagens com baixo número, tamanho e conectividade de manchas de habitat tendem a dificultar a dispersão dos animais entre os fragmentos, fazendo com que se concentrem nas áreas que são relativamente maiores (FAHRIG, 2003). Assim, populações são encontradas em abundância, principalmente no caso

de generalistas que podem obter recursos alimentares provindos da matriz antropizada (ANDRÉN, 1994).

A disponibilidade de alimentos pode influenciar não apenas a densidade populacional, mas também a maneira com que os quatis utilizam os habitats (VALENZUELA & CEBALLO, 2000; HASS & VALENZUELA, 2002; BEISIEGEL, 2001; BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006). Dessa forma, habitats com maior disponibilidade de alimento são importantes para manter as populações e são ocupados com mais frequência do que habitats com menor disponibilidade (BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006; HIRSCH, 2009). Gompper e Decker (1998) relataram que *N. nasua* ocupa principalmente habitats florestados. Trovati e colaboradores (2010) também demonstraram preferência dos quatis em utilizar áreas florestadas e atribuíram-na à maior disponibilidade de alimentos que estas apresentam. Apesar da alta abundância e variedade de alimentos serem normalmente presentes em florestas tropicais (JANZEN, 1980), muitos cultivos agrícolas circundantes a estes ambientes proveem abundantes fontes de recursos para algumas espécies de mamíferos (CARYL; QUINE; PARK, 2012), principalmente para os generalistas (CROOKS & SOULÉ, 1999).

Os quatis são animais onívoros que consomem principalmente frutos e invertebrados (BEISIEGEL, 2001; ALVES-COSTA; FONSECA; CHRISTÓFARO, 2004; BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006; SANTOS & BEISIEGEL, 2006; HIRSCH, 2009), e são considerados importantes dispersores de sementes (ALVES-COSTA, 1998; ROCHA, 2001; ALVES-COSTA & ETEROVICK, 2007), pois removem a polpa dos frutos, reduzindo o ataque por fungos e deslocam-se por grandes distâncias antes de defecarem as sementes intactas, reduzindo as taxas de predação e de competição entre as plântulas (ALVES-COSTA & ETEROVICK, 2007). Dessa forma, atuam na manutenção dos ecossistemas e das fontes de alimentos presentes nos habitats que ocupam, inclusive em áreas degradadas, onde podem contribuir para sua recuperação (TERBORGH, 1990; BISBAL, 1993; CHIARELLO, 1999).

A dieta de *N. nasua* pode variar em função da disponibilidade dos recursos nos diferentes sítios e períodos sazonais (ROCHA, 2001; SANTOS & BEISIEGEL, 2006; ALVES-COSTA & ETEROVICK, 2007; HIRSCH, 2009; ROCHA-MENDES et al., 2010; AGUIAR et al., 2011). Deste modo, tratando-se de uma espécie generalista que geralmente consome itens mais abundantes (Alves-Costa; FONSECA; CHRISTÓFARO, 2004; BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006), os recursos cultivados no entorno de remanescentes florestais geralmente fazem parte da sua dieta.

O presente estudo, conduzido em dois fragmentos de Floresta Atlântica, com tamanhos distintos, mas outrora contínuos, buscou testar as seguintes hipóteses: 1) a

densidade populacional de *Nasua nasua* é maior no fragmento de menor tamanho; 2) em ambas as áreas, as porções florestais interiores serão ocupadas com maior frequência do que as áreas abertas de entorno; 3) embora a composição específica da dieta dos quatis possa diferir entre os fragmentos, em ambas haverá inclusão de recursos obtidos nas áreas de cultivos agrícolas no entorno.

Material e Métodos

Áreas de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) (23°27'S; 51°14' W), com aproximadamente 680 ha, e no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) (23°55'S; 51°57'W), com praticamente metade desse tamanho (354 ha), ambos localizados no estado do Paraná em domínio de Floresta Estacional Semidecidual, uma das fitofisionomias da Floresta Atlântica do sul do Brasil.

O PEMG é recoberto principalmente por floresta primária (aproximadamente 640 ha), embora duas áreas de 20 ha tenham sido restauradas em 1989 com espécies nativas, estando hoje recobertas por floresta secundária em processo de regeneração (VICENTE, 2006). O limite sul do PEMG é representado pelo ribeirão dos Apertados e o restante é circundado por terras cultivadas com soja e milho em regime de rodízio (SOARES-SILVA, 1990; BIANCHINI; PIMENTA; SANTOS, 2006). O PEVR, por sua vez, tem a maior parte da sua área recoberta por floresta secundária (aproximadamente 230 ha). No entanto, como esta possui quase 400 anos de desenvolvimento, praticamente não difere das florestas primárias da região (MIKICH & SILVA, 2001) e, foi tratada como tal no presente estudo. Já alguns locais do parque sofreram intervenções mais recentes, mais especificamente um horto florestal, com 16 ha, que foi abandonado em 1980 e atualmente encontra-se em estágio sucessional intermediário (MIKICH & SILVA, 2001), sendo essa porção tratada como floresta secundária em regeneração. Os rios Ivaí e Corumbataí representam os limites da porção leste e parte norte da área e, os demais, são compostos por terras cultivadas com soja e milho, também cultivados em regime de rodízio. Dessa forma, conforme pode ser apreciado na Tabela 1, as duas áreas diferem, basicamente, em função do tamanho.

Tabela 1. Características físicas e biológicas do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR), Paraná, Brasil.

	PEMG	PEVR
Tamanho da área	680 ha ⁽³⁾	354 ha ⁽²⁾
Área de Floresta primária	~640 ha	~338 ha
Área de floresta secundária	~40 ha	~16 ha
Altitude média	600 m ⁽³⁾	650 m ⁽²⁾
Clima	Subtropical úmido mesotérmico ou do tipo Cfa ⁽³⁾	Subtropical úmido mesotérmico ou do tipo Cfa ⁽²⁾
Período seco⁽¹⁾ (meses)	Outono e inverno (abril-setembro)	Outono e inverno (abril-setembro)
Período chuvoso⁽¹⁾ (meses)	Primavera e verão (outubro-março)	Primavera e verão (outubro-março)
Precipitação média anual⁽¹⁾	1400-1600 mm	1400-1500 mm
Temperatura média anual⁽¹⁾	21°C	20°C
Fitofisionomia da Floresta Atlântica	Floresta Estacional Semidecidual ⁽³⁾	Floresta Estacional Semidecidual ⁽²⁾
Espécies arbóreas mais abundantes nas áreas de floresta primária	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez., <i>Euterpe edulis</i> Martius, <i>Aspidosperma polyneuron</i> Mull. Arg, <i>Ficus</i> spp., <i>Inga marginata</i> Willd, <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart., <i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms., <i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Mull. Arg., <i>Trichilia clausenii</i> C.DC. ⁽⁷⁾	<i>Nectandra megapotamica</i> , <i>Euterpe edulis</i> , <i>Guarea kunthiana</i> A. Juss., <i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W. C. Burger, Lanjouw & Boer, <i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg., <i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck e <i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl. ⁽²⁾
Espécies arbóreas mais abundantes nas áreas de floresta secundária	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg., <i>Peltophorum dubium</i> (Sprengel) Taubert, <i>Colubrina glandulosa</i> Perkins, <i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan., <i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrabida ex Steudel ⁽³⁾	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume, <i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg., <i>Morus nigra</i> L., <i>Psidium guajava</i> L. ⁽²⁾
Plantações nas áreas de Borda	<i>Glycine max</i> (L.) Marr. (“soja”) e <i>Zea mays</i> L. (“milho”) ⁽³⁾	<i>G. max</i> (“soja”) e <i>Z. mays</i> (“milho”) ⁽²⁾

Carnívoros já registrados

Canidae	<i>Cerdocyon thous</i> ⁽⁵⁾	<i>C. thous</i> e <i>Pseudalopex gymnocercus</i> ⁽⁴⁾
Felidae	<i>Puma yagouaroundi</i> , <i>P. concolor</i> , <i>Leopardus pardalis</i> , <i>L. wiedii</i> , e <i>L. tigrinus</i> ⁽⁵⁾	<i>P. yagouaroundi</i> , <i>P. concolor</i> , <i>L. pardalis</i> , <i>L. wiedii</i> , <i>L. tigrinus</i> e <i>Panthera onca</i> ⁽⁴⁾
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i> e <i>Procyon cancrivorus</i> ⁽⁵⁾	<i>N. nasua</i> e <i>P. cancrivorus</i> ⁽⁴⁾
Mustelidae	<i>Eira barbara</i> , <i>Galictis cuja</i> , <i>Lontra longicaudis</i> ⁽⁵⁾	<i>L. longicaudis</i> , <i>Pteronura brasiliensis</i> , <i>Conepatus chinga</i> , <i>E. barbara</i> , <i>G. cuja</i> ⁽⁴⁾

Fonte: ⁽¹⁾Caviglione et al., 2000; ⁽²⁾Mikich & Silva, 2001; ⁽³⁾ Vicente, 2006; ⁽⁴⁾Rocha-Mendes et al., 2005; ⁽⁵⁾Rocha & Sekiama, 2006, ⁽⁷⁾Silveira, 2006.

Descrição da paisagem

A partir do centro dos dois remanescentes estudados foi delimitado um raio de 10 km – área de influência, segundo SNUC e CONAMA - para a descrição da paisagem circundante (Figura 1). Dentro deste limite, todos os fragmentos florestais foram marcados utilizando imagens de satélites disponíveis no Google Earth 2013. Posteriormente as áreas e perímetros desses fragmentos foram medidos com o auxílio do programa GE Path 1.4.6, e suas distâncias em relação aos parques foram obtidas por meio do programa GvSIG desktop1.12. Todas as medidas tiveram precisão de três casas decimais e escala de 1/130.000. Com base nos valores obtidos, foram calculados, para cada perímetro estudado: o tamanho médio dos fragmentos, porcentagem de área florestada, a Densidade de Manchas (“Patch Density”) de floresta, a Densidade de Borda (“Edge Density”) (HEROLD; SCEPAN; CLARKE, 2002), e o Índice de Proximidade (“Proximity Index”) (WHITCOMB et al., 1981, GUSTAFSON & PARKER, 1992), sendo que para o último foi considerada a distância em relação às áreas de estudo e não à mancha de floresta mais próxima, como usualmente é feito. Além disso, o Índice de Circularidade também foi calculado, sendo os fragmentos categorizados nas seguintes classes de configuração: arredondados quando o fator foi maior do que 0,8; alongado quando variou de 0,6 a 0,8; muito alongado quando foi menor do que 0,6 (GREGGIO; PISSARRA; RODRIGUES, 2009).

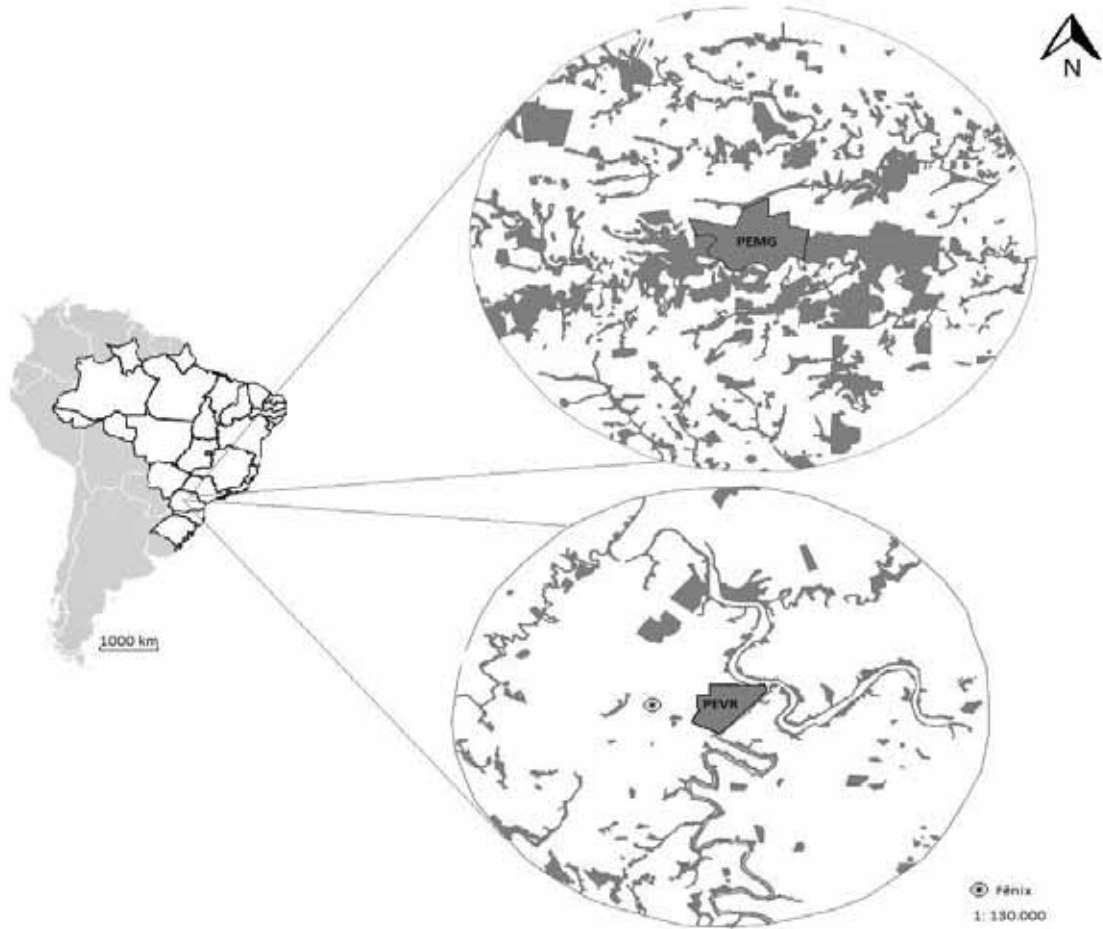


Figura 1. Localização do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e suas respectivas paisagens de entorno (raio de 10 km). Onde: cinza= áreas florestadas; branco = outros usos do solo (áreas antropizadas).

Censo e densidade populacional

O censo de *N. nasua* foi realizado por meio de transectos lineares pré-existentes nas duas áreas de estudo. No PEVR foram usados cinco transectos, totalizando 8.752 m, enquanto no PEMG, quatro transectos, totalizando 5.300 m, além de outros 1.200 m e 700 m em divisas nas bordas desses parques, respectivamente. Todos os transectos foram marcados a cada 50 metros, sendo percorridos no período da manhã (07h00-12h30) e retomados à tarde (13h30-17h30). Esse procedimento foi realizado mensalmente, de abril de 2012 a março de 2013, durante três dias consecutivos no PEMG e dois dias no PEVR, visando minimizar a diferença na extensão das trilhas entre as duas áreas e aproximar o esforço.

Os transectos foram percorridos em sequência aleatória, a uma velocidade média de 1 km/h e, quando necessário, as observações foram feitas com auxílio de binóculos. Além do registro de data e horários inicial e final dos percursos pelas trilhas, a cada visualização dos quatis, eram registrados: hora e local da observação (ponto no intervalo de 50 m), número de indivíduos por categoria sexo-etária e distância perpendicular do primeiro e do último indivíduo observado em relação ao centro da trilha. Para a caracterização sexo-etária, os quatis foram divididos em machos adultos ou fêmeas adultas ou não-adultos – aqui agrupados os dois sexos, fossem filhotes, infantes, juvenis ou subadultos.

Os dados de censo populacional foram analisados com auxílio do programa Distance 6.0 (BUCKLAND et al., 1993), seguindo recomendação de Peres & Cunha (2011) para o cálculo de densidade populacional a partir de transecções lineares. Em função do baixo número de avistamentos, as informações das duas áreas de estudo foram testadas de forma conjunta, totalizando 30 registros. Este programa também forneceu dados sobre número total de indivíduos por área (abundância) e tamanho médio e esperado dos grupos. O filtro foi avaliado pelo maior valor de GOF Chi-p (“Goodness-of-fit chi-square” test) associado a melhor curva, e o modelo, escolhido através do exame do AIC (Akaike Information Criteria), foi Half-normal/Cosine, tendo sido obtido o valor de largura efetiva (ESW), para as duas áreas, de 4,2 m (Coeficiente de Variação = 14,61%). A variância total foi determinada pela probabilidade de detecção, taxa de encontro e variação nos tamanhos dos grupos.

Foram comparados os encontros com a) grupos vs machos solitários e b) indivíduos adultos vs não-adultos, cujos percentuais relativos foram obtidos por meio da divisão pelo total de ocorrências.

Densidade populacional estimada para o gênero *Nasua*

Os dados de estimativas de densidade populacional e número total de indivíduos, para o PEVR e o PEMG, foram comparados com alguns dados da literatura para o gênero *Nasua* em diferentes localidades.

Predadores de topo

Todos os transectos e trechos de bordas percorridos durante o censo populacional de quatis nos dois fragmentos estudados foram também considerados para verificação da presença de predadores de topo de cadeia, além de mais dois dias no PEMG e três no PEVR de busca através de percursos aleatórios por todas as trilhas, sem controle de velocidade média. Esta metodologia foi executada mensalmente durante todo o ano de amostragem (abril 2012-março 2013) das 7h00 às 12h30 e das 13h30 às 17h30. Além das observações visuais ao longo desses transectos, foram também considerados eventuais registros produzidos pelas armadilhas fotográficas (vide o tópico para uso do habitat), fezes e pegadas com base na forma e medidas de tamanho, segundo Lima Borges e Tomás (2008). As pegadas foram registradas somente em trilhas e dias diferentes para evitar qualquer repetição e os pelos do predador encontrados nas amostras de fezes foram triados e preparados conforme Quadros e Monteiro-Filho (2006) para identificação da espécie. Cães domésticos foram considerados no estudo por terem sido observados, em algumas situações, caçando outros mamíferos em ambas as áreas estudadas.

Uso do habitat

Além dos dados de tipo de hábitat correspondentes aos registros obtidos durante o censo, essa informação foi complementada por percursos aleatórios conduzidos nos períodos da manhã (07h00-12h30) e da tarde (13h30-17h30), nos mesmos transectos por mais três dias consecutivos no PEVR e dois no PEMG, durante os 12 meses do estudo. A principal diferença em relação ao censo é que, a cada avistamento de quatis, estes eram seguidos a uma distância que causasse o mínimo de interferência possível no seu comportamento, pelo tempo que fosse possível, para complementação dos registros.

Durante a realização dos transectos, amostras de fezes de quatis, identificadas com base em caracteres morfométricos descritos em Lima Borges e Tomás (2008) e odor, foram coletadas e os pontos de coleta foram acrescentados às análises. Os dados obtidos sobre uso do habitat foram avaliados de forma conjunta e por estação do ano. Outros dois métodos foram, ainda, usados para complementar esses dados: o uso de marcadores plásticos inseridos

em alimento e armadilhas fotográficas. No primeiro método, 20 pedaços iguais de bananas (*Musa* sp.), cortados a partir de quatro unidades, foram distribuídos ao longo de uma única trilha em cada área mensalmente por dois dias de repetição, e distantes 50 m entre si (extensão de 1 km). Foram inseridas nos pedaços 20 miçangas coloridas, sendo que cada intervalo de 100 m (três pontos seguidos) era caracterizado por uma cor. No segundo método, três armadilhas fotográficas (Tigrinus® Digital 6.OD.) foram instaladas em pontos fixos e monitoradas durante os dois dias/mês em cada área, do início do estudo até o mês de setembro, visando identificar as espécies que consumiam parte das bananas ofertadas.

Para as análises dos dados foram calculadas a frequência de uso de determinado habitat, a proporção que cada habitat ocupa da área total e a proporção percorrida por habitat em relação à área total. Para averiguar se o uso do habitat foi diferente do esperado em relação ao esforço amostral, utilizou-se o Teste de Chi-Quadrado.

Dieta

Durante os cinco dias de percursos em campo por área, amostras de fezes de quatis, com base no formato, tamanho e odor (LIMA BORGES & TOMÁS, 2008), complementadas por aquelas em que os indivíduos que defecaram foram efetivamente observados, foram coletadas. As amostras foram lavadas em duas peneiras sobrepostas (0,7 e 0,4 mm) e secas ao sol em papel toalha. O conteúdo fecal foi triado e as sementes e restos de frutos foram encaminhados a especialista para identificação. A matéria animal, composta unicamente por restos de invertebrados, foi tratada como tal nas análises. Observações diretas do consumo de frutos, realizadas *ad libitum*, também foram incluídas nas análises. As espécies consumidas tiveram material biológico coletado para preparação de exsicatas e identificação por especialistas.

Para verificar se a dieta de quatis acompanhou a disponibilidade de recursos alimentares, os dados obtidos de consumo de frutos foram comparados com aqueles coletados anteriormente no PEVR por Mikich & Silva (2001), complementados por informações da literatura sobre fenologia na região sul do Brasil (PICCOLO & GREGOLIN, 1980; PEREIRA; RODRIGUES; MENEZES, 1995) para espécies presentes apenas no PEMG, e ainda, por observações pessoais, no caso de espécies cultivadas. A frequência de ocorrência de cada item alimentar foi calculada com base no total de itens registrados, considerando cada

observação ou cada amostra fecal encontrada como um evento. Invertebrados não foram identificados, embora estejam presentes nas análises e, para frutos, uma espécie é igual a um item alimentar.

Resultados

Descrição da paisagem

A paisagem na qual o PEVR está inserido apresenta 85 fragmentos, com tamanho médio de 28,6 ha (desvio padrão $\pm 40,9$), que representam em conjunto com o parque, 9% de área florestada. O valor de Densidade de Manchas de Floresta é de três fragmentos florestais/100 ha, de Densidade de Borda é 13 m/ha e o valor do Índice de Proximidade é 0,99. O Índice de Circularidade demonstrou que 22% dos fragmentos têm configuração alongada e 78% têm configuração muito alongada. Nenhum fragmento se enquadrou na classe com tendência ao arredondamento.

O PEMG tem em seu entorno 179 fragmentos florestais com tamanho médio de 36,8 ha (desvio padrão $\pm 121,2$), perfazendo com o parque um total de 23% de área florestada na paisagem. A Densidade de Manchas de Floresta é de cinco fragmentos/100 ha, a Densidade de Borda é 24 m/ha e o valor do Índice de Proximidade é igual a 1,79. Em relação à configuração dos fragmentos, 1% apresentou fator para forma arredondada, 24% alongada e 75% muito alongada.

No PEVR, o município ao qual pertence está localizado integralmente dentro do raio de 10 km considerado na paisagem, enquanto no PEMG, embora algumas construções urbanas estejam presentes, nenhum município se concentra dentro do raio (Figura 1).

Censo e densidade populacional

No período de abril de 2012 a março de 2013, o esforço de campo no PEMG foi de 252 horas, que correspondem a 217,65 km de transecções dedicados ao censo; para o PEVR, esses valores foram, respectivamente, 216 horas e 227,66 km.

O total de visualizações de quatis no PEMG foi oito, sendo seis encontros com grupos e dois com machos solitários. Foram contabilizados 69 indivíduos nesta área, dentre eles 29 adultos (42%) e 40 não-adultos (58%). Os grupos variaram de três a 22 indivíduos, sendo que o número de não-adultos por grupo variou de um a 14 indivíduos. Em apenas um dos encontros com bandos, em agosto de 2012, foi observada a presença de um macho adulto acompanhando as fêmeas.

No PEVR, por sua vez, foram registrados 23 encontros com quatis, dos quais 87% foram com grupos e 13% com machos solitários. No total, 196 quatis foram observados, sendo 88 adultos (45%) e 108 não-adultos (55%). Dentro dos grupos, o número de indivíduos visualizados variou de três a 10 e o número de não-adultos teve variação de dois a 13. Machos adultos foram registrados como parte dos grupos em três encontros, um em maio de 2012 e dois em agosto do mesmo ano.

Os valores de densidade populacional estimada e do número total de indivíduos/área foram maiores no PEVR em comparação com PEMG, enquanto que os valores encontrados para tamanho esperado do grupo e tamanho médio do grupo foram semelhantes entre os dois locais (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de densidade populacional, abundância e tamanhos médio e esperado de grupos de *Nasua nasua* no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Paraná, Brasil.

	PEVR	Intervalo de confiança (95%)	PEMG	Intervalo de confiança (95%)
Densidade Populacional (indivíduos/km ²)	128,95	44,10 - 377,00	36,00	6,61 - 196,04
Número total de indivíduos/área	456	156,00 - 1335,00	245	45,00 - 1333,00
Tamanho esperado do grupo	11,24 ± 2,63	6,94 - 18,20	8,25 ± 5,01	2,09 - 32,53
Tamanho médio do grupo	8,59 ± 0,97	6,79 - 10,85	8,62 ± 2,96	3,90 - 19,03
Probabilidade de detecção (%)	7,90%		2,70%	
Taxa de encontro (%)	71,80%		50,10%	

Variação nos tamanhos dos grupos (%)	20,30%	47,1%
--------------------------------------	--------	-------

Densidade populacional estimada para o gênero *Nasua*

De maneira geral, ambos os fragmentos do presente estudo apresentaram densidade populacional maior do que aquelas obtidas em outras áreas de maior tamanho, com exceção do PEMG quando comparado à Ilha de Barro Colorado, Panamá. Nesta mesma ilha, o número total de indivíduos estimado de *N. narica* é muito maior do que qualquer outra área (Tabela 3).

Tabela 3. Dados de literatura sobre estimativas de densidade populacional e número total de indivíduos do gênero *Nasua* (¹ *N. narica* e ² *N. nasua*), através de metodologias distintas, em áreas de diferentes tamanhos.

Local	Tamanho da área (km ²)	Densidade populacional (ind./km ²)	Número total de indivíduos estimado	Metodologia	Referência
Ilha de Barro Colorado, Panamá (Floresta Tropical) ¹	15,6	48,2 – 55,6	751,1 - 855,1	Censo por transecção/ Índice de Schnabel, Estimador de King	GOMPPER, 1994; WRIGHT; GOMPPER; DELEON, 1994; GOMPPER, 1997.
Rancho Acurizal, Brasil (Pantanal/Cerrado) ²					
Floresta decídua	12	6,2	74	Censo por transecção	SCHALLER, 1983
Floresta de galeria	6	13	78		
Áreas de Floresta Atlântica, Brasil: ²					
Parque Morro do Diabo	350	4,2	1470	Censo por transecção/ Distance	CULLEN; BODMER; VALLADARES-PADUA, 2001
Estação Ecológica de Caetetus	21,78	4,47	97,3		
Fazenda Mosquito	21	3,4	71,4		

Fazenda Tucano	20	3,11	62,2		
Fazenda Rio Claro	17	5,2	88,4		
Ilha Anchieta, Brasil: ² (Floresta Atlântica)	8,28	25,06	163,96	Censo por transecção/ Distance	BOVENDORP & GALETTI, 2007

Predadores de topo

No PEVR, apesar de cinco amostras de fezes terem sido coletadas durante os percursos pelos transectos durante 502 horas de busca, correspondentes a 354 km, nenhuma identificação foi possível. As armadilhas fotográficas ficaram acionadas por 288 horas em cada um dos fragmentos estudados e, neste de menor tamanho, houve apenas um registro fotográfico que indicou a presença de *Leopardus* sp., e por duas vezes cães de médio a grande porte foram vistos perseguindo quatis. Estes registros ocorreram pontualmente nos meses de fevereiro, julho, outubro, novembro e dezembro e não evidenciaram a presença permanente de felinos de maior porte no período de estudo.

No PEMG, a presença de felídeos e canídeos foi, de forma geral, confirmada através dos registros obtidos em percursos pelos transectos durante 468 horas de busca que correspondem a 300 km percorridos. Dentre estes registros, foram encontradas 16 amostras fecais, das quais cinco puderam ser identificadas e atribuídas a *Puma yagouaroundi*, *Leopardus pardalis* e *L. tigrinus*; seis visualizações diretas que incluíram de *Canis familiares* perseguindo quati e cutia, de *Puma concolor*, de *P. yagouaroundi* e de *Eira barbara*; um registro fotográfico de *E. barbara*; sete pegadas de *P. concolor* consideradas em trilhas, dias e meses diferentes. Em todos os meses de amostragem, com exceção de abril e outubro, pode-se verificar que predadores de topo de cadeias estavam presentes nesta área.

Uso do Habitat

O esforço de campo no PEVR foi de 354,748 km percorridos, com 30 visualizações dos animais e 18 amostras fecais coletadas. No PEMG, foram percorridos 300,100 km, com nove avistamentos e apenas duas amostras de fezes coletadas.

Em relação aos marcadores plásticos, em ambas as áreas foram ofertados 480 pedaços de bananas, totalizando, em média, 9600 miçangas. As armadilhas fotográficas capturaram imagens de, pelo menos, 12 pedaços sendo consumidos por quatis no PEVR e seis no PEMG em diferentes datas, porém nenhuma amostra fecal contendo esses marcadores foi encontrada nessas áreas. Dessa forma, a determinação do uso do habitat por meio desta metodologia não foi eficiente.

Dos 48 registros pontuais de quatis no PEVR, 83,3% foram realizados em floresta primária, 10,4% em floresta secundária e 6,3% em borda. Dessa forma, o uso do habitat pelos quatis foi proporcional à área que cada um desses ambientes ocupa dentro do PEVR e não foi significativamente diferente em relação ao esforço amostral despendido em cada um deles ($p = 0,72$) (Figura 2). Quanto à sazonalidade, houve registros de quatis em floresta primária em todas as estações do ano; no outono, inverno e primavera foram registrados em floresta secundária e somente no outono foram observados na borda.

No PEMG, 54,5% dos 11 registros de *N. nasua* foram realizados em floresta primária, 9% em floresta secundária e 36,5% em borda, valor este diferente do esperado com base no esforço amostral ($p = 0,00004$) (Figura 2). Em floresta primária, os animais foram observados em todas as estações do ano, já as áreas de floresta secundária foram utilizadas no verão e as áreas de borda, no outono e inverno.

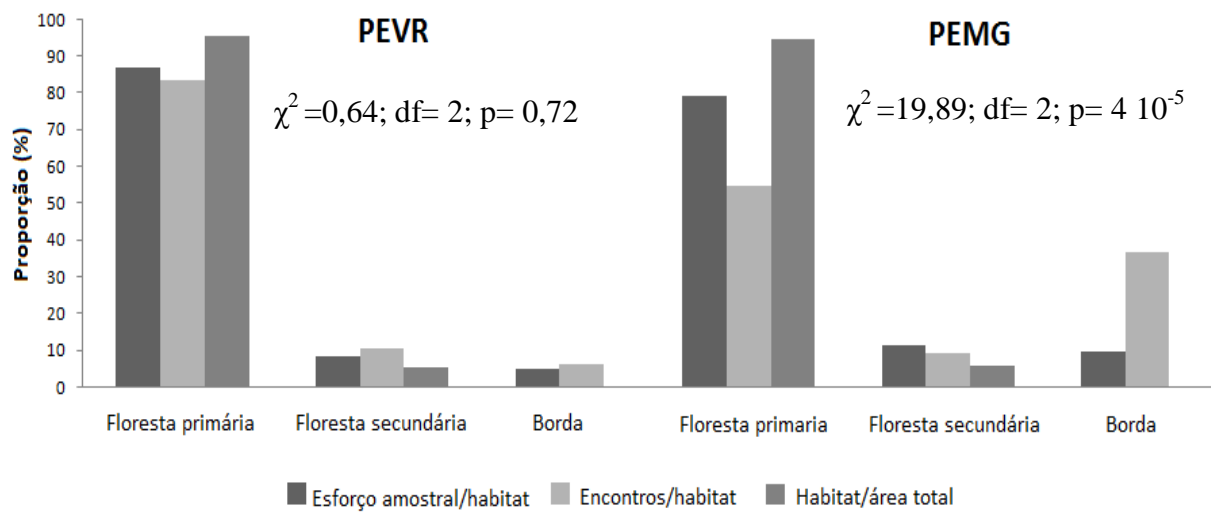


Figura 2. Proporção de registros de *N. nasua*, obtidos de abril de 2012 a março de 2013, nos diferentes habitats do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), sul do Brasil, em relação às áreas ocupadas por cada um desses habitats nos fragmentos de estudo e ao esforço amostral (distância percorrida por habitat).

Dieta

A análise da dieta de *N. nasua* no PEVR foi baseada em 18 amostras de fezes e 12 registros visuais que, somados, revelaram proporção de 83,7% de frutos e 16,3% de invertebrados. Dentre os frutos consumidos, *Maclura tinctoria* teve maior frequência (25,7%), seguida por *Ficus insipida* (11,4%), *F. guaranitica*, *Dendropanax cuneatum* e *Piper amalago* (8,5% cada), e *Zea mays* (5,7%), além de outras 12 espécies que, somadas, representaram 31,7% dos registros de consumo (Tabela 4).

Nesta área, frutos foram consumidos ao longo de praticamente todo o período do estudo, geralmente nos meses esperados de acordo com a fenologia de frutificação de cada espécie (Tabela 4). Das 18 amostras fecais analisadas no PEVR, 50% continham apenas uma espécie de frutos, 39% continham duas, 5,5% continham três e 5,5% continham quatro espécies.

No PEMG, onde apenas duas amostras de fezes foram coletadas e sete observações de forrageamento foram efetuadas, a dieta de *N. nasua* foi composta por 76,9% de frutos e 23,1% de invertebrados. Dentre os frutos consumidos, *Zea mays* foi a espécie mais frequente (23%);

Frutos

<i>Ficus guaranitica</i> ³		X										
	*	*	*	*	*	**	**	**	*	*	*	*
<i>Jaracatia spinosa</i> ¹		X										
	*	**	**	*								
<i>Melia azedarach</i> L. ⁴				X								
	*	*	*	*						*	**	*
<i>Zea mays</i> ²						X	X	X				
				*	*	**	**	**	*			
<i>Persea americana</i> Mill. ¹								X				
			*	**	**	*	*					
Cactaceae				X								
Myrtaceae				X								
Não identificada				X								
Invertebrados				X				X				

Fonte: ¹MIKICH & SILVA (2001); ² Observação pessoal; ³ PEREIRA; RODRIGUES; MENEZES (1995); ⁴ PICCOLO & GREGOLIN (1980).

Discussão

No fragmento florestal de menor tamanho (PEVR - 354 ha) foi observado que a densidade populacional de *Nasua nasua* é maior do que no fragmento com quase o dobro de área (PEMG - 680 ha), o que corrobora a primeira hipótese do trabalho. Em ambos remanescentes, a floresta primária foi utilizada com maior frequência (83,3% no PEVR e 54,5% no PEMG) em relação aos outros ambientes de acordo com o previsto na segunda hipótese, porém no PEMG, a ocupação de áreas de borda foi mais frequente em relação à floresta secundária (36,5% vs 9%), o que diferiu do PEVR, onde esta foi mais utilizada do que áreas abertas de entorno (10,4% vs 6,3%). Também de acordo com a terceira hipótese, os itens na dieta de quatis variaram qualitativamente entre os remanescentes, porém o recurso ofertado pela matriz agrícola de entorno, no caso, milho, foi consumido por estes animais em ambos os locais.

As métricas da paisagem revelaram algumas diferenças importantes entre o PEVR e o PEMG quanto ao número, tamanho e conectividade entre as manchas florestadas. De acordo com o Índice de Proximidade, com a Densidade de Borda e a Densidade de Mancha, o PEMG

está inserido em paisagem mais heterogênea e com maior número de fragmentos, além de ser menos isolado em relação às outras manchas de mesma classe (HARGIS; BISSONETTE; DAVID, 1998; HEROLD; SCEPA; CLARKE, 2002), comparando com o PEVR. Os cálculos do tamanho médio dos fragmentos de entorno e da porcentagem da paisagem ocupada por florestas também confirmam a divergência entre os sítios. Segundo a Hipótese de Heterogeneidade (MCARTHUR & WILSON, 1967), paisagens mais heterogêneas apresentam maior riqueza de habitats e, conseqüentemente, riqueza e abundância das espécies, o que é reforçado também pelo aumento de nichos (KISEL et al., 2011).

Considerando que a quantidade de habitat é tida como o principal “driver” para abundância e diversidade (TRZCINSKI; FAHRIG; MERRIAM, 1999; FAHRIG, 2003), o PEMG, ao contrário dos resultados, deveria ter apresentado populações de quatis mais abundantes do que o PEVR, que está inserido em paisagem mais homogênea de matriz agrícola. Entretanto, a redução da conectividade e o decréscimo no tamanho dos fragmentos contribuem para diminuição na movimentação individual entre os habitats (FAHRIG, 2003) podendo ocasionar o acúmulo das populações dentro dos fragmentos pequenos e isolados, especialmente para animais generalistas que são capazes de utilizar determinados recursos tróficos inseridos na matriz (ANDRÉN, 1994), como aconteceu com quatis.

Dessa forma, a considerável abundância de *Nasua nasua* no fragmento de menor tamanho pode estar relacionada com a redução na conectividade com outras manchas de mesma classe, que culmina na permanência dos indivíduos dentro destes fragmentos, com possibilidade de sobrevivência através da matriz que serve de fonte de alimento. Então, os resultados demonstram que a densidade populacional de quatis no PEMG é coerente com o que se espera pela paisagem onde esta área se localiza, mas no PEVR a densidade pode estar acentuada devido ao ambiente propício para crescimento populacional de generalistas que provavelmente circulam menos entre os remanescentes e podem manter a população com auxílio da disponibilidade de alimentos provinda da matriz antropizada.

Outro fator que pode influenciar a variação no tamanho populacional de quatis entre os dois sítios é a presença/ausência de predadores de topo de cadeia, que regulam a densidade de mesopredadores. Muitos autores defendem que a redução do controle top-down levou ao aumento populacional de mamíferos na Ilha de Barro Colorado, Panamá (TERBORGH, 1988, 1990, 1992), na Ilha Anchieta, Brasil (BOVENDORP & GALETTI, 2007) e em outras localidades (EMMEL, 1976; TERBORGH et al., 2001; CUPPLES et al., 2001; BARTON, 2003). O PEMG tem o dobro de área que o PEVR e, se considerarmos a alta conectividade direta com outros fragmentos do entorno, o fragmento perfaz cerca de 2800 ha (VICENTE,

2006), tamanho suficiente para atender a demanda de área de vida de alguns predadores (SCOGNAMILLO et al., 2003; CHEIDA et al., 2006); e apresenta maior porcentagem de floresta na paisagem, ou seja, quantidade de habitat adequado, que então, pode favorecer o aumento na riqueza ou abundância de espécies (MCARTHUR & WILSON, 1967) desta guilda.

A pressão de predação tende a ocorrer mais intensamente sobre populações de presas, como quatis, onde há maior abundância dos predadores (TERBORGH, 1988) e com menos intensidade onde tais espécies ocorrem em menor abundância ou riqueza. A comunidade de predadores de topo parece ser mais rica e abundante, visto que se refletem na quantidade de vestígios (CROOKS, 2002), no fragmento de maior tamanho em comparação com o menor e esse fator pode estar contribuindo com a densidade inferior de quatis nesta primeira área, através do controle de predação.

À parte da utilização de metodologias distintas (exceto CULLEN; BODMER; VALLADARES-PADUA, 2011 e BOVENDORP & GALETTI, 2007), o valor encontrado de densidade populacional no menor fragmento do presente trabalho foi consideravelmente mais alto em relação aos da literatura para o gênero *Nasua* e também aos encontrados para o outro fragmento estudado.

Os dados sobre composição dos grupos de quatis são coerentes com os da literatura sobre número de indivíduos, frequência de não adultos nos grupos e taxas de encontros com grupos e machos solitários (SCHALLER, 1983; GOMPPER, 1994; GOMPPER, 1997; GOMPPER & DECKER, 1998; BEISIEGEL, 2001; BARROS & FRENEDOZO, 2010). Comparando as duas áreas, o PEMG apresentou variação maior no tamanho dos bandos (3-22 indivíduos vs 3-10 indivíduos), mas em ambos remanescentes o tamanho médio foi semelhante. Geralmente, a taxa de predação é menor em grupos mais numerosos de quatis (HASS E VALENZUELA; 2002) devido ao comportamento de vigilância e defesa (DI BLANCO & HIRSH, 2006), e bandos com mais indivíduos são capazes de afugentar competidores interespecíficos e intraespecíficos com elevada taxa de sucesso (GOMPPER, 1996). Por outro lado, grupos numerosos podem ter mais dificuldades em obter alimentos. No caso de quatis, por exemplo, indivíduos solitários como machos adultos apresentam melhor sucesso de forrageio do que membros de grupos grandes (GOMPPER, 1996).

A presença de machos nos grupos em agosto nos dois fragmentos florestais foi compatível com o período de reprodução da espécie no Brasil (BEISIEGEL, 2001), pois os filhotes foram observados entre novembro e dezembro, contemplando o período de gestação de 74-77 dias (GOMPPER & DECKER, 1998). Porém, no PEVR o encontro com machos nos

grupos no mês de maio não era esperado. Este fato já foi relatado para *Nasua narica* (GOMPPER & KRISLEY, 1992) e também para *N. nasua* (COSTA; MAURO; SILVA, 2009; BARROS & FRENEDOZO, 2010; TROVATI; BRITO; DUARTE, 2010), e Gompper (1996) sugere que esta alteração na estrutura social pode ocorrer onde fontes de recursos são relativamente abundantes. De acordo, a abundância de milho na área de entorno, associada com o consumo deste item no mês de maio, poderia oferecer condições para esta mudança e talvez o fato de não ter sido registrada no PEMG esteja relacionado ao baixo número de contatos com a espécie. No entanto, outros fatores podem influenciar a tolerância de machos pelos bandos, como a intensidade da competição intersexual, parasitas, densidade de predadores, tamanho e coesão dos grupos, parentesco dentro dos bandos e relação entre machos e membros (GOMPPER & KRISLEY, 1992). Estes fatores devem ser medidos e comparados especificamente para que sua importância relativa possa ser avaliada, mas, de maneira geral, alterações na estrutura dos grupos podem ser decorrentes da plasticidade nos comportamentos sociais da espécie (GOMPPER & KRISLEY, 1992; VALENZUELA & CEBALLO, 2000; TROVATI; BRITO; DUARTE, 2010), assim como no caso de outros carnívoros (MACDONALD, 1983).

Em ambos os fragmentos estudados, *N. nasua* utilizou os três tipos de habitats avaliados. De fato, os quatis podem habitar uma variedade de ambientes, de acordo com a disponibilidade de recursos que eles oferecem (BEISIEGEL, 2001; BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006). Habitats florestados são fontes abundantes de alimentos para estes animais (MIKICH, 2001; ALVES-COSTA; FONSECA; CHRISTÓFARO, 2004; HIRSCH, 2009; TROVATI; BRITO; DUARTE, 2010), e foram mais ocupados em relação às áreas abertas de borda. A floresta primária foi onde os quatis foram observados com maior frequência e é a que oferece a maior diversidade de espécies zoocóricas (MIKICH & SILVA, 2001). Além disso, este ambiente ocupa a maior proporção de área dentro dos remanescentes, sendo então essencial fonte para o forrageamento dos animais.

O uso de áreas de borda pode ser justificado pelo cultivo de milho. No PEVR, dentro dos quatro meses de maior disponibilidade deste item, somente em julho estes animais não foram vistos nas plantações. No PEMG, o número de visualizações de quatis foi reduzido, mas nota-se também que a ocupação deste habitat coincidiu com o período de oferta do mesmo e foi até maior do que o uso de floresta secundária, o que elucidou o potencial dos ambientes antropizados em atrair generalistas.

De forma geral, a ocupação de habitats nos dois fragmentos seguiu padrões de disponibilidade de recursos alimentares, conforme esperado para espécie, apesar das

diferenças nas densidades populacionais encontradas. As implicações do consumo de itens que são oferecidos constantemente em abundância através de atividades agrícolas podem ter potencial de favorecer o aumento populacional de espécies generalistas (CROOKS E SOULÉ, 1999). Além disso, sugere-se que com indivíduos fora dos fragmentos, o tempo despedido para o forrageio de frutos dentro dele pode ser reduzido e, conseqüentemente, pode afetar, de alguma forma, a dispersão de sementes.

Alves-Costa e colaboradores (2004) e Hirsch (2009) sugeriram que devido à redução da oferta de invertebrados em períodos secos, espécies de plantas que frutificam nestas épocas exercem importante função na sobrevivência das populações de quatis. Entretanto, o consumo de frutos foi muito maior do que o de invertebrados durante todo ano em ambos os fragmentos, mesmo sendo os itens qualitativamente variáveis. Dessa forma, no presente estudo, frutos foram mais representativos na dieta desses animais, porém é comum que haja variações nos hábitos alimentares de generalistas, que podem ser decorrentes de flutuações na abundância de recursos a cada ano (ALVES-COSTA; FONSECA; CHRISTÓFARO, 2004). Isso pode explicar também alterações na proporção de consumo fruto-invertebrado em diferentes regiões e estações do ano encontradas na literatura (BISBAL, 1986; REDFORD & STEARMAN, 1993; ALVES-COSTA; FONSECA; CHRISTÓFARO, 2004; BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006; SANTOS & BEISIEGEL, 2006; HIRSCH, 2009).

A maior parte das amostras fecais coletadas continha uma ou duas espécies de frutos e segundo Alves-Costa e Eterovick (2007), cujos dados são condizentes, este número reduzido é fundamental para a efetividade de dispersão de sementes por quatis, devido à diminuição da competição interespecífica das plantas durante o desenvolvimento. Rocha (2001) observou que *Nasua nasua* atuou como dispersor de quase todas os frutos que consumiu, inclusive de *Ficus* spp., *Maclura tinctoria*, *Jaracatia spinosa*, *Melia azedarach* e *Miconia* sp., espécies relatadas no presente estudo. O autor considerou a ação sobre *Persea americana* como neutra, porém a retirada da polpa também contribui para o sucesso de germinação das sementes (ALVES-COSTA & ETEROVICK, 2007). Então, é provável que os quatis contribuam com a manutenção dos fragmentos estudados através do consumo e dispersão das espécies vegetais, principalmente em floresta primária, habitat utilizado com maior frequência.

Com os resultados desse estudo é possível concluir que a alta densidade populacional de quatis encontrada no fragmento florestal de menor tamanho pode estar relacionada principalmente com características da paisagem que o circunda, além de fontes de alimentos abundantes obtidas por meio da matriz agrícola, que beneficia a permanência de populações numerosas. Aparentemente, a comunidade de predadores de topo de cadeia é menos rica e

abundante na área menor, o que pode estar contribuindo com a ocorrência de elevada densidade de quatis neste local, já que o controle top-down é considerado como um fator passível de influenciar o aumento populacional através do abrandamento da pressão de predação (SOULÉ et al., 1988). Esse fator deve ser destacado, pois os processos de fragmentação, com consequente perda de habitats, são contínuos e podem impactar a comunidade de grandes carnívoros (TERBORGH, 1974; FAHRIG, 2003). Cabe ressaltar também, que populações muito densas, como no caso de quatis no PEVR, devem ser frequentemente monitoradas e, se necessário, manejadas de forma responsável, pois podem resultar na redução ou extinção dos itens consumidos pelos animais hiperabundantes (TERBORGH, 1988), como o caso das aves cujos ninhos são predados por esses animais (TERBORGH & WINTER, 1980; SOULÉ et al., 1988; COTÉ & SUTHERLAND, 1997; ROGERS & CARO, 1998). Da mesma forma, como fazem outros grupos animais, podem causar conflitos com produtores no entorno de áreas protegidas, comprometendo a participação desses atores nos esforços locais de conservação (THOULESS & SAKWA, 1995; HILL, 2000; SITATI et al., 2003; GADD, 2005; STRUM, 2010; WALLACE & HILL, 2012).

Referências bibliográficas

AGUIAR, L.M.; MORO-RIOS, R.F.; SILVESTRE, T.; SILVA-PEREIRA, J.; BILSKI, D.R.; PASSOS, F.C.; SEKIAMA, M.L.; ROCHA, V.J. Diet of Brown-nosed coatis and crab-eating raccoons from a mosaic landscape with exotic plantations in southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.46, p. 153-161, 2011.

ALVES-COSTA, C.P **Frugivoria e dispersão de sementes por quatis (Procyonidae: *Nasua nasua*) no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, MG**. 1998. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ALVES-COSTA, C.P; DA FONSECA, G.A.B.; CHRISTÓFARO, C. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 85, p. 478-482, 2004.

ALVES-COSTA, C.P.; ETEROVICK, P.C. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. **Acta Oecologica**, v. 32, p. 77-92, 2007.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, p.355-366, 1994.

BARROS, D. FRENEDOZO, R.C. Uso do habitat, estrutura social e aspectos básicos da etologia de um grupo de quatis (*Nasua nasua*, Linnaeus, 1766) (Carnivora: Procyonidae) em uma área de Mata Atlântica, São Paulo, Brasil. **Biotemas**, v. 23, p. 175-180, 2010.

BARTON, B.T. **Cascading effects of predator removal on the ecology of sea turtle nesting beaches**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências) - University of Central Florida, Orlando.

BEISIEGEL, B.M. Notes on the coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in an Atlantic forest area. **Brazilian Journal of Biology**, v.61, p.689-692, 2001.

BEISIEGEL, B.M.; MANTOVANI, W. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest areas. **Journal of Zoology**, v. 269, p. 77 – 87, 2006.

BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; SANTOS, F. A. M. Fenologia de *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler) Engl. (Sapotaceae) em floresta semidecidual do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.29, p.595-602, 2006.

BISBAL, F.J. Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). **Mammalia**, v. 50, p. 329-339, 1986.

BISBAL, F.J. Human impact on the carnivores of Venezuela. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 28, p. 145-156, 1993.

BOVENDORP, R.S.; GALETTI, M. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. **Biological Invasions**, v. 9, p. 353-357, 2007.

BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P.; LAAKE, J.L. **DISTANCE Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations**. London: Chapman & Hall, 1993.

CARYL, F.M.; QUINE, C.P.; PARK, A.J. Martens in the matrix: the importance of nonforested habitats for forest carnivores in fragmented landscapes. **Journal of Mammalogy**, v.93, p.464-474, 2012.

CAVIGLIONE, J.H.; KIIHL, L.R.B.; CARAMORI, P.H.; OLIVEIRA, D. **Cartas climáticas do Paraná**. Londrina : IAPAR, 2000.

CHEIDA, C.C.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; ROCHA-MENDES, F.; QUADROS, J. Ordem Carnivora. In: REIS, N.R.; PERACHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, Paraná: Editora da Universidade Estadual de Londrina, 2006.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v.89, p.71-82, 1999.

COSTA, E.M.J.; MAURO, R.A.; SILVA, J.S.V. Group composition and activity patterns of brown-nosed coatis in savanna fragments, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.69, p. 985-991, 2009.

COTÉ, I.M.; SUTHERLAND, W.J. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. **Conservation Biology**, v.11, p. 395-405, 1997.

CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, v. 400, p. 563-566, 1999.

CROOKS, K.R. The relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 488-502, 2002.

CULLEN Jr, L.; BODMER, E.R.; VALLADARES-PADUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, v.35, p. 137-144, 2001.

CUPPLES, J.B.; CROWTHER, M.S.; STORY, G.; METNIC, M. Dietary overlap and prey selectivity among sympatric carnivores: could dingoes suppress foxes through competition prey? **Journal of Mammalogy**, v.92, p.590-600, 2011.

DI BLANCO, Y.; HIRSCH, B.T. Determinants of vigilance behavior in the ring-tailed coati (*Nasua nasua*): the importance of within-group spatial position. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 61, p. 173-182, 2006.

DIAMOND, J.M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for design of natural reserves. **Biological Conservation**, v.7, p. 129-145, 1975.

EMMEL, C.T. **Population biology**. London: Chapman and Hall Ltd, 1976. p. 371.

EMMONS, L.H. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 20, p.271-283, 1987.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

GADD, M.E. Conservation outside of parks: attitudes of local people in Laikipia, Kenya. **Environmental Conservation**, v.32, p. 50-63, 2005.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R.S.; FADINI, R.F.; GUSSONI, C.O.A.; RODRIGUES, M.; ALVAREZ, A.D.; Jr GUIMARÃES, P.R.; ALVES, K. Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. **Zoologia**, v. 26, p. 288-298, 2009.

GOMPPER, M.E.; KRISLEY, J.S. Variation in social behavior of adult male coatis (*Nasua narica*) in Panama. **Biotropica**, v.24, p. 216-219, 1992.

GOMPPER, M.E. **The importance of ecology, behavior, and genetics in the maintenance of coati (*Nasua nasua*) social structure**. 1994. Tese (Doutorado) - University of Tennessee, Knoxville.

GOMPPER, M.E. Sociality and asociality in white-nosed coatis (*Nasua narica*): foraging costs and benefits. **Behavioral Ecology**, v. 7, p.254-263, 1996.

GOMPPER, M.E. Population ecology of white-nosed coati (*Nasua narica*) on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Zoology, London**, v.241, p. 441-455, 1997.

GOMPPER, M.; DECKER, D.M. *Nasua nasua*. **Mammalian Species**, v. 580, p.1-9, 1998.

GREGGIO, T.C.; PISSARRA, T.C.T.; RODRIGUES, F.M. Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal – SP. **Árvore**, v. 33, p.117-124, 2009.

GUSTAFSON, E.J.; PARKER, G.R. Relationships between land cover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, v.7, p.101-110, 1992.

HARGIS, C.D.; BISSONETTE, J.A.; DAVID, J.L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. **Landscape Ecology**, v. 13, p. 167-186, 1998.

HASS, C.C.; VALENZUELA, D. Anti-predator benefits of group living in white-nosed coatis (*Nasua narica*). **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 51, p. 570-578, 2002.

HEROLD, M.; SCEPAN, J.; CLARKE, K.C. The use remote sensing and landscape metrics to describe structures and changes in urban land uses. **Environment and Planning A**, v.34, p.1443-1458, 2002.

HILL, C.M. Conflict of interest between people and baboons: crop raiding in Uganda. **International Journal of Primatology**, v. 21, p. 299-315, 2000.

HIRSCH, B.T. **Within-group position in ring-tailed coatis (*Nasua nasua*): balancing predation, feeding success, and social competition.** 2007. Tese (Doutorado) - Stony Brook University, New York.

HIRSCH, B.T. Seasonal variation in the diet of ring-tailed coatis (*Nasua nasua*) in Iguazu, Argentina. **Journal of Mammalogy**, v.90, p. 136-143, 2009.

JANZEN, D.H. **Ecologia vegetal nos Trópicos.** São Paulo: EPU/Edusp, 1980.

KAUFMANN, J.H. Ecology and social behavior of the coati, *Nasua narica* on Barro Colorado Island, Panama. **University of California Publications in Zoology**, v. 60, p. 96-222, 1962.

KISEL, Y.; MCLNNES, L.; TOOMEY, N.H.; ORME, D.L. How diversification rates and diversity limits combine to create large-scale species-area relationship. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 366, p. 2514-2525, 2011.

LIMA BORGES, P.A.; TOMÁS, W.M. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal.** Corumbá: Embrapa Pantanal, 2008. 139p.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography.** Princeton, NJ: Princeton University Press, 1967.

MACDONALD, D.W. The ecology of carnivore social behavior. **Nature**, v. 301, p.379-384, 1983.

MARTENSEN, A.C.; RIBEIRO, M.C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Associations of Forest cover, fragment area, and connectivity with Neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v.26, p.1100-1111, 2012.

MIKICH, S.B. **Frugivoria e dispersão de sementes em uma pequena reserva isolada do Estado do Paraná, Brasil.** 2001. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MIKICH, S.B.; SILVA, S.M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 15, p. 89-113, 2001.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** MACHADO, A.B.M.; DRUMMOND, G.M.; PAGLIA, A.P. (Eds). Brasília, DF, 2008.

NOWAK, R.M. **Walker's Mammals of the World.** Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press, 1999. 6 ed., v.1.

PEREIRA, R.A.S.; RODRIGUES, E.; MENEZES Jr., A.O. Fenologia de *Ficus guaranitica* Chodat & Vischer. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 16, p.129-135, 1995.

PERES, C.A.; CUNHA, A.A. Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. **Wildlife Technical Series**, Wildlife Conservation Society, Brasil, 2011.

PÉREZ-IRINEO, G.; SANTOS-MORENO, A. Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros em uma selva mediana del noreste de Oaxaca, México. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 26, p. 721-736, 2010.

PICCOLO, A.L.G.; GREGOLIN, M.I. Fenologia de *Melia azedarach* L. no sul do Brasil. **Turrialba**, v.30, p.107-109, 1980.

PRUGH, L.R.; STONER, C.J.; EPPS, C.W.; BEAN, W.T.; RIPPLE, W.J.; LALIBERTE, A.S.; BRASHARES, J.S. The rise of the mesopredator. **BioScience**, v. 59, p. 779 – 791, 2009.

REDFORD, K.; STEARMAN, A.M.L. Notas sobre la biología de tres procyonidos simpátricos bolivianos (Mammalia, Procyonidae). **Ecología em Bolivia**, v. 21, p. 35-44, 1993.

ROCHA, V. J. **Ecologia de mamíferos de médio e grande portes do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR)**. 2001. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ROCHA, V.J.; SEKIAMA, M.L. Mamíferos do Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J.M.D (Ed.). **O Parque Estadual Mata dos Godoy: aspectos da biologia e ecologia**. Londrina: Eduel, 2006. 169p.

ROCHA-MENDES, F.; MIKICH, S.B.; BIANCONI, G.V.; PEDRO, W.A. Mamíferos do município de Fênix, Paraná, Brasil: etnozooloogia e conservação. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 991-1002, 2005.

ROCHA-MENDES, F.; MIKICH, S.B.; QUADROS, J.; PEDRO, W.A. Feeding ecology of carnivores (Mammalia, Carnivora) in Atlantic Forest remnants, Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 21-30, 2010.

ROGERS, C.M.; CARO, M.J. Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of mesopredator release hypothesis. **Oecology**, v.116, p.227-233, 1998.

SANTOS, V.A.; BEISIEGEL, B.M. A dieta de *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) no Parque Ecológico do Tietê, SP. **Revista Brasileira de Zoociências**, v.8, p.199-203, 2006.

SCHALLER, G.B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia**, v.31, p.1-36, 1983.

SCOGNAMILLO, D.; MAXIT, I.E.; SUNQUIST, M.; POLISAR, J. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) on a mosaic landscape in the Venezuelan Llanos. **Journal of Zoology** (London), v. 259, p. 269-279, 2003.

SILVEIRA, M. O Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J.M.D (Ed.). **O Parque Estadual Mata dos Godoy: aspectos da biologia e ecologia**. Londrina: Eduel, 2006. 169p.

SITAT, N.W.; WALPOLE, M.J.; SMITH, R.J.; LEADER-WILLIAMS, N. Predicting spatial aspects of human-elephant conflict. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, p. 667-677, 2003.

SOARES-SILVA, L.H.S. **Fitossociologia arbórea da porção norte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina-PR**. 1990. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, SP, 2011.

SOULÉ, M.E.; WILCOX, B.A.; HOLTBY, C. Benign neglect: model of faunal collapse in the game reserves of east-Africa. **Biological Conservation**, v.15, p. 259-272, 1979.

SOULÉ, M.E., BOLGER, D.T., ALBERTS, A.C., WRIGHT, J., SORICE, M., HILL, S. Re-constructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. **Conservation Biology**, v. 2, p. 75-91, 1988.

STRUM, S.C. The development of primate raiding: implications for management and conservation. **International Journal of Primatology**, v.31, p. 133-156, 2010.

TERBORGH, J; WINTER, B. Some causes of extinction. In: SOULÉ, M.E. (Ed.) **Conservation biology: an ecological-evolutionary perspective**. Sunderland: Sinauer, 1980. pp. 119-133.

TERBORGH, J. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. **BioScience**, v. 24, p.715-722, 1974.

TERBORGH, J. The big things that run the world – A sequel to Wilson, E.O. **Conservation Biology**, v.2, p.402-403, 1988.

TERBORGH, J. The role of felid predators in Neotropical forests. **Vida Silvestre Neotropical**, v. 2, p.3-5, 1990.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, v. 24, p. 283-292, 1992.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUNEZ, P. V.; RAO M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological Meltdown in predator-free fragments. **Science**, v.294, p.1923- 1926, 2001.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; TELLO, J.S. Bird communities in transition: the Lago Guri islands. **Ecology**, v. 78, p.1494-1501, 1997.

THOULESS, C.R.; SAKMW, J. Shocking elephants: fences and crop raiders in Laikipia District, Kenya. **Biological Conservation**, v.72, p. 99-107, 1995.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2010. 3 ed., 576 p.

TROVATI, R.G.; BRITO, B.A.; DUARTE, J.M.B. Habitat use and home range of brown-nosed coati *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Cerrado biome. **Revista de Biologia Tropical**, v. 58, p. 1069-1077, 2010.

TRZCINSKI, M.K.; FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. **Ecological Applications**, v.9, p. 586-593, 1999.

TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest? A review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v.33, p.200-209, 1996.

VALENZUELA, D.; CEBALLOS, G. Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coati (*Nasua narica*) in a Mexican tropical dry forest. **Journal of Mammalogy**, v. 81, p. 810-819, 2000.

VICENTE, R.F. O Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J.M.D (Ed.). **O Parque Estadual Mata dos Godoy: aspectos da biologia e ecologia**. Londrina: Eduel, 2006. 169p.

WALLACE, G.E.; HILL, C.M. Crop damage by primates: quantifying the key parameters of crop-raiding events. **Plos One**, v. 7, p. 1-13, 2012.

WHITCOMB, R.F.; ROBBINS, C.S.; LYNCH, J.F.; WHITCOM, B.L.; KLIMKIEWICZ, M.K.; MYSTRAK, D. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In: BURGUESS, R.L. AND SHARPE, D.M. (Eds.). **Forest island dynamics in man-dominated landscapes**. New York: Springer-Verlag, 1981. pp. 125-205.

WILSON, E.O; WILLIS, E. Applied biogeography. In: CODY, M.L.; Diamond, J.M. (eds). **Ecology and evolution of communities**. Cambridge: Harvard University Press, 1975. pp. 522-534.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J.R. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science**, v. 280, p. 2126-2128, 1998.

WRIGHT, J.S.; GOMPPER, M.E.; DELEON, B. Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. **Oikos**, v. 71, p.279-294, 1994.

Capítulo 2

Predação de ninhos de aves em dois fragmentos florestais de diferentes tamanhos no sul do Brasil e sua relação com a densidade de mesopredadores

Resumo

A predação de ninhos é muitas vezes a principal causa de mortalidade de aves, principalmente em fragmentos florestais de pequeno tamanho e/ou em fragmentos inseridos em paisagens com baixa proporção de áreas florestadas dominadas por matrizes agrícolas. Nesses fragmentos, as populações de potenciais predadores podem estar aumentadas em função de fatores não-excludentes, como a abundância de recursos nas matrizes antropizadas, a perda de grandes predadores e o isolamento de populações. O objetivo do presente estudo foi testar, por meio de um experimento com ninhos artificiais, conduzido em dois fragmentos de Floresta Atlântica de diferentes tamanhos (680 e 354 ha), a hipótese de que a densidade de mesopredadores, assim como a predação de ninhos a eles associada, é mais elevada em fragmentos menores. Entre outubro de 2012 e março de 2013 foram monitorados, durante quatro dias consecutivos/mês, 30 ninhos/área, instalados diretamente no solo, cada qual contendo um ovo de codorna, reposto a cada evento de predação. Além do registro diário dos ovos predados, foram utilizados diversos métodos (registros visuais, armadilhas fotográficas, vestígios) complementares na tentativa de identificar os predadores. As densidades populacionais de três mesopredadores, *Nasua nasua* (Carnivora, Mammalia), *Sapajus nigrurus* (Primates, Mammalia) e *Dasyprocta azarae* (Rodentia, Mammalia), foram estimadas por meio de censo em transectos lineares e análises pelo programa Distance. A presença de predadores de topo de cadeia em cada fragmento foi avaliada com base em amostras fecais, visualizações diretas, armadilhas fotográficas e pegadas. Os resultados demonstraram que a predação de ninhos artificiais de aves foi significativamente mais elevada no fragmento de menor tamanho e os principais predadores foram as três espécies de mesopredadores, cujas densidades também foram superiores nessa área. Já no fragmento maior, onde a taxa de predação foi inferior, os principais predadores de ninhos foram *Selenidera maculirostris* (Piciformes, Aves) e *S. nigrurus*. Neste fragmento também os grandes predadores foram mais registrados. Dessa forma, acredita-se que a taxa de predação de ninhos tenha sido mais elevada no fragmento menor devido à alta abundância de mesopredadores que, por sua vez, estaria relacionada ao pequeno tamanho e maior grau de isolamento desse fragmento florestal e à baixa frequência de predadores de topo quando comparado ao fragmento de maior tamanho. Em conjunto, os resultados indicam a necessidade de monitoramento das populações de mesopredadores e outras medidas para a conservação de áreas fragmentadas.

Palavras-chave: Liberação de mesopredadores. Avifauna. Predadores de topo. Floresta Atlântica. Manchas de habitat.

Abstract

Nest predation is often the leading cause of birds' death, especially at small forest fragments and/or at fragments inserted in landscapes with low proportion of forested areas dominated by crop matrix. In these remnants, populations of potential predators may be increased because of nonexclusive factors, like the abundance of resources in anthropic matrix, the loss of large predators and the isolation of the populations. The aim of the study was to test, by an experiment with artificial nests, carried out in two different sized (680 ha and 354 ha) Atlantic forest fragments, the hypothesis that mesopredators densities, as the nest predation associated to them, are higher in smaller fragments. From 2012/October to 2013/March, were monitored, for four consecutive days, 30 nests/area, installed straight on the ground, each one with a quail egg, replaced on every predation event. In addition to the daily record of predated eggs, some complementary methods were used (visual records, camera traps, traces) in order to identify the predators. The population densities of three mesopredators, *Nasua nasua* (Carnivora, Mammalia), *Sapajus nigritus* (Primates, Mammalia) e *Dasyprocta azarae* (Rodentia, Mammalia), were estimated by using the line transects census and analysis by the Distance program. The presence of top predators was also evidenced, at both fragments, by fecal samples, directly observations, cameras trap and footprints. The results showed that artificial nest predation was significantly higher in the smaller fragment and the main predators were the three species of mesopredators, of which densities were higher in this fragment. In the larger remnant, where the predation rate was lower, the main nest predators were *Selenidera maculirostris* (Piciformes, Aves) and *S. nigritus*. In the latter fragment, the large predators also were recorded more often. Thus, it is believed that the nest predation rate has been higher in the smaller fragment duo to the high abundance of mesopredators, which in turn would be related to the small size and higher isolation level of this fragment and the lower frequency of top predators when it is compared to the larger one. Together, the results have pointed to the need for monitoring mesopredators populations and other ways for preserving fragmented areas.

Keywords: Mesopredator release. Avifauna. Top predators. Atlantic forest. Habitat patches.

Introdução

A fragmentação florestal e a perda de habitats, como consequência das ações humanas, estão entre as principais causas do decréscimo da biodiversidade no planeta (TURNER, 1996; PRIMACK & EFRAIM, 2001; PEKIN & PIJANOWSKI, 2012). Áreas de florestas contínuas foram e ainda são devastadas por meio de atividades urbanas, agrícolas, pecuárias e industriais, gerando paisagens com manchas de habitat de diferentes tamanhos, formas e distância umas das outras, inseridas em matriz não-florestada de diversas classes (FAHRIG, 2003).

No Brasil, áreas de Floresta Atlântica correspondem atualmente a 12% de sua distribuição original (1.315.460 km²) e os remanescentes florestais restantes estão principalmente em meio a cultivos e pastagens, sendo que apenas 8,5% deles são maiores que 100 ha, e dados recentes apontam para supressão de vegetação nativa de 23.540 ha ao ano (RIBEIRO; METZGER; MARTENSEN, 2009; SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 2011). Em domínios deste bioma, a diversidade de mamíferos nativos é considerada uma das maiores do mundo (REIS et al., 2006) com 298 espécies conhecidas (PAGLIA et al., 2012). Entretanto, fragmentos florestais reduzidos em tamanho e número, e isolados apresentam perda gradativa dos habitats e, junto a eles, a perda da biodiversidade, o que tende a gerar alterações na composição das comunidades (ANDRÉN, 1994; WOODROFFE & GINSBERG, 1998; CHIARELLO, 1999; MARTENSEN et al., 2012).

Muitas espécies de mamíferos não são capazes de manter suas populações nestes ambientes alterados e, dentre elas, estão alguns predadores que ocupam o topo da cadeia alimentar e são considerados propensos à extinção, devido à necessidade de áreas de vida extensas para suprir a alta demanda energética, pois suas fontes de alimento são dispersas (TERBORGH, 1974). Dessa forma, com a diminuição de áreas de habitats adequados, os predadores tendem a desaparecer localmente ou, em outros casos, os indivíduos restantes começam a circular pela matriz antropizada, onde estão sujeitos à caça ou atropelamento (WOODROFFE & GINSBERG, 1998).

A diminuição no tamanho dos fragmentos florestais e a redução da conectividade entre eles geram efeitos negativos não só para animais de maior porte, mas também para a diversidade de espécies em geral (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003; MARTENSEN et al., 2012). Fragmentos florestais menores apresentam menor riqueza de espécies e baixa capacidade de manter populações abundantes (WILSON & WILLIS, 1975), visto à redução

na quantidade de nichos (KISEL et al., 2011); em fragmentos florestais menos conectados o fluxo de indivíduos entre eles também é dificultado (WILSON & WILLIS, 1975). Porém, ocorre que manchas de pequeno tamanho podem abrigar populações numerosas (BOWERS & MATTER, 1997), o que já foi relacionado ao fato de que muitas vezes a matriz pode não ser um ambiente hostil (ANDRÉN, 1994).

Alguns grupos, como de generalistas, abrangem espécies capazes de prosperar em remanescentes florestais pequenos (TURNER, 1996) e um fator que pode contribuir com isso é a obtenção de alimento encontrado em alta disponibilidade na matriz antropizada (CROOKS & SOULÉ, 1999). Estas espécies tendem a tornar-se dominantes nos sítios menores, em termos de população (WHITCOMB et al., 1981; CHIARELLO, 1999; GHELIER-COSTA, 2002; REIS et al., 2003; PARDINI, 2004), principalmente considerando que em tais ambientes a competição interespecífica é aliviada com a perda da diversidade de espécies (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010) e os predadores de topo, que exercem o controle top-down, podem ter suas populações reduzidas ou estarem ausentes (TERBORGH, 1974, 1988).

De fato, o controle que predadores de topo exercem sobre as presas – top-down - é fundamental para regular as populações e manter as comunidades em equilíbrio (TERBORGH, 1988). A ausência ou diminuição dele pode acarretar no crescimento populacional intensificado das espécies de presas, muitas delas consideradas mesopredadores por ocuparem a posição intermediária na cadeia alimentar. Como consequência deste efeito, denominado “mesopredator release” (ou liberação de mesopredador), os mesopredadores passam a exercer elevada pressão sobre os recursos que consomem (SOULÉ et al., 1988). Assim, um dos impactos mais notáveis é sobre a avifauna, pois muitos deles predam ninhos de aves e, conseqüentemente, podem influenciar negativamente a abundância das espécies e até provocar a sua extinção, de acordo com a densidade em que se encontram (TERBORGH & WINTER, 1980; SOULÉ et al., 1988; COTÉ & SUTHERLAND, 1997; ROGERS & CARO, 1998).

A predação de ninhos se relaciona de forma inversamente proporcional com o tamanho dos fragmentos e com a porcentagem ocupada por classes de florestas na paisagem (WILCOVE, 1985; SMALL & HUNTER, 1988; ANDRÉN, 1992; ROBINSON et al., 1995), e pode ser o principal agente de mortalidade de aves, culminando em até 80% das perdas de ninhos (MARTIN, 1993). A taxa de predação depende das respostas, em nível populacional, dos potenciais predadores frente à fragmentação florestal e ao uso de matrizes antropizadas (ANDRÉN, 1992; NOUR; MATTHYSEN; DHONDT, 1993; CHALFOUN; THOMPSON;

RATNASWAMY, 2002), sendo que populações abundantes exercem maior pressão sobre os ninhos (TERBORGH, 1988).

A teoria da liberação do mesopredador (“mesopredator release”) inclui três predições testáveis, no caso de mamíferos que predam ninhos de aves. A primeira prevê que o sucesso das aves, atribuído aos ninhos, deve ser maior na presença do que na ausência de carnívoros de topo de cadeia; a segunda estabelece que a taxa de predação de ninhos de aves e a densidade de mesopredadores serão positivamente relacionadas; e a terceira diz respeito às densidades de carnívoros de topo de cadeia e de mesopredadores que devem ser inversamente relacionadas (SOULÉ et al., 1988; PRUGH et al., 2009). Todas as predições têm como base a predação como regulador das populações de presas (SOULÉ et al., 1988; TERBORGH, 1990; ROGERS & CARO, 1998; PRUGH et al., 2009). A dinâmica predador-presa do modelo clássico de Lotka-Volterra é regida por valores de abundância, entretanto estes valores podem ser alterados por fatores não intrínsecos ao ciclo, como no caso de extinções de grandes carnívoros e, dessa forma, haverá um desequilíbrio em efeito cascata e, conseqüentemente, resultados sobre toda a comunidade (TERBORGH, 1988).

Muitos estudos abordaram os efeitos resultantes da liberação de mesopredadores para vários grupos de animais (NOUR; MATTHYSEN; DHONDT, 1993; Terborgh; LOPEZ; TELLO, 1997; TERBORGH et al., 2001; BARTON, 2003; BRASHARES et al., 2010; CHAKAROV & KRÜGER, 2010) e, como destaque, estão os trabalhos realizados na Ilha de Barro Colorado, onde populações de mesopredadores, como quatis da espécie *Nasua narica* (“White-nosed coati”) tiveram o crescimento populacional maior do que esperado após serem introduzidos (EMMEL, 1976; GLANZ, 1982; EMMONS, 1984; TERBORGH, 1988, 1990, 1991, 1992; WRIGHT; GOMPPER; DELEON, 1994; GOMPPER, 1997).

O gênero *Nasua* abrange as espécies *N. narica*, presente na América do Norte e Central, e *N. nasua* (“Brown-nosed coati”), distribuída pela América do Sul (GOMPPER & DECKER, 1998). São procionídeos comuns em Florestas Neotropicais, onde são geralmente os mais abundantes entre os carnívoros (SCHALLER, 1983; CHIARELLO, 1999; CULLEN; BODMER; VALLADARES-PADUA, 2001; PÉREZ-IRINEO & SANTOS-MORENO, 2010). Alimentam-se principalmente de frutos e invertebrados (GOMPPER & DECKER, 1998; BEISIEGEL, 2001; ALVES-COSTA; FONSECA; CHRISTÓFARO, 2004; BEISIEGEL & MANTOVANI, 2006; HIRSCH, 2009), além de ovos de aves que são comuns em suas dietas (LOISELLE & HOPPES, 1983; GOMPPER & DECKER, 1998; TERBORGH, 1999; GALETTI et al., 2009).

No Brasil, *N. nasua* é encontrado em fragmentos florestais de diversos tamanhos, inclusive pequenos e com variados graus de conservação (GOMPPER & DECKER, 1998; CHIARELLO, 1999; BOVENDORP & GALETTI, 2007; OLIFIERS et al., 2009). Estes animais, ao lado de outros mesopredadores como cutias (*Dasyprocta* spp.), gambás (*Didelphis* spp.) e alguns primatas (p.ex. *Sapajus nigritus*) são os principais responsáveis pela predação de ninhos de aves em muitos remanescentes de floresta tropical onde são abundantes (TERBORGH; LOPEZ; TELLO, 1997; TERBORGH, 1999; GALETTI et al., 2009), principalmente na ausência de seus potenciais predadores como *Panthera onca*, *Puma concolor*, *Puma yagouaroundi*, *Leopardus pardalis*, *L. tigrinus*, *L. wiedii* e *Eira barbara* (EMMONS, 1987; HASS & VALENZUELA, 2002; DI BLANCO & HIRSCH, 2006; GOMÉS-ORTIZ & MONROY-VILCHIS, 2013), além de *Canis familiaris* que muitas vezes os caçam (PASCHOAL ET AL., 2012).

O objetivo do presente estudo foi testar, por meio de um experimento com ninhos artificiais conduzido em dois fragmentos florestais de diferentes tamanhos, a hipótese de que a densidade de mesopredadores, assim como a predação de ninhos a eles associada, são mais elevadas em fragmentos menores.

Material e métodos

Áreas de estudo

O estudo abrangeu dois fragmentos de diferentes tamanhos, originalmente contínuos, inseridos no bioma Floresta Atlântica, em domínios de Floresta Estacional Semidecidual (MIKICH & SILVA, 2001; SILVEIRA, 2006) no estado do Paraná, Brasil. Ambos apresentam áreas de florestas primárias ou consideradas muito semelhantes a estas (640 ha para o maior e 338 ha para o menor), áreas de floresta em regeneração (40 ha e 16 ha, respectivamente) e cultivos de milho e soja no entorno em regime de rodízio (MIKICH & SILVA, 2001; VICENTE, 2006), além de serem limitadas por cursos d'água (ribeirão e rios). Os remanescentes estão posicionados em altitudes de 600 e 650 metros, a variação da precipitação pluviométrica média anual é de 1400 a 1600 mm e de temperatura média anual é de 20°C-21°C (MIKICH & SILVA, 2001; VICENTE, 2006). O clima é classificado como subtropical úmido mesotérmico ou do tipo Cfa, segundo Köppen, com verões quentes e invernos secos (MIKICH & SILVA, 2001; VICENTE, 2006).

O Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), localizado no norte do Estado ($23^{\circ}27'S$; $51^{\circ}14' W$) (Figura 1), possui cerca de 680 ha, mas devido à alta conectividade com pequenos fragmentos, a área total florestada perfaz aproximadamente 2800 ha (VICENTE, 2006). Já o Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) tem em torno de 354 ha, está situado na porção centro-oeste do Estado ($23^{\circ}55'S$; $51^{\circ}57'W$) (Figura 1) e embora haja outros pequenos remanescentes próximos, são poucos e não estão diretamente conectados. A distância entre os dois parques é de 74 km.

Com relação aos potenciais predadores de topo de cadeia, os felídeos *Panthera onca* (Linnaeus, 1758), *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) (jaguatirica), *L. tigrinus* (gato-domato), *L. wiedii* (gato-maracajá), *Puma concolor* (Linnaeus, 1771) (onça-parda) e *P. yaguaroundi* (Lacépède, 1809) (mourisco) e o mustelídeo *Eira barbara* (Linnaeus, 1758) (irara) (DI BLANCO & HIRSCH, 2006) já foram registrados nos fragmentos florestais (ROCHA-MENDES et al., 2005; ROCHA & SEKIAMA, 2006), ainda que as densidades ou a ocorrência atual de algumas delas sejam desconhecidas.

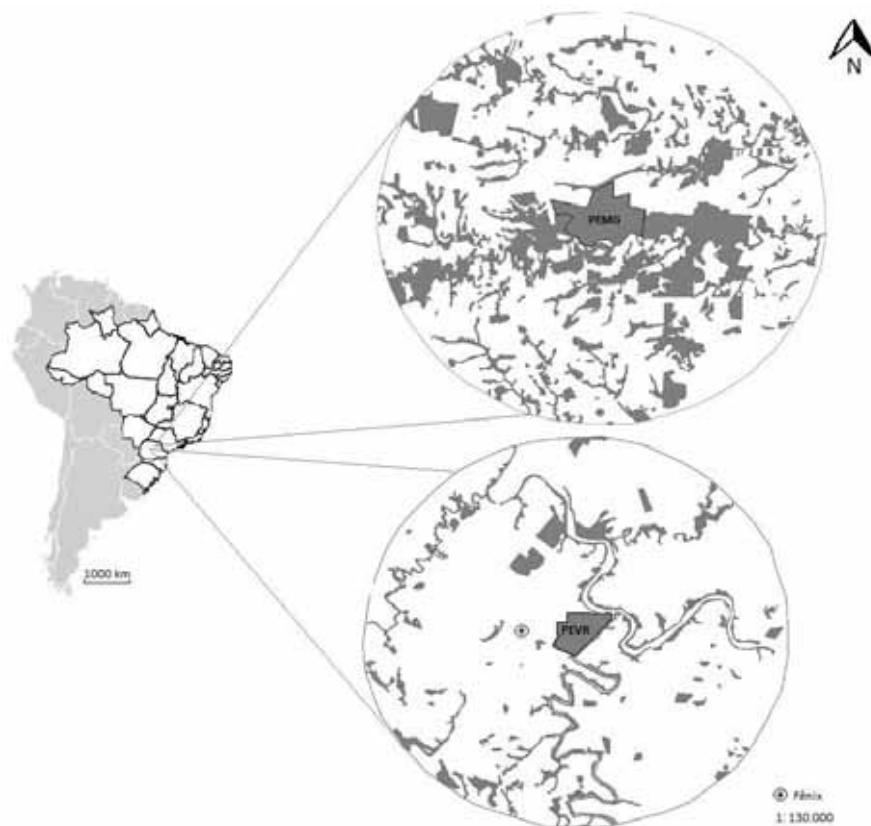


Figura 1. Localização do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) dentro de paisagem onde estão inseridos, limitada em um raio de 10 km. Onde: cinza = manchas de Floresta Atlântica; branco = matriz antropizada, com predomínio agrícola.

Descrição da paisagem

Para a descrição e comparação das paisagens, nas quais os dois fragmentos florestais estão inseridos, foram calculados, para cada área, o tamanho médio dos fragmentos, a porcentagem de área florestada, a Densidade de Manchas (“Patch Density”) de floresta, a Densidade de Borda (“Edge Density”), o Índice de Proximidade (“Proximity Index”) e o Índice de Circularidade, de acordo a metodologia apresentada no Capítulo 1, com a delimitação de 10 km de raio. Para os cálculos dessas métricas, todos os fragmentos florestais presentes nessa limitação foram considerados e tiveram suas áreas e perímetros medidos, além da distância em relação aos parques.

População de Mesopredadores

Três espécies de mesopredadores foram consideradas e tiveram suas densidades estimadas no presente estudo, pois estão entre os principais predadores de ninho de aves em florestas neotropicais e geralmente são encontradas em abundância dentro dos fragmentos florestais (TERBORGH; LOPEZ; TELLO, 1997; TERBORGH, 1999; GALETTI et al., 2009). São elas:

- a) *Nasua nasua* (Carnivora, Procyonidae) (quati): é uma espécie de médio porte exclusiva da América do Sul, que vive em bandos com mais de 30 membros (GOMPPER & DECKER, 1998). Estes grupos são formados por fêmeas e indivíduos imaturos, sendo que machos adultos são expulsos dos bandos após dois anos de idade e passam a circular, geralmente, sozinhos (HIRSCH, 2007). Sua dieta pode variar sazonalmente e é constituída, principalmente por frutos e invertebrados, mas também por ovos e vertebrados (BEISIEGEL, 2001; ALVES-COSTA; FONSECA; CHRISTÓFARO, 2004; ROCHA-MENDES et al., 2005).
- b) *Sapajus nigritus* (Primates, Cebidae) (macaco-prego): ocupa a parte sul e sudeste do Brasil em áreas de Floresta Atlântica e uma pequena região nordeste da Argentina (KIERULFF; MENDES; RYLANDS, 2013). Os grupos podem variar de seis a 35 indivíduos, com número maior de fêmeas do que de machos (BICCA-MARQUES et al., 2006) e, apesar de onívoros, apresentam dieta composta principalmente por frutos

e insetos (FREESE & OPPENHEIMER, 1981). Em algumas áreas de plantações de milho e pinus são considerados pragas (MIKICH & OLIVEIRA, 2003; LACERDA, 2013; MIKICH & LIEBSCH, 2014).

- c) *Dasyprocta azarae* (Rodentia, Dasyproctidae) (cutia): ocorre no centro-leste e sul do Brasil, na porção oriental do Paraguai e pequena parte nordeste da Argentina (IACK-XIMENES, 1999). Geralmente vivem em pares permanentes e sua dieta é composta por frutas, sementes, raízes e plantas suculentas, além de ovos (NOWAK, 1999).

A estimativa de densidade populacional dos mesopredadores foi realizada por meio de censo por transecção linear, no período de abril de 2012 a março de 2013. Cinco transectos, variando de 0,9 a 2,9 km (total de 8,75 km), foram percorridos mensalmente no PEVR durante dois dias de amostragem, e quatro no PEMG com tamanhos entre 0,65 km a 2,15 km (total de 5,3 km), por três dias consecutivos. Trechos de borda também foram contados para censo, somando 1,2 km ao PEVR e 0,7 km ao PEMG.

Os transectos, marcados a cada 50 m, foram percorridos, aleatoriamente, das 07h00 às 12h30 e das 13h30 às 17h30 e as caminhadas foram realizadas com velocidade média de 1 km/h. A cada visualização de uma das espécies de interesse foram registrados: horário do encontro, ponto na trilha (no intervalo de 50 m), número de indivíduos e distância perpendicular do primeiro e último (no caso de grupos) animal observado em relação ao centro da trilha.

Presença de mamíferos predadores de topo de cadeia

Para verificação da presença de predadores de topo de cadeia, todos os transectos e trechos de bordas presentes nas duas áreas foram percorridos por cinco dias consecutivos no período de abril 2012 a março 2013, pela manhã (das 7h00 às 12h30) e pela tarde (13h30 às 17h30). Foram consideradas visualizações dos animais ao longo dos transectos, eventuais registros produzidos pelas armadilhas fotográficas (vide abaixo), fezes e pegadas. Cães domésticos também tiveram presença registrada, pois em algumas ocasiões foram vistos perseguindo outros mamíferos em ambos os fragmentos. Detalhes destas metodologias estão apresentados no Capítulo 1.

Experimento com predação de ninhos artificiais

O experimento com os ninhos artificiais foi conduzido concomitantemente nas duas áreas de estudo, no período de outubro de 2012 a março de 2013, época que abrange nidificação de grande parte das aves de Floresta Atlântica (SICK, 1997; DEVELEY & PERES, 2000). Em cada área foram utilizados 30 ninhos artificiais com aproximadamente 15 cm de diâmetro, construídos com fibra de casca de coco e revestimento de gravetos, palha, restos de ninhos naturais e serapilheira seca e contendo um único ovo de codorna. A exposição mensal dos ninhos foi realizada durante quatro dias consecutivos em cada área, sendo que no primeiro dia de campo eram distribuídos a partir das 07h00 ao longo de trilhas antigas (uma em cada área), selecionadas com base nas maiores frequências de avistamentos de mesopredadores obtidas entre janeiro a setembro de 2012.

Todos os ninhos eram colocados diretamente no solo, 25 m uns dos outros, junto à base de árvores e arbustos, localizadas entre 3 e 5 m do centro das trilhas. Cada um deles recebia um código para sua individualização e era verificado diariamente no período da manhã. Durante a verificação eram anotados: data, hora, código do ninho e presença ou ausência do ovo (predação), e também, realizava-se a reposição, quando o ovo estava ausente. Restos de cascas, com exceção daquelas regurgitadas, não foram considerados nas análises, pois os sinais de predação por mamíferos e aves podem ser confundidos, inclusive pelas variações que há no padrão intraespecífico de predação (SBM, com.pess.).

A identificação dos predadores foi realizada, em ambas as áreas, por meio de métodos complementares: a) três armadilhas fotográficas (Tigrinus® Digital 6.0D) posicionadas em frente aos ninhos e distantes 250 m entre si, que ficavam ativadas todos os dias de experimento; b) 16 vídeo-câmeras com sensores de movimento, intercaladas entre os ninhos, amarradas em árvores acima deles, e retiradas diariamente, ao final da tarde, para recarga e coleta dos vídeos; c) fitas adesivas transparentes de 5 cm de largura envoltas em todos os ninhos e em troncos próximos a eles, com o lado adesivo exposto para coleta de vestígios, como pelos; d) observações diretas durante as conferências; e) cascas regurgitadas atribuídas à reptéis.

As armadilhas fotográficas, no total, ficaram ativas por 576 horas e as vídeo-câmeras por 768 horas, em cada fragmento. Os pelos coletados nas fitas adesivas foram preparados em lâminas para identificação por especialista. Assumiu-se que quando havia pelo, pena ou

escama coladas nas fitas e o ovo havia sido predado, o agente da predação seria aquele identificado por estes vestígios.

Análise dos dados

Os dados de censo populacional foram analisados através do programa Distance 6.0 (BUCKLAND et al., 1993) de forma conjunta, ou seja, dos dois fragmentos juntos. O filtro foi avaliado pelo maior valor de GOF Chi-p (Goodness-of-fit chi-square test) associado a melhor curva e o modelo, escolhido através do exame de AIC (Akaike Information Criteria), foi Half-normal/Cosine. Os valores de largura efetiva foram de 11,4 m para *S. nigrurus* (Coeficiente de Variação = 10,2%), 4,2 m para *N. nasua* (Coeficiente de Variação = 14,61%) e 8,3 m para *D. azarae* (Coeficiente de Variação = 15,5%).

A comparação de predação dos ninhos artificiais foi obtida por meio do Teste t para duas amostras independentes sobre os valores totais encontrados, e pela ANOVA seguida de Tukey para avaliar a predação mês a mês dentro de cada área e entre as áreas. O teste de Bartlett foi aplicado a fim de verificar a homogeneidade de variância para ANOVA/Tukey. Todos os pressupostos requeridos para as análises foram atendidos.

A taxa de predação foi calculada através do valor médio de ovos predados (para mensal) e da somatória de todos predados (para total), dividido pelo total de 30 ovos disponibilizados ao dia (para mensal) e 720 disponibilizados durante todo experimento (para total), multiplicados por 100 para obtenção da porcentagem. A taxa de eficiência das fitas adesiva, das armadilhas fotográficas e câmeras espiãs na identificação do predador de ovos foi medida pela razão entre o número de vezes que o predador foi identificado por determinada metodologia e o total de ovos predados de cada área, multiplicado por 100 para porcentagem. De acordo com as identificações possíveis dos predadores de ninhos, em nível de classe ou espécies, foi calculada a frequência de predação para os agentes com base no total identificado.

Resultados

Descrição da paisagem

Os resultados das métricas de paisagem foram apresentados em detalhes no Capítulo 1 e estão aqui representados, em síntese, na Tabela 1.

Comparando os dois fragmentos, o PEVR apresenta em seu entorno manchas florestadas menos representativas em relação ao PEMG (Figura 1), de acordo com a porcentagem de área florestada e com os valores de Densidade da Mancha; apresenta também valor inferior no tamanho médio dos fragmentos de entorno, principalmente considerando os desvios padrão que evidenciam áreas maiores no segundo parque, e maior distância entre eles (Tabela 1). Conforme os valores de Densidade de Borda percebe-se que a dominância da matriz agrícola é maior em torno do PEVR do que no PEMG e, em relação às formas dos remanescentes presentes na paisagem, o índice de circularidade não difere substancialmente entre as áreas, sendo a maioria com configuração muito alongada.

Tabela 1. Valores obtidos das métricas utilizadas para caracterização das paisagens dentro de um raio de 10 km onde o Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) estão inseridos.

	PEVR	PEMG
Número de fragmentos florestais dentro de um raio de 10 km	85 fragmentos	179 fragmentos
Tamanho médio dos fragmentos florestais de entorno	28,6 ha (desvio padrão \pm 40,9)	36,8 ha (desvio padrão \pm 121,2)
Porcentagem de área florestada na paisagem	9%	23%
Densidade de Mancha	Três fragmentos/ 100 ha	Cinco fragmentos/100 ha
Densidade de Borda	13 m/ha	24 m/ha
Índice de Proximidade	0,99	1,79
Índice de Circularidade		
Fragmentos arredondados (>0,8)	---- (N=0)	1% (N=2)
Fragmentos alongados (0,6-0,8)	22% (N=19)	24% (N=43)
Fragmentos muito alongados (<0,6)	78% (N=66)	75% (N=134)

População de Mesopredadores

Ao longo de 12 meses consecutivos de amostragem, foram percorridos 227,66 km no PEVR, resultando em 34 avistamento de *S. nigritus*, 22 de *N. nasua* e 23 de *Dasyprocta azarae*; no PEMG foram percorridos 217,65 km, onde o número de avistamentos foi de 21 para os macacos, oito para quatis e sete para cutias. Os valores estimados de densidade e do número total de indivíduos por área foram maiores no PEVR em relação ao PEMG para os mesopredadores estudados (Tabela 2).

Tabela 2. Valores estimados de densidade populacional e de abundância de *Nasua nasua* (coati), *Dasyprocta azarae* (cutia) e *Sapajus nigritus* (macaco-prego) no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (354 ha) e no Parque Estadual Mata dos Godoy (680 ha).

	Densidade Populacional (Indivíduo/km ²)	Intervalo de Confiança (95%)	Número total de indivíduos/área	Intervalo de Confiança (95%)
<i>Nasua nasua</i>				
PEVR	128,95	44,10 – 377	456	156 – 1335
PEMG	36	6,61 – 196,04	245	45 – 1333
<i>Dasyprocta azarae</i>				
PEVR	6,06	2,89 – 12,73	21	10 – 45
PEMG	1,93	0,40 – 9,21	13	3 – 63
<i>Sapajus nigritus</i>				
PEVR	98,96	39,69 - 246,78	350	141 – 874
PEMG	37,15	16,24 – 84,99	253	110 - 578

Presença de mamíferos predadores de topo de cadeia

No PEVR, onde foram percorridos 354 km em 502 h, os registros (de diversos tipos, incluindo apenas cinco amostras fecais, sem pelos) ocorreram pontualmente nos meses de fevereiro, julho, outubro, novembro e dezembro, não evidenciando presença permanente de felinos de maior porte no período de estudo. No PEMG, por sua vez, foram percorridos 300 km em 468 h, e 16 amostras fecais foram coletadas (sendo que apenas cinco delas continham pelos passíveis de identificação), além de outros tipos de registros. Nesta área, em todos os meses de amostragem, com exceção de abril e outubro, pôde-se verificar que predadores de topo de cadeia estavam. Os resultados detalhados estão apresentados no Capítulo 1 e aqui são exibidos na Tabela 3.

Tabela 3. Vestígios e visualizações de espécies predadoras de topo de cadeia no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (354 ha) e no Parque Estadual Mata dos Godoy (680 ha). Fe = amostras de fezes; Vi = observações diretas; Pe = pegadas; Fo= registros por armadilhas fotográficas

Predador	Número de registro		Tipo de registro	
	PEVR	PEMG	PEVR	PEMG
Felídeo não identificado	---	2	---	Fe
<i>Puma concolor</i>	---	8	---	Vi; Pe
<i>Puma yaguaroundi</i>	---	4	---	Fe; Vi
<i>Leopardus pardalis</i>	---	1	---	Fe
<i>Leopardus sp.</i>	1	---	Fo	---
<i>Leopardus tigrinus</i>	---	1	---	Fe
<i>Canis familiares</i>	2	3	Vi	Vi
<i>Eira barbara</i>	---	2	---	Vi, Fo
Predador não identificado	5	9	Fe	Fe
Total	8	30		

Experimento com predação de ninhos artificiais.

A média de predação de ninhos artificiais no PEVR ($20,5 \pm 1,96$) foi significativamente mais elevada do que no PEMG ($5,54 \pm 2,99$) ($p=0,00032$, $t= 8,7374$, $df =5$). O mesmo ocorreu na comparação dos fragmentos a cada mês (todos os valores de $p \leq 0,05$). Consistentes a estes dados, as taxas de predação mensal e total expõem as discrepâncias entre os remanescentes, além da divergência no número de ovos consumidos por dia e mês (Tabela 4).

Tabela 4. Número total e média de ovos predados, taxas de predação total e mensal no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) no período de outubro de 2012 a março de 2013.

^a Valores obtidos através da comparação das áreas a cada mês, por meio do teste ANOVA/Tukey.

^b Valores obtidos através do Teste t para duas amostras independentes sobre o total.

	Número total de ovos predados		Média do número de ovos predados		Valor de p	Taxa de predação (%)	
	PEVR	PEMG	PEVR	PEMG		PEVR	PEMG
Outubro/2012	73	37	18,25	9,25	0,050 ^a	60,83	30,83
Novembro/2012	77	26	19,25	6,5	1 10 ^{-3a}	64,16	21,6
Dezembro/2012	84	33	21	8,5	1 10 ^{-3a}	70	28,3
Janeiro/2013	96	16	24	4	4 10 ^{-7a}	80	13,3
Fevereiro/2013	81	12	20,25	3	8 10 ^{-6a}	67,5	10
Março/2013	81	8	20,25	2	2 10 ^{-6a}	67,5	6,6
Total	492	132	20,5 ± 1,96 ^b	5,54 ± 2,99 ^b	3 10 ^{-4b}	68,33	18,33

Aparentemente, ao longo do experimento, a predação dos ninhos teve tendência ao aumento no PEVR e à redução no PEMG (Figura 2), porém não houve diferença significativa entre os meses na mesma área (todos os valores de $p > 0,05$). O teste de Bartlett demonstrou homogeneidade de variâncias para ANOVA seguida de Tukey ($p = 0,050$).

No PEVR, o mínimo de ovos predados por dia foi de 12, em outubro, e o máximo de 27, em janeiro (considerando o total de 30 ovos disponibilizados diariamente). Já no PEMG, a predação diária variou de 1-16, sendo o menor valor encontrado no mês de março e o maior, em outubro.

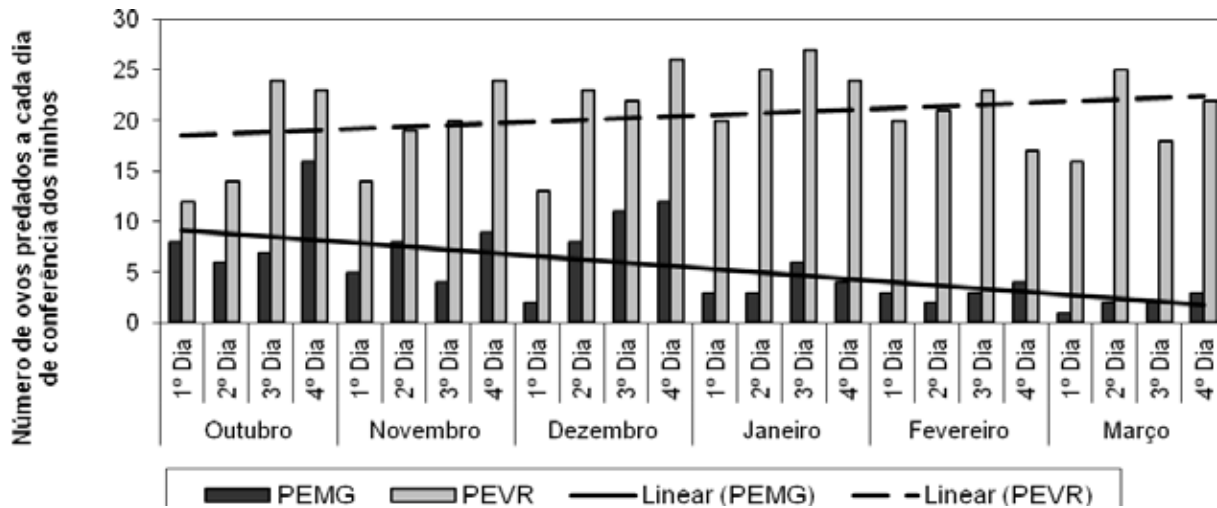


Figura 2. Número de ovos predados por dia de conferência dos ninhos artificiais instalados no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) entre outubro de 2012 a março de 2013.

Quanto aos predadores dos ninhos artificiais, no PEVR foram possíveis 67 identificações, sendo 33% da predação realizada por *Sapajus nigritus* (macaco-prego), 31% por *Dasyprocta azarae* (cutia), 24% por *Nasua nasua* (quati), 4,5% por répteis, 3% por *Tamandua tetradactyla* (tamanduá-mirim), 1,5% por *Selenidera maculirostris* (araçari-poca), 1,5% por *Cyanocorax chrysops* (gralha) e 1,5% por *Sphiggurus villosus* (ouriço-cacheiro). No total, os mamíferos foram responsáveis por 92,5% da predação, seguido por répteis com 4,5% e aves com 3%. No PEMG, foram realizadas 12 identificações dos predadores que incluíram *S. nigritus* e *S. maculirostris* (cada qual com pouco mais de 33,5%), répteis (17%), *N. nasua* (8%) e uma ave não identificada (8%). Nesta área, a predação por aves e mamíferos foi semelhante com pouco menos de 42% cada grupo.

A eficiência das fitas adesivas, armadilhas fotográficas e câmeras espiãs na identificação dos predadores foi 8,53%, 3,86% e 1,01%, respectivamente no PEVR e de 3,78%, 2,27% e nula, no PEMG.

Discussão

Os resultados deste estudo indicam que a predação de ninhos artificiais de aves foi significativamente mais alta no fragmento florestal de menor tamanho, onde também as densidades dos mesopredadores *Nasua nasua*, *Dasyprocta azarae* e *Sapajus nigritus*, principais associados ao consumo de ovos (88% do total), foram mais elevadas. Em contrapartida, no fragmento de maior tamanho e menos isolado, o registro de grandes predadores (felídeos e canídeos) foi mais frequente e diversificado.

A relação negativa entre predação de ninhos e tamanho do fragmento já foi amplamente demonstrada (WHITCOMB et al., 1981; AMBUEL & TEMPLE, 1983; MARTIN, 1988; SMALL & HUNTER, 1988; YAHNER & SCOTT, 1988), apesar de algumas áreas fugirem a esse padrão (NOUR; MATTHYSEN; DHONDT, 1993; LEITE & MARINI, 1999; DUCA; GONÇALVES; MARINI, 2001; CHALFOUN; THOMPSON; RATNASWAMY, 2002). Em fragmentos florestais menores, o declínio de algumas espécies de aves foi atribuído, além de diversos outros fatores, à elevada taxa de predação de ninhos, comparando com fragmentos maiores (ROBBINS, 1980; AMBUEL & TEMPLE, 1983). Outros efeitos sobre o sucesso de ninhos são causados pela porcentagem de cobertura florestada em meio a matriz agrícola. Quanto mais fragmentada a paisagem por campos de agricultura, mais elevados são os níveis de predação (ANDRÉN, 1992; ROBINSON et al., 1995). De fato, a cobertura florestal da paisagem na qual o PEMG está inserido é muito mais expressiva, em termos de número de fragmentos, tamanho dos fragmentos e conectividade entre eles, em relação à paisagem onde o PEVR se localiza. Por outro lado, a dominância da matriz agrícola é maior no entorno do segundo do que do primeiro.

Todas estas características da paisagem, inclusive o tamanho do próprio fragmento, tem o potencial de influenciar a predação de ninhos, visto que a densidade populacional dos predadores generalistas pode aumentar com a fragmentação e com o mosaico entre florestas e campos agrícolas (WHITCOMB et al., 1981; KEITH, 1983; TERBORGH, 1989; ASKINS; LYNCH; GREENBERG, 1990; ANDRÉN, 1992; ROBINSON et al., 1995; CHALFOUN; THOMPSON; RATNASWAMY, 2002). Dessa forma, segundo uma das predições da teoria da liberação de mesopredadores, a predação de ninhos é intensa quando a abundância dos mesopredadores é alta (SOULÉ et al., 1988).

A resposta dos predadores de ninhos aos efeitos da fragmentação, em nível populacional, pode variar dependendo do táxon e região (BOWERS & MATTER, 1997;

CHALFOUN; THOMPSON; RATNASWAMY, 2002). Para muitos mamíferos generalistas a densidade populacional, na verdade, pode aumentar em remanescentes menores e isolados (WHITCOMB et al., 1981; TURNER, 1996; CHIARELLO, 1999; GHELIER-COSTA, 2002; REIS et al., 2003; PARDINI, 2004). Populações abundantes podem ser sustentadas por recursos alimentares obtidos na matriz antropizada (ANDRÉN, 1992, 1994; CROOKS E SOULÉ, 1999; ŠÁLEK et al., 2013) . No caso do PEVR, a alta densidade dos mesopredadores pode ser explicada pela redução da conectividade, que dificulta a movimentação dos animais entre as manchas (MACARTHUR & WILSON, 1967). As populações parecem estar aglomeradas neste remanescente de maior tamanho existente na paisagem e, por isso, tende a oferecer condições adequadas para o refúgio dos mamíferos, pois em manchas maiores de habitat, presentes em uma paisagem, a imigração pode exceder a emigração e criar densidades relativamente altas (TURNER, 1996; BOWERS & MATTERS, 1997). O PEMG, por sua vez, está inserido em uma paisagem onde há outros remanescentes florestais com áreas maiores, inclusive diretamente conectadas a ele e isso facilita a dispersão dos indivíduos entre as manchas (ESTRADA; COATES-ESTRADA; MERITT, 1994; TURNER, 1996), o que reflete em menor densidade populacional dentro dos limites do parque em relação ao PEVR.

Ao contrário dos resultados encontrados por Nour e colaboradores (1993) durante um estudo conduzido em fragmentos florestais na Bélgica, a importância de mamíferos como predadores dos ovos diminuiu na área maior e aparentemente essa redução foi compensada pelo aumento na predação por aves, no caso por um arazari *Selenidera maculirostris*. Embora os tucanos sejam reconhecidos predadores de ninhos (ROBINSON & ROBINSON, 2001), a alta taxa de predação dos ninhos em solo por esse grupo não era esperada. É possível que, como os mesopredadores são menos abundantes, os ovos sejam consumidos por generalistas de forma oportunista, ao encontrarem os ninhos ao acaso durante as atividades de forrageio e, assim, os principais predadores são aqueles mais comuns no ambiente (ANGELSTAM, 1986).

De maneira geral, sendo a fauna predadora de ninhos variável de acordo com as respostas de cada espécie aos efeitos da fragmentação (BOWERS & MATTER, 1997; CHALFOUN; THOMPSON; RATNASWAMY, 2002), as metodologias de identificação são relevantes e precisam ser eficientes. Neste estudo, pôde-se perceber que a associação dos métodos possibilitou o reconhecimento de diferentes grupos de predadores, porém as fitas adesivas coletoras de vestígios foram muito importantes, principalmente considerando o fragmento florestal onde a predação de ninhos foi baixa. O número reduzido de armadilhas

fotográficas comprometeu sua eficiência, já demonstrada em outros estudos (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003; SRBEK-ARAÚJO & CHIARELLO, 2005; TOBLER et al., 2008) e as vídeo-câmeras, apesar da viabilidade pelo baixo custo e fácil manejo, são limitadas pela alta sensibilidade de ativação com vento, insetos folhas, etc. e baixa carga de bateria, pelo campo restrito de visão e, principalmente, por filmarem somente na presença de luz, sendo que muitos predadores são noturnos ou crepusculares, como no caso de cutias (NOWAK, 1999).

Outro aspecto que pode ter relação com as variações na taxa de predação de ninhos é a abundância de predadores de topo de cadeia (TERBORGH, 1988). Em locais onde a comunidade destes animais é pouco abundante e rica, os mesopredadores são liberados do controle top-down, o que contribui com o aumento exacerbado de suas populações (ROGERS & CARO, 1998; TERBORGH; LOPEZ; TELLO, 1997; CROOKS & SOULÉ, 1999; TERBORGH et al., 2001; BARTON, 2003; PRUGH et al., 2009; RITCHIE & JOHNSON, 2009; CUPPLES et al., 2011; mas vide WRIGHT; GOMPPER; DELEON, 1994; GEHRT & CLARK, 2003; GEHRT & PRANGE, 2007; PRANGE & GEHRT, 2007; KARMACHARYA et al., 2013) associado ao elevado consumo de ovos (SOULÉ et al., 1988).

No caso de quatis, para exemplificar, a predação já foi relatada como sendo, algumas vezes, uma das principais causas de mortalidade (HASS & VALENZUELA, 2002), ou seja, de controle populacional. Estudos recentes sobre dieta de *Puma concolor* demonstraram que *Nasua narica* foi um dos itens mais frequentes e que, diante disso, cada indivíduo deve consumir 16-17 quatis por ano, junto de outras espécies, para suprir a demanda energética (GÓMEZ-ORTIZ et al., 2011; GÓMEZ-ORTIZ & MONROY-VILCHIS, 2013). Thurber e colaboradores verificaram uma taxa de 67% de mortes de coiotes causadas por lobos, seus predadores naturais e, um aumento de 14 vezes na abundância dos coiotes onde os lobos estavam ausentes (“defesa antipredador”). Também em relação aos lobos, na América do Norte, a densidade populacional de cervídeos (presas) foi, em média, seis vezes maior em locais onde os predadores foram extirpados do que onde os mesmos estavam presentes (RIPPLE & BESCHTA, 2012). Emmons (1987) demonstrou que puma e jaguar juntos podem consumir cerca de 8% da biomassa (“standing crop”) de presas anualmente, enquanto que jaguatiricas podem consumir até 64%. Além disso, na dieta destes três predadores foi encontrada uma ampla variedade e grande número de mamíferos, principais presas, que abrangeu animais de pequeno e médio porte, incluindo cutias, de cuja predação representou o maior nível.

Muitos trabalhos demonstraram que a redução no sucesso de aves, ou até extinção de algumas espécies, está relacionada à ausência desse controle dos grandes carnívoros sobre os mesopredadores (TERBORGH 1990, 1992; GOMPPER & DECKER, 1998; ALVAREZ & GALETTI, 2007; GALETTI et al., 2009). Coerentemente, as evidências da presença dos predadores de topo foram mais numerosas e frequentes no PEMG e, embora a quantidade de vestígios não represente necessariamente a abundância relativa das espécies, assumiu-se que a reflete satisfatoriamente (CROOKS, 2002), uma vez que o esforço amostral nas duas áreas foi praticamente o mesmo e o trabalho de campo foi todo conduzido pela mesma pessoa, de tal forma que a experiência e a percepção também foram constantes. Esse cuidado é fundamental, principalmente, quando se utilizam vestígios, como pegadas e amostras fecais, que podem ser facilmente ignorados no ambiente complexo do solo em uma floresta tropical (CHEIDA & RODRIGUES, 2010).

Características de paisagem também são importantes neste contexto para explicar a presença ou ausência dos grandes predadores, de acordo com as condições que oferecem. Em paisagens desflorestadas, com manchas de floresta distantes entre si, a circulação e a permanência deles são dificultadas (TERBORGH, 1974; WOODROFFE & GINSBERG, 1998; CHIARELLO, 1999; PRUGH et al., 2009). O PEMG apresenta maior tamanho, conectividade e porção florestada. Paisagens assim tendem a apresentar maior riqueza de habitat e de nichos e, conseqüentemente, riqueza e abundância de espécies (MACARTHUR & WILSON, 1967; TRZCINSKI; FAHRIG; MERRIAM, 1999; FAHRIG, 2003; KISEL et al., 2011), e manchas de habitat maiores são mais adequadas para atender a demanda de área de vida de muitos carnívoros de maior porte (TERBORGH, 1974; WOODROFFE & GINSBERG, 1998; PRUGH et al., 2009). Em florestas Neotropicais, os felídeos *Panthera onca*, *Puma concolor* e *Leopardus pardalis*, por exemplo, necessitam de áreas de vida que podem variar de 19-158 km²; 17-104 km²; 0,76-50,9 km², respectivamente na América do Sul (SCOGNAMILLO et al., 2003; CHEIDA et al., 2006). Dessa forma, é esperado que o PEMG, que está conectado diretamente com outras manchas de mesma classe, somando cerca de 28 km², possa apresentar maior abundância destas espécies do que o PEVR, com 3,54 km² e pouca conectividade.

Outro indício de que a abundância populacional dos predadores de topo tende a ser menor no fragmento de tamanho inferior é a proximidade do município de Fênix com esta área. Pekin e Pijanowski (2012) observaram que carnívoros são mais propensos à extinção em locais próximos a assentamentos humanos, que exercem impactos negativos sobre a abundância destes animais, incluindo a atividade de caça ilegal (WOODROFFE &

GINSBERG, 1998; ELLIS & RAMANKUTTY, 2008). De fato, o PEVR, apesar de ser uma área protegida desde 1965, apresenta um amplo histórico de caça por moradores que praticavam tal exercício, principalmente sobre animais de maior porte (ROCHA-MENDES et al., 2005).

Através da interpretação dos resultados de forma conjunta, pôde-se perceber elevada predação de ninhos artificiais no fragmento de menor tamanho, decorrente da alta densidade populacional das espécies *Nasua nasua*, *Sapajus nigritus* e *Dasyprocta azarae*, o que pode comprometer a situação da avifauna nesta área (MARTIN, 1993), pois experimentos com ninhos artificiais refletem a realidade dos ninhos naturais (VILLARD & PART, 2004). As altas densidades encontradas neste fragmento foram explicadas como respostas dos mesopredadores às características das paisagens e das áreas estudadas, e pela abundância dos predadores de topo que são responsáveis pelo controle top-down sobre suas presas.

Ficou evidente a necessidade de conservação dos fragmentos florestais em relação à porção de florestas na paisagem e à conectividade entre as manchas, principalmente, objetivando que estes ambientes tornem-se adequados para manter viáveis as populações dos grandes predadores, cujas abundâncias são frequentemente determinadas pela disponibilidade de presas (CARBONE & GITTLEMAN, 2002), para que os resultados negativos sobre a avifauna sejam atenuados. Além disso, devem ser realizados o monitoramento constante e o manejo, responsável e adequado, de animais generalistas abundantes em pequenos fragmentos a fim de que suas populações sejam equilibradas. Os esforços de conservação não devem ser voltados apenas para fragmentos maiores em função da biodiversidade que apresentam, mas também para os remanescentes de tamanhos relativamente inferiores, como aqui apresentado, que ainda apresentam número considerável de espécies e estão tendo sua preservação ameaçada por desequilíbrios nas comunidades.

Referências Bibliográficas

- ALVAREZ, A.D.; GALETTI, M. Predação de ninhos artificiais em uma ilha na Mata Atlântica: testando o local e o tipo de ovo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 1011-1016, 2007.
- ALVES-COSTA, C.P; DA FONSECA, G.A.B.; CHRISTÓFARO, C. Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 85, p. 478-482, 2004.
- AMBUEL, B; TEMPLE, S.A. Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forest. **Ecology**, v. 64, p. 1057-1068, 1983.
- ANDRÉN, H. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. **Ecology**, v.73, p. 794-804, 1992.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, p.355-366, 1994.
- ANGELSTAM, P. Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator density and habitat edge. **Oikos**, v.47, p. 365-373, 1986.
- ASKINS, R.A.; LYNCH, J.F.; GREENBERG, R. Population declines in migratory birds in eastern North America. **Current Ornithology**, v. 7, p. 1-57, 1990.
- BARTON, B.T. **Cascading effects of predator removal on the ecology of sea turtle nesting beaches**. 2003. Dissertação (Mestrado) - University of Central Florida, Orlando.
- BEISIEGEL, B.M. Notes on the coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in an Atlantic forest area. **Brazilian Journal of Biology**, v.61, p.689-692, 2001.
- BEISIEGEL, B.M.; MANTOVANI, W. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest areas. **Journal of Zoology**, v. 269, p. 77 – 87, 2006.
- BICCA-MARQUES, J.C.; SILVA, V.M. da; GOMES, D.F. Ordem Primates. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Nelio Roberto dos Reis, 2006. 101-148 p.
- BOVENDORP, R.S.; GALETTI, M. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. **Biological Invasions**, v. 9, p. 353-357, 2007.
- BOWERS, M.A.; MATTER, S.F. Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. **Journal of Mammalogy**, v. 78, p. 999-1013, 1997.
- BRASHARES, J.S.; PRUGH, L.R.; STONER, C.J.; EPPS, C.W. Ecological and conservation implications of mesopredator release. In: TERBORGH, J.; ESTES, J.A. (Eds). **Trophic Cascades**. Washington, DC: Island Press, 2010.

BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P.; LAAKE, J.L. **DISTANCE Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations**. London: Chapman & Hall, 1993.

CHAKAROV, N.; KRÜGER, O. Mesopredator release by an emergent superpredator: a natural experiment of predation in a three level guild. **Plos One**, v.5, p. 1-8, 2010.

CHALFOUN, A.D.; THOMPSON III, F.R.; RATNASWAMY, M.J. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. **Conservation Biology**, v.16, p. 306-318, 2002.

CHEIDA, C.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; ROCHA-MENDES, F.; QUADROS, J. Ordem Carnivora. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. (Eds.). **Mamíferos do Brasil**. Londrina, PR: Nelio Roberto dos Reis, 2006. 437p.

CHEIDA, C.; RODRIGUES, F.H.G. Técnicas de estudo em campo para mamíferos carnívoros terrestres. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; ROSSANEIS, B.K.; FREGONEZI, M.N. (Eds.). **Técnicas de estudo aplicadas aos mamíferos silvestres brasileiros**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. 1ª ed., 275 p.

CARBONE, C.; GITTLEMAN, J. A common rule for the scaling of carnivore density. **Science**, v.295, p. 2273-2276, 2002.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v.89, p.71-82, 1999.

CHIARELLO, A.G. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1649-1657, 2000.

SRBEK-ARAUJO, A.C.; CHIARELLO, A.G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.21, p. 121-125, 2005.

COTÉ, I.M.; SUTHERLAND, W.J. The effectiveness of removing predators to protect bird populations. **Conservation Biology**, v.11, p. 395-405, 1997.

CROOKS, K.R.; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, v. 400, p. 563-566, 1999.

CROOKS, K.R. The relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, p. 488-502, 2002.

CULLEN Jr, L.; BODMER, E.R.; VALLADARES-PADUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, v.35, p. 137-144, 2001.

CUPPLES, J.B.; CROWTHER, M.S.; STORY, G.; METNIC, M. Dietary overlap and prey selectivity among sympatric carnivores: could dingoes suppress foxes through competition prey? **Journal of Mammalogy**, v. 92, p.590-600, 2011.

DEVELEY, P.F.; PERES, C.A. Resource seasonality and the structures of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, p. 33-53, 2000.

DI BLANCO, Y.; HIRSCH, B.T. Determinants of vigilance behavior in the ring-tailed coati (*Nasua nasua*): the importance of within-group spatial position. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 61, p. 173-182, 2006.

DUCA, C.; GONÇALVES, J.; MARINI, A.M. Predação de ninhos artificiais em fragmentos de matas de Minas Gerais, Brasil. **Ararajuba**, v. 9, p. 113-117, 2001.

ELLIS, E.C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, p. 439-447, 2008.

EMMEL, C.T. **Population biology**. London: Chapman and Hall Ltd, 1976. 371p.

EMMONS, L.H. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. **Biotropica**, v.12, p. 210-222, 1984.

EMMONS, L.H. Comparative feeding ecology of felids in a Neotropical rainforest. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 20, p.271-283, 1987.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT, D. Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**, v. 17, p. 229-241, 1994.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FREESE, C.H.; OPPENHEIMER, J.R. The capuchin monkeys, genus *Cebus*. In: COIMBRA-FILHO, A.F.; MITTERMEIER, R.A. (Eds.). **Ecology and Behavior of Neotropical Primates**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1981. p. 331-390.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R.S.; FADINI, R.F.; GUSSONI, C.O.A.; RODRIGUES, M.; ALVAREZ, A.D.; Jr GUIMARÃES, P.R.; ALVES, K. Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. **Zoologia**, v.26, p.288-298, 2009.

GEHRT, S.D.; CLARK, W.R. Raccoons, coyotes, and reflections on the mesopredator release hypothesis. **Wildlife Society Bulletin**, v. 31, p. 836-842, 2003.

GEHRT, S.D.; PRANGE, S. Interference competition between coyotes and raccoons: a test of the mesopredator release hypothesis. **Behavioral Ecology**, v. 18, p. 204-214, 2007.

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

GLANZ, W.E. The terrestrial mammal fauna of Barro Colorado Island: censuses and long-term changes. In: LEIGH, E.G.; JR RAND, A.S.; WINDSOR, D.M. (Eds.). **Ecology of a Tropical Forest**. Washington DC: Smithsonian Institution Press, 1982. p. 455-468.

GÓMEZ-ORTIZ, Y.; MONROY-VILCHIS, O.; FAJARDO, V.; MENDOZA, G.D.; URIOS, V. Is food quality important for carnivores? The case of *Puma concolor*. **Animal Biology**, v.21, p.277-288, 2011.

GÓMEZ-ORTIZ, Y.; MONROY-VILCHIS, O. Feeding ecology of puma *Puma concolor* in Mexican montane forests with comments about jaguar *Panthera onca*. **Wildlife Biology**, v. 19, p. 179-187, 2013.

GOMPPER, M.E. Population ecology of white-nosed coati (*Nasua narica*) on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Zoology**, v.241, p. 441-455, 1997.

GOMPPER, M.; DECKER, D.M. *Nasua nasua*. **Mammalian Species**. v. 580, p.1-9, 1998.

HASS, C.C.; VALENZUELA, D. Anti-predator benefits of group living in white-nosed coatis (*Nasua narica*). **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 51, p. 570-578, 2002.

HIRSCH, B.T. **Within-group position in ring-tailed coatis (*Nasua nasua*): balancing predation, feeding success, and social competition**. 2007. Tese (Doutorado) - Stony Brook University, New York.

HIRSCH, B.T. Seasonal variation in the diet of ring-tailed coatis (*Nasua nasua*) in Iguazu, Argentina. **Journal of Mammalogy**, v.90, p. 136-143, 2009.

IACK-XIMENES, G.E. **Sistemática da família Dasyproctidae Bonaparte, 1838 (Rodentia, Hystricognathi) no Brasil**. 1999. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

KARMACHARYA, B.; HOSTETLER, J.A.; CONNER, L.M.; MORRIS, G.; OLI, M.K. The influence of mammalian predator exclusion, food supplementation, and prescribed fire on survival of *Glaucomyz volans*. **Journal of Mammalogy**, v. 94, p. 672-682, 2013.

KEITH, L.B. Role of food in hare population cycles. **Oikos**, v.40, p.385-396, 1983.

KIERULFF, M.C.M.; MENDES, S.L.; RYLANDS, A.B. *Cebus nigratus*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 15 January 2014.

KISEL, Y.; MCLNNES, L.; TOOMEY, N.H.; ORME, D.L. How diversification rates and diversity limits combine to create large-scale species-area relationship. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 366, p. 2514-2525, 2011.

LACERDA, W.R. **Predação de plantas jovens de *Euterpe edulis* e invasão de lavouras de milho por *Sapajus nigratus* em remanescentes de floresta Atlântica no sul do Brasil**. 2013. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel.

LEITE, L.O.; MARINI, M.Â, The effects of forest fragmentation on predation rates of artificial bird nests in Minas Gerais. **Ciência e Cultura**, v.51, p. 34-37, 1999.

LIMA BORGES, P.A.; TOMÁS, W.M. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2008. 139p.

LOISELLE, B.A.; HOPPES, W.G. Nest predation in insular and mainland lowland in Panama. **Condor**, v.85, p. 93-95, 1983.

LOTKA, A.J. **Elements of physical biology**. Baltimore: Williams and Wilkins Company, 1925. p.460.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton, NJ: Princeton University Press, 1967.

MARTENSEN, A.C.; RIBEIRO, M.C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with Neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v.26, p.1100-1111, 2012.

MARTIN, T.E. Habitat and area effects on forest bird assemblages: is nest predation an influence? **Ecology**, v.69, p. 74-84, 1988.

MARTIN, T.E. Nest predation and nest sites. **Bioscience**, v.43, p. 523-532, 1993

MIKICH, S.B.; SILVA, S.M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 15, p. 89-113, 2001.

MIKICH, S. B., OLIVEIRA, K. L. (2003). Revisão do plano de manejo do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo. Mater Natura. Curitiba. Fundo Nacional do Meio Ambiente.

MIKICH, S.B.; LIEBSCH, D. Damage to forest plantations by tufted capuchins (*Sapajus nigritus*): too many monkeys or not enough fruits? **Forest Ecology and Management**, v. 314, p. 9-16, 2014.

NOUR, N.; MATTHYSEN, E.; DHONDT, A.A. Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. **Ecography**, v. 16, p.11-116, 1993.

NOWAK, R.M. **Walker's Mammals of the World**. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press, 1999. 6 ed., v.1.

OLIFIERS, N.; BIANCHI, R.C.; MOURÃO, G.M.; GOMPPER, M.E. Construction of arboreal nests by brown-nosed coatis, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Pantanal. **Zoologia**, v. 26, p. 571-574, 2009.

PAGLIA, A.P.; FONSECA, G.A.B.da; RYLANDS, A.B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L.M.S.; CHIARELLO, A.G.; LEITE, Y.L.R.; COSTA, L.P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M.C.M.; MENDES, S.L; TAVARES, V.da C.; MITTERMEIER, R.A.; PATTON, J.L. **Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/ Annotated Checklist of Brazilian Mammals**. 2ª Edição/ 2nd Edition. Occasional Papers in Conservation Biology, No.6. Conservation International, Arlington, VA. 76 pp. 2012.

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

PASCHOAL, A.M.O.; MASSARA, R.L.; SANTOS, J.L.; CHIARELLO, A.G. Is the domestic dog becoming an abundant species in the Atlantic forest? A study case in southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, p. 67-76, 2012.

PEKIN, B.K.; PIJANOWSKI, B.C. Global land use intensity and the endangerment status of mammal species. **Diversity and Distributions**, v.18, p. 909-918,2012.

PÉREZ-IRINEO, G.; SANTOS-MORENO, A. Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros em uma selva mediana del noreste de Oaxaca, México. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 26, p. 721-736, 2010.

PRANGE, S.; GEHRT, S.D. Response of skunks to a simulated increase in coyote activity. **Journal of Mammalogy**, v.88, p. 1040-1049, 2007.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328p.

PRUGH, L.R.; STONER, C.J.; EPPS, C.W.; BEAN, W.T.; RIPPLE, W.J.; LALIBERTE, A.S.; BRASHARES, J.S. The rise of the mesopredator. **BioScience**, v. 59, n. 9, p. 779 – 791, 2009.

QUADROS, J.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Coleta e preparação de pelos de mamíferos para identificação em microscopia óptica. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 274-278, 2006.

REIS, N.R.; BARBIERI, M.L.S.; LIMA, I.P.; PERACCHI, A.L. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mamalia, Chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários de pequeno tamanho? **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, p. 225-230, 2003.

REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Nelio Roberto dos Reis, 2006. 437p.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biology Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RIPPLE, W.J.; BESCHTA, R.L. Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. **European Journal of Wildlife Research**, v.58, p. 733-742, 2012.

RITCHIE, E.G.; JOHNSON, C.N. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v.12, p. 982-998. 2009.

ROBBINS, C.S. Effect of forest fragmentation on breeding bird populations in the piedmont of the Mid-Atlantic region. **Atlantic Naturalist**, v. 33, p. 31-36, 1980.

ROBINSON, S.K.; THOMPSON, F.R.; DONOVAN, T.M.; WHITEHEAD, D.R.; FAABORG, J. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. **Science**, v. 267, p. 1987-1990, 1995.

ROBINSON, W.D.; ROBINSON, T.R. Observations of predation events at bird nests in central Panama. **Journal of Field Ornithology**, v. 72, p. 430-48, 2001.

ROCHA, V.J.; SEKIAMA, M.L. Mamíferos do Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J.M.D (Ed.). **O Parque Estadual Mata dos Godoy: aspectos da biologia e ecologia**. Londrina: Eduel, 2006. 169p.

ROCHA-MENDES, F.; MIKICH, S.B.; BIANCONI, G.V.; PEDRO, W.A. Mamíferos do município de Fênix, Paraná, Brasil: etnozootologia e conservação. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 991-1002, 2005.

ROGERS, C.M.; CARO, M.J. Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of mesopredator release hypothesis. **Oecologia**, v.116, p.227-233, 1998.

ŠÁLEK, M.; ČERVINKA, J.; PAVLUVČIK, PETR; POLÁKOVÁ, S.; TKADLEC, E. Forest-edge utilization by carnivores in relation to local and landscape habitat characteristics in central European farmland. **Mammalian Biology**, 2013, <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2013.08.009>.

SCHALLER, G.B. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia**, v.31, p.1-36, 1983.

SCOGNAMILLO, D.; MAXIT, I.E.; SUNQUIST, M.; POLISAR, J. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. **Journal of Zoology**, v. 259, p. 269-279, 2003.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.A.; DINIZ-FILHO, J.A.F. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. **Biological Conservation**, v.114, p. 351-355, 2003.

SILVEIRA, M. Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J.M.D (Ed.). **O Parque Estadual Mata dos Godoy: aspectos da biologia e ecologia**. Londrina: Eduel, 2006. 169p.

SMALL, M.F.; HUNTER, M.L. Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. **Oecologia**, v. 76, p. 62-64, 1988.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, SP, 2011. <
http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas%20mata%20atlantica-relatorio2005-2008.pdf> Downloaded on 2 April 2013.

SOULÉ, M.E., BOLGER, D.T., ALBERTS, A.C., WRIGHT, J., SORICE, M., HILL, S. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. **Conservation Biology**, v. 2, p. 75–91, 1988.

TERBORGH, J. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. **BioScience**, v. 24, p.715-722, 1974.

TERBORGH, J; WINTER, B. Some causes of extinction. In: SOULÉ, M.E. (Ed.) **Conservation biology: an ecological-evolutionary perspective**. Sunderland, Sinauer, 1980. pp. 119-133.

TERBORGH, J. The big things that run the world – A sequel to E.O.Wilson. **Conservation Biology**, .2, p.402-403, 1988.

TERBORGH, J. **Where have all the birds gone?** New Jersey: Princeton University Press, 1989.

TERBORGH, J. Seed and fruit dispersal - Commentary. In: BAWA, K. S.; HADLEY, M. (Eds). **Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants**. Paris: The Patheron Publishing Group, 1990.

TERBORGH, J. An overview of research at Cocha Cashu Biological Station. In: GENTRY, A.H. (Ed.). **Four Neotropical rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1991. pp. 48-59.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, v 24, p. 283-292, 1992.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; TELLO, J.S. Bird communities in transition: the Lago Guri Islands. **Ecology**, v.78, p.1494-1501, 1997.

TERBORGH, J. **Requiem for nature**. Washington DC: Island Press, 1999.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H. LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v.294, p. 1923–1926, 2001.

THURBER, J.M.; PETERSON, R.O.; WOOLINGTON, J.D.; VUCETICH, J.A. Coyote coexistence with wolves on the Kenai Peninsula, Alaska. **Canadian Journal of Zoology**, v. 70, p. 2494-2498, 1992.

TOBLER, M.W.; CARRILLO-PERCASTEGUI, S.E.; PITMAN, R.L.; MARES, R.; POWELL, G. An evaluation of camera traps for inventorying large-and-medium-sized terrestrial rainforest mammals. **Animal Conservation**, v.11, p. 169-178, 2008.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2010. 3 ed. 576 p.

TRZCINSKI, M.K.; FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. **Ecological Applications**, v.9, p. 586-593, 1999.

TURNER, I.M. Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v.33, p.200-209, 1996.

VICENTE, R.F. O Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J.M.D (Ed.). **O Parque Estadual Mata dos Godoy: aspectos da biologia e ecologia**. Londrina: Eduel, 2006. 169p.

VILLARD, M-A; PART, T. Don't put all your eggs in real nests: a Sequel to Faaborg. **Conservation Biology**, v.18, p. 371- 372, 2004.

VOLTERRA, V. Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically. **Nature**, v. 118, p. 558-560, 1926.

WHITCOMB, R.F.; ROBINS, C.S.; LYNCH, J.F.; WHITCOMB, B.L.; KLIMKIEWICZ, M.K.; BYSTRAK, D. Effects of forest fragmentation on avifauna of eastern deciduous forest. In: BURGESS, R.L.; SHARPE, D.M. (Es). **Forest islands dynamics in man-dominated landscapes**. New York: Springer, 1981. pp. 125-205.

WILCOVE, D.S. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. **Ecology**, v. 66, p. 1211-1214, 1985.

WILSON, E.O; WILLIS, E. Applied biogeography. In: CODY, M.L.; Diamond, J.M. (eds). **Ecology and evolution of communities**. Cambridge: Harvard University Press, 1975. pp. 522-534.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J.R. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science**, v. 280, p. 2126-2128, 1998.

WRIGHT, J.S.; GOMPPER, M.E.; DELEON, B. Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. **Oikos**, v. 71, p.279-294, 1994.

YAHNER, R.H.; SCOTT, D.P. Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. **Journal of Wildlife Management**, v. 52, p. 158-161, 1988.

Conclusão Geral

O presente estudo encontrou diferenças significativas na densidade de alguns mesopredadores, especificamente, *Nasua nasua*, *Sapajus nigritus* e *Dasyprocta azarae*, nos fragmentos estudados de Floresta Atlântica no sul do Brasil. Conforme esperado, os valores estimados foram elevados no fragmento florestal de menor tamanho (metade da área do outro fragmento). Essa diferença teve reflexos diretos nas taxas de predação de ninhos artificiais e acredita-se que os resultados reflitam satisfatoriamente a predação de ninhos naturais, ainda que outros predadores (mamíferos, aves e répteis) também atuem nas duas áreas, conforme evidenciado pelo próprio estudo.

Dois fatores, não excludentes ou exclusivos foram usados para explicar essa variação populacional: as características das paisagens nas quais os fragmentos estudados estão inseridos e a presença de potenciais predadores de topo nessas áreas. O menor remanescente apresenta conectividade reduzida em relação ao outro, além de porções inferiores de áreas florestadas na paisagem e isso parece ter contribuído com o acúmulo dos animais dentro dos fragmentos, ou seja, ter dificultado a dispersão por entre as manchas. As evidências encontradas sobre predadores de topo refletiram uma abundância menor dos mesmos também no fragmento de menor tamanho, sendo então plausível que a pressão de predação esteja abrandada.

Especificamente em relação à *Nasua nasua*, o estudo ainda avaliou o uso do habitat e a dieta nessas duas áreas. Os resultados demonstraram que os quatis ocupam frequentemente habitats florestados, entretanto, em um dos remanescentes, a utilização de áreas abertas de borda, particularmente plantações de milho, foi maior do que o esperado. Esta peculiaridade foi atribuída ao potencial de atração que cultivos podem exercer sobre generalistas através da abundância de recursos alimentares que oferecem. Em relação à dieta, a comparação dos itens consumidos entre as áreas indicou que esta foi variável, embora o milho tenha sido comum e frutos foram mais frequentes do que invertebrados.

Outro aspecto que pode ser considerado no âmbito conservacionista é a permanência dos animais fora das unidades de conservação, inclusive consumindo recursos oferecidos por meio de atividades humanas. Isso devido aos possíveis conflitos com os produtores e ao fato de que esses animais passam menos tempo dentro dos fragmentos forrageando e, conseqüentemente, dispersando sementes.

Tomados em conjunto, os resultados desse estudo alertam para a importância de monitoramentos contínuos sobre densidade populacional de *N. nasua* e outros mamíferos generalistas, principalmente em fragmentos pequenos e isolados, onde podem impactar diretamente os recursos e outras espécies. Nesse sentido, fornecem subsídios para o manejo dessas áreas fragmentadas e sua biota.