UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE BIOMAS TROPICAIS

Ecologia de comunidades de aves de rapina (*Cathartidae, Accipitridae* e *Falconidae*) em fragmento de Mata Atlântica na região do Médio Rio Doce, MG.

Marcus Canuto

Dissertação apresentadada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas tropicais como requisito parcial da obtenção de título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia e Conservação

Orientação: Dra. Yasmine Antonini

Co-orientação: Dr. Hernan Vargas

Biomas – ICEB

Ouro Preto, MG.

2009

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

Dedico este trabalho:

A minha família, e a todos que passaram pela minha vida.

Aos humildes e aos que não se importam.

Aos naturalistas pioneiros e aos da atualidade.

Aos escaladores de dossel.

A proteção incondicional da natureza, seja pela consciência humana seja por consequência da catástrofe.

Aos intocados lugares no mundo, me esperem.

AGRADECIMENTOS

A minha família em especial que sempre me apoiou e é o alicerce das minhas decisões.

Aos amigos de infância, atuais e futuros.

A equipe da S.O.S. Falconiformes que juntamente com a região da APA Carste de Lagoa Santa foram os percurssores desta minha caminhada.

Aos professores e alunos da UFOP que conheci e que contribuiram muito ao meu aprendizado interdisciplinar.

A minha orientadora Yasmine Antonini e ao meu co-orientador Hernan Vargas.

Ao Bruno Ferrão pela ajuda indispensável na informática.

A todos que conheci.

Agradeço a Universidade Federal de Ouro Preto pela oportunidade e inclusão no Programa de Pós-graduação, a CAPES pela disponibilização de bolsa de pesquisa e a Fundação The Peregrine Fund pelo apoio e ajuda de custo.

Agradeço aos colaboradores de outras instituições como UFMG e UFV.

Agradeço a integrantes das empresas Arcellor Mitall e CENIBRA, atuantes na área de entorno da reserva ou que disponibilizaram informações.

Agradeço também a entidade Neotropical Research - Grupo de Estudo para a Conservação da Fauna Neotropical

Agradeço por último mas não menos a todos os funcionários do Instituto Estadual de Florestas (IEF), da Polícia Militar e demais contratados do Parque Estadual do Rio Doce e moradores da área de entorno.

SUMÁRIO

	Páginas
Introdução Geral	5
Capítulo 1	
Resumo e Abstract	9-10
Introdução	11-13
Material e Métodos	13-21
Resultados	22-41
Discussão	41-47
Conclusão	48
Bibliografia	49-57
Capítulo 2	
Resumo e Abstract	58-59
Introdução	60-63
Material e Métodos	63-69
Resultados	70-79
Discussão	80-85
Conclusão	85
Bibliografia	86-92
Anexos	
Mapa 1	93
Mapa 2	94
Mapa 3	95
Mapa 4	96
Foto 1	97
Foto 2	98

Introdução Geral

Mata Atlânica

A avifauna da Mata Atlântica é extremamente rica, com 682 espécies. Mesmo num grupo com alta capacidade de dispersão, como as aves, o número de espécies endêmicas chega a 199 ou 29% do total da Mata Atlântica (Stotz *et al*. 1996), muitas das quais em áreas de matas de baixada. O Brasil detém o terceiro lugar em diversidade de aves, com cerca de 1677 espécies (Sick 1997) e o estado de Minas Gerais apresenta mais de 48% do total brasileiro (n= 770 espécies). Destas, 52 são endêmicas da Mata Atlântica. Com uma diversidade incomparável, fato relacionado à sua complexidade estrutural, variação geográfica e altitudinal, a Mata Atlântica apresenta uma densidade de aves maior do que a Amazônia (Machado 1995).

Minas Gerais abriga a parte mais interior da Mata Atlantica e a sua cobertura vegetal foi reduzida a menos 6% pelas atividades agropecuárias, exploração madereira, plantio de café e a produção de carvão vegetal, (Machado 1995, Fonseca 1985). Considerado o segundo bioma mais ameaçado do mundo (Myers *et al*; 2000), a sua avifauna continua insuficientemente estudada, assim como os efeitos da fragmentação e da desestruturação vegetacional causada pela antropização.

O Brasil abriga 69 espécies de Falconiformes e seis Cathartiformes (Comitê Brasileiro de Registros Ornintológicos - CBRO, 2008), considerando as espécies residentes, as migrantes e as de ocorrência esporádica. Entre essas, três figuram no Livro Vermelho da Fauna Brasileira de espécies ameaçadas (Machado, *et al*., 2008, IBAMA 2003) como a Águia-cinzenta (*Harpyhaliaetus coronatus*) e o Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*) e nove integram a Lista da Fauna Ameaçada de extinção do estado de Minas Gerais (Drumond et al. 2008). Entre estas os três representantes do gênero *Spizaetus* e a própria águia-cinzenta são enquadrados como em perigo, e o Tauató-pintado (*Accipiter poliogaster*), o Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*) e o Gavião-pombo-grande (*Leucopternis polionotus*) são enquadrados como criticamente em perigo (Drumond et al. 2008). Estas últimas apresentam distribuição restrita ao leste do continente Sul-americano sendo o *L. lacernulatus* endêmico e ameaçado no Brasil e na Mata Atlântica (Baille, *et al.*, 2004, Collar 1992, Sick 1997). Ainda de acordo com Vasconselos *in* Machado *et al* (1998) a Águia Harpia (*Harpia harpyja*) e o Tauató-pintado (*Accipiter poliogaster*) são considerados como provavelmente extintos para o Estado. Para a Águia Harpia o último registro da

espécie no PERD é de 1977 (Sick e Teixeira 1979). As espécies do gênero *Leucopternis* sofrem sérios problemas de conservação por serem endêmicas ou quase endêmicas da Mata Atlântica (Sick 1985), já que esta foi reduzida a apenas 8% da cobertura original (MMA 2000). As populações de espécies de grande porte, como *Harpyhaliaetus coronatus*, ou dependentes de ambiente florestal, como *Spizaetus ornatus*, *S. tyrannus*, *S. melanoleucus*, também entraram em declínio acompanhando a drástica redução do seu habitat (Bierregaard-Jr. 1998, Mañosa *et al*. 2002; Thiollay 1994). Além da perda de habitat, decorrente da fragmentação e da alteração florística, a caça e perseguição contribuem secundariamente para o contínuo declínio das populações destes táxons, no Estado e em todo o país (Bildstein *et al*. 1988; Machado *et al*. 1998; Bird Life 2000).

Estudos na Mata Atlântica envolvendo dinâmica de população de aves de rapina diurnas são escarsos e muito pouco se sabe sobre seu estado de conservação. Alguns trabalhos dizem respeito ao esforço de amostragem e métodos, riqueza da comunidade, padrões de atividade e índices de abundância, (Carvalho Filho 2008, Manosa *et al* 2003, Ribeiro & dos Anjos 2006, Carvalho & Marini 2007), mas não contemplam dados sobre padrões de densidade, distribuição no habitat e territorialidade de espécies em atividade reprodutiva.

O *Parque Estadual do Rio Doce*

O Parque Estadual do Rio Doce (PERD) foi criado pelo Decreto 1.119, de 14/07/1944 possui como Unidade Gestora Responsável o Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais, possui uma superfície (ha) de 35.976.43 (Trinta e cinco mil, novecentos e setenta e seis hectares equarenta e três ares) com um perímetro (km) de 120. Os Municípios que abrange e o percentual sobre a área municipal, correspondente à UC são: Timóteo - 14,1%; 5.085,26 ha; Dionísio - 2,6% - 93.513 ha; Marliéria -83,3% - 29956,04 ha; Estados que abrange: Minas Gerais.

Situa-se entre os meridianos 42° 38’W e 48° 28’W e os paralelos 19° 45’S e 19° 30’S com alitude variando entre 230 e 515m. Possui como marcos importantes (limites) os rios Doce e Piracicaba (IEF 1994). O clima da área segundo a classificação de Koppen enquadra-se no tipo AW - tropical quente semi úmido, com chuvas de outubro a março e com pluviosidade média anual de 1500 mm (Tundisi 1997).

A porção mineira da bacia do Rio Doce apresenta uma grande riqueza de aves, ocorrendo nessa região pelo menos 393 espécies (Machado 1995). Esse número é bastante expressivo, representando aproximadamente um quarto daavifauna brasileira

e metade das espécies com distribuição em Minas Gerais (Sick 1997, Mattos *et al*. 1993).

A importância do Parque Estadual do Rio Doce para a conservação das aves e da biodiversidade associada tem sido destaque em algumas pesquisas recentes.

O PERD foi considerado como uma área de “importância biológica especial” de acordo com Drummond et al (2005) por se constituir em um ambiente único, sem igual no Estado, pela presença de aves de distribuição restrita e alta riqueza de espécies ameaçadas de diversos grupos faunísticos. O PERD foi indicado como “área de extrema importância biológica” tal a sua importância na conservação da biodiversidade brasileira, especificamente da diversidade biológica da Mata Atlântica (MMA 2000).

Os estudos sobre a avifauna no PERD resultaram em uma listagem total de 325 espécies de aves. Esse número é considerado muito expressivo, pois corresponde a 82% das aves registradas para o vale do Rio Doce de Minas Gerais (Machado 1995), 47% das aves registradas para o bioma da Mata Atlântica (Stotz *et al*. 1996), 41% da avifauna mineira (Mattos *et al*. 1993) e 19% da avifauna brasileira (Sick 1997). Além desses estudos, os demais registros existentes se referem a observações de espécies ameaçadas de extinção (Andrade 1991, Melo Jr. 1996, Machado *et al*. 1998, Zorzin 2006, Carvalho 2008).

As espécies endêmicas não são capazes de manter populações viáveis fora de seus hábitats preferenciais, sendo que a identificação e preservação das áreas extensas e ricas em espécies endêmicas é uma importante estratégia de conservação. Dentro dessa ótica, o PERD se destaca em relação aos endemismos de aves da Mata Atlântica, tendo sido listadas 57 espécies endêmicas da Mata Atlântica para o Parque, o que corresponde a 28% do total de endemismos desse bioma (Lins 2001)

O PERD é uma importante área para a conservação de espécies ameaçadas de extinção no estado, como o Gavião-Pato (*Spizastur melanoleucus*) e os Gaviões-pomba (*Leucopternis lacernulatus e L. polionotus*), espécies previamente registradas na reserva (Carvalho *et al*. 2003; Lins 1995; Melo Jr. 1996) e consideradas em perigo de acordo com Machado et al (1998). A situação de *L. lacernulatus* é ainda mais delicada já que no Brasil é restrita a Mata Atlântica. Para, o Gavião-pombo-pequeno (espécie endêmica e ameaçada a nível mundial), foram estimados menos de 30 pares para a Reserva de Linhares no Espírito Santo (Whitney *in* Collar et al. 1992). O Parque é o maior remanescente desse bioma em Minas Gerais e pode ser que abrigue a maior população de *L. lacernulatus* do Estado.

Justificativa

A intensa fragmentação e descaracterização da Mata Atlântica demandam estudos sobre as exigências ecológicas das espécies em área contínua de floresta, como Unidades de Conservação de Proteção Integral. A geração de dados sobre as populações, em áreas extensas de floresta poderão então servir de parâmetro para a formação, aumento ou conexão de corredores florestais entre reservas e fragmentos remanescentes.

Para este tipo de avaliação se faz necessário um protocolo específico para o censode aves de rapina em ambientes florestais para a obtenção de dados, durante o período reprodutivo, sobre a riqueza, abundância, densidade, comportamento territorial e reprodutivo, além de uso de habitat. Essas informações são necessarias para uma avaliação concreta do *status* das espécies a nível local e regional.

Objetivos

Objetivo Geral

Avaliar a comunidade das aves de rapina do Parque Estadual do Rio Doce quanto a riqueza de espécies, abundância, período de atividade, distribuição espacial, uso de habitat, sazonalidade e detectabilidade, descrevendo comportamentos reprodutivos de quatros especies e exigências de uso de área além de tamanho populacional.

Objetivos específicos

- Descrever o período reprodutivo e os comportamentos associados a ele como descrição do display áreo e de proclamação do território, cortejo e período do juvenil, territorialidade, densidade e uso de habitat do Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*) no PERD.
- Descrever o cortejo, densidade relativa e uso de habitat do Gavião-pombo-grande (*L. polionotus*).
- Descrever o período e comportamento de reprodução (descrição do display áreo e de cortejo, período do juvenil, densidade relativa e uso de habitat) do Gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*) no PERD.
- Descrever a densidade relativa e uso de habitat do Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*) no PERD.

CAPÍTULO 1

A comunidade de Aves de Rapina em um fragmento de Mata Atlântica no leste de Minas Gerais: composição, período de atividade, uso de habitat, distribuição espacial e sazonalidade.

Marcus Canuto

Resumo: Informações ecológicas básicas sobre padrões populacionais das aves de rapina na Mata Atlântica são escarsos, muitas vezes devido a não utilização de métodos apropriados ou ao baixo esforço de amostra. A existência de populações sensíveis a fragmentação, ou exigentes de habitat preservado, de baixa densidade ou abundância local, de baixa detecção ou distribuição esparsa, demonstra a necessidade de estudos específicos ao grupo ao longo do bioma. Estes dados, quando obtidos em habitat extenso e contínuo, são essenciais para um maior entendimento da história natural do grupo, incluindo a ecologia de comunidades. No presente estudo, a coleta de dados foi realizada no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, maior remanescente de Mata Atlântica do estado. Foi realizado em 2005 um estudo piloto para reconhecimento da área, adequação de métodos e coleta preliminar de dados. Apartir deste estudo, e de acordo com metodologia específica ao censoneamento do grupo, foram utilizados de 1-4 pontos fixos em árvores emergentes ou morros adjacentes a reserva, em 12 plotes de amostra de 785 a 2492 hectares. Estes pontos permitiram um amplo ângulo de visão das distintas porções da reserva, sendo realizadas um total de 126 amostras, entre 2006 e 2009, durante o período de 07:30 ás 12:00, alternadas dentre os meses de julho a janeiro dos diferentes anos, totalizando 567 horas de observação direta de espécies de aves de rapina florestais. Apartir do acúmulo de registro das espécies foi avaliado o esforço de amostra e técnicas utilizadas, a composição das espécies e distribuição espacial, diversidade, período de atividade, sazonalidade e uso de habitat das espécies utilizando-se análises não-paramétricas. É imprescindível um específico e repetido esforço de amostra de médio a longo prazo para o censoneamento de aves de rapina florestais, incluindo espécies raras ou ameaçadas, em remanescentes extensos de Mata Atlântica.

Abstract: Basic information over population patterns of raptors in the Atlantic rainforest are scarse, many yimes due to the non use of proper methods or low sample effort. The existence of sensitive populations towards fragmentation, or demanding of preserved habitat, of low density or local abundance, of low detection or sparse distribution, shows the need of specific studies of the group in the biome. These informations when gathered on extensive and contiguous habitat are essential for a greater understanding of the group natural history, including communities' ecology. In the present study, the data gathering was consummate at the Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais state; the larger remain of the Atlantic rainforest. On 2005 a pilot project was accomplished for recognition of the area, adequacy of methods and preliminary gather of data. From this study, and according to specific methodology to the group census, 1-4 point count were used in emergent trees (N=23) or hills (N=10) adjacent to the reserve, at 12 sample plots from 785 to 2492 hectares. These points allowed a wide vangle of view of the distinct portions of the reserve, being achieved a total of 126 samples, between 2006 and 2009, during the 07:30-12:00 period, alternated among the months of july to January of the different years, totaling up 567 hours of direct observation of forest raptors. From the accumulation of records of the species it was evaluated the sample effort and used techiniques, the species composition and spatial distribution, diversity, period of activity, seasonality, and habitat use of the species through non-parametric analysis. It's essential to have a concentrate, specific and repeated sample effort from medium to long term for the censuning of forest raptors, including rare or threatened species, at extensive remainings of Atlantic rainforest.

Introdução

Algumas espécies de raptores neotropicais são altamente sensíveis a distúrbios antrópicos, incluindo caça e corte seletivo de madeira (Thiollay, 1989; Stotz *et al.* 1986). Em muitas florestas tropicais, onde houve degradação ou modificação ambiental, ocorreram perdas inevitáveis de biodiversidade. Esta perda acontece porque várias espécies de animais que vivem em florestas sao aparentemente incapazes de suportarem estas mudanças (Diamond 1989, Bierregaard & Lovejoy 1989, Terborgh 1992). A oferta dos recursos alimentares é um importante determinante da organização trófica de comunidades de aves (Terborgh & Robinson 1996). Aves de rapina estão entre um dos poucos grupos de aves nos quais a abundancia e sucesso de ninhos são claramente limitados pela disponibilidade de locais de nidificação (Newton 1979).

De acordo com Bildstein *et al.* (1998) 76% das espécies de raptores diurnos são encontrados principalmente ou completamente nos trópicos e 46% de todos os raptores tropicais são ameaçados pela perda de habitat. Quarenta e cinco porcento de todas as espécies de raptores ocorrem em florestas tropicais (Thiollay 1985a, 1994). O "Red Data Book" lista 64 espécies de rapinas diurnas como ameaçadas. Sendo 41 delas espécies florestais (Thiollay 1990).

O fato de aves de rapina exigirem extensas áreas de floresta as torna apropriadas espécies "guarda-chuva" destes ambientes (Newton 1979). Sítios capazes de suportar populações viáveis de predadores de topo de cadeia também sustentam populações de espécies menores com menor exigência de área (Sergio 2006). Porém a conservação destas espécies, em nível local e regional, e seus respectivos habitats, exigem um esforço concentrado e específico ao grupo. De acordo com Ryall & Fahrig (2006), apesar de levantamentos em campo sugerirem que populações de uma determinada espécie possam prosperar apesar de alguma perda do habitat, perdas sucessivas podem ir além do limiar de persistência do sistema predador-presa.

Aves de rapina são bons indicadores de tamanho ótimo de reservas de florestas por exigirem áreas de vida maiores do que a maioria das outras espécies, sendo seus padrões populacionais especialmente mensuráveis em virtude de sua alta diversidade, ampla distribuição, e relativa conspicuidade (Thiollay 1989). Apesar disso, a deficiência em métodos específicos para o censoreamento das mesmas (ocorrência, atividade reprodutiva e tamanho populacional) é evidente. A baixa detectabilidade de algumas destas espécies em ambiente florestal, ou possíveis interpretações prematuras quanto ao *status* destas espécies em nível local ou regional é

preocupante. Geralmente a avaliação em nível populacional basea-se apenas na ocorrência das mesmas e não em evidências sobre atividade, sucesso reprodutivo ou densidade populacional. De acordo com Bierregaard (1995) nos neotrópicos, o comportamento reprodutivo é desconhecido para 27 espécies e conhecido apenas de observações pessoais para outras 18.

É possível, a partir do diagnóstico da estrutura da comunidade de aves de rapina, de estimativas de extensão domiciliar e densidade populacional, moldar e desenvolver um padrão de monitoramento para este grupo. Os dados gerados podem ser utlizados em programas de gerenciamento de áreas de conservação, na criação e ampliação de reservas e corredores florestais e na avaliação do status de determinadas espécies a nível local e regional (comm. Pess.).

São poucos os trabalhos publicados sobre comunidade de raptores florestais nos neotrópicos, incluindo estudos de densidade e territorialidade, e reprodução, estudo de densidade e territorialidade. Estes trabalhos (Thiollay 1989 a e b, Flatten 1990, Julio 1991, Madrid *et al.* 1991, Montenegro 1992, Sixto 1992, Whitacare & Thosrtrom 1992, Burnham et. al. 1994, Robinson 1994, Bierregaard 1995, Draheim 1995, Vargas 1995, Preulethner & Gamalf 1998, Blake & Loiselle 2001, Shultz 2002, Gjersshaug 2004, Naka 2004 e Thiollay 2007) contribuíram com o conhecimento da história natural de algumas espécies a nível regional gerando dados sobre padrões de ocorrência e distribuição, riqueza, abundância, densidade, movimentação, proclamação de território, comportamento reprodutivo, seleção de habitat e outros, além da descrição de métodos de estudo.

Estudos populacionais no grupo das aves de rapina florestais exigem um grande esforço de amostra, logística e tempo, o que muitas vezes não condiz com os curtos prazos e verbas propostos para a avaliação de determinadas áreas ou empreendimentos. A coleta de dados ecológicos deste grupo é notoriamente difícil em florestas tropicais, especialmente em grandes porções de floresta alta e densa (Thiollay 1989, Whitacare & Thosrtrom 1992).

De acordo com os estudos acima, métodos específicos durante os trabalhos com aves, ou monitoramentos populacionais, não são comumente usados para grupos em separado como as aves de rapina, com extensos padrões de deslocamento, baixa densidade, difícil detecção, e que exigem um grande esforço de amostra entre outros. A necessidade de um grande esforço de amostra em uma mesma área é evidente em remanescentes florestais da Mata Atlântica para uma real avaliação das aves de rapina residentes. Os estudos de espécies topo de cadeia no dossel florestal atestam a distinção entre as exigências de tamanho de território para os diferentes táxons.

Estes territórios podem ser mensurados e monitorados não só pelo uso da rádio-telemetria, como também de acordo com a presença de ninhos e filhotes, casais em comportamento reprodutivo, detecção das espécies, e consequentemente, através de dados concisos e amplos quanto a territorialidade, distribuição e uso do habitat de alguns gêneros, como *Spizaetus* e *Leucopternis*, ameaçados a nível regional, nacional e mundial.

Nesse trabalho, avaliou-se a comunidade de aves de rapina no Parque Estadual do Rio Doce na tentativa de responder as seguintes perguntas:

1. Qual é a composição em espécies da fauna de aves de rapina no PERD?
2. A comunidade apresenta diferenças sazonais na sua composição?
3. As espécies apresentam diferenças no período de atividade diária?
4. A distribuição espacial é influenciada pela seleção de habitat?

Material e Métodos

Área de Estudo

A vegetação do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), pertence a formação Florestal Pluvial Atlântica baixo-montana com caracteríticas de semidecídua a decídua (Rizzini 1979) sendo formada por mosaico de florestas primárias e secundárias (Ferreira & Marques 1998). Inserida no Bioma da Mata Atlântica a vegetação é classificada Floresta Estacional Semidecidual (IEF). As áreas de entorno são principalmente ocupadas por grandes plantações de *Eucalyptus spp* (Myrtacea) sendo o restante destas áreas constituído por pastagens e áreas de agricultura diversificada (Francischetti 2007).

Em termos regionais o PERD é circundado no lado oeste-noroeste pela Serra do Timóteo e Serra de Marliéria com a cota máxima de 1045 m. Na parte sul o Morro do Gavião com 581 m. Nas serras de Timóteo e Marliéria nascem diversos córregos que são afluentes dos rios Belém e Turvo que junto ao rio Mumbaça constituem as 3 micro-bacias do PERD, desaguando no rio doce ao leste da reserva (IEF 2009).

Apresenta um sistema lacustre de 38 a 44 lagoas o que equivale a 3.529,7 ha (cerca de 6% da área total), das quais seis já estão quase totalmente assoreadas. Essas áreas exercem um papel importante na criação de micro-hábitats, onde se destaca a Lagoa Dom Helvécio com 6,7 km² e profundidade de 32 m (IEF, 1994).

O Parque do Rio Doce é o maior parque florestal de Minas Gerais e a maior reserva de Mata Atlântica contínua do sudeste brasileiro. As matas formam um mosaico composto por mata alta primária com epifilas vasculares, mata alta, mata

média alta com bambuzóides e graminóides, mata média secundária com bambuzóides e graminóides, mata baixa com solo exposto, arvoredo com "scrub" e árvores baixas, campo sujo, samambaial, taboal e campo curti-ervoso parcialmente submerso, com estação seca de quatro a cinco meses Gilhuis (1986). Suas florestas não são antigas (14.160 ± 500 anos), tendo se originado na época da implantação das grandes florestas no Pleistoceno, ou seja, 20.000-10.000 anos atrás (CETEC, 1981).

Caracterização da vegetação

As áreas amostradas neste estudo apresentam variados estágios de sucessão. Descreve-se abaixo as principais fitofisionomias ocorrentes nos pontos amostrais de acordo com Viana (2001).

Taboal

Caracteriza-se por um estrato homogêneo, composto por vegetação graminoide, como Typhaceae, Cyperaceae e Graminae (Poaceae), e a quase completa ausência de árvores e arbustos. Trata-se de um ambiente de brejo. Ocupa 1089 hectares.

Arvoredo Baixo

Apresenta o estrato arbóreo aberto com até 10m de altura e o arbustivo denso. Um estrato arbustivo aberto pode ocorrer, mas, neste caso, o estrato herbáceo é denso. Apresenta-se como um gradiente entre a vegetação com taboas (*Typha angustifolia*), que constitui um ambiente paludoso (brejo) e a floresta em sua volta, cujas espécies arbóreas podem ser observadas na floresta baixa. Ocupa apenas 397 hectares.

Mata Baixa Secundária

Configura em uma vegetação secundária de até 8m de altura. O número de espécies é pequeno e os bambus são abundantes. Pequenas clareiras de 3 a 4 m de diâmetro, onde o solo encontra-se descoberto, ocorrem em meio a esta vegetação. Ocorre na borda de lagos. Representa apenas 0,1 % da vegetação da reserva ocupando 35 hectares.

Mata Média Secundária

Mata secundária, envolvendo áreas caracterizadas por capoeira (bambuzóides e graminóides) no estrato herbáceo, e espécies pioneiras e secundárias, mas ainda com a presença de espécies clímax. É a típica vegetação secundária, resultante da devastação pelo fogo em 1967. O subbosque é denso com elevada presença de bambus, graminoides e lianas. Árvores emergentes como testemunhas da floresta original podem ocorrer. Esta tipologia é representada em aproximadamente 7200 hectares.

Mata Primária Alta

Apresenta grande abundancia de epífitas vasculares, o que distingue este tipo de mata das demais. Possui árvores acima de 30 metros de altura e grande variedade de espécies. Esta tipologia vegetal cobre aproximadamente 3000 hectares.

.

Mata Alta

Distingue-se da anterior pela ausência de um significante número de epífitas, por um elevado número de árvores baixas e por uma menor altura média. O estrato superior encontra-se por volta de 18 a 25 m e possui semideciduidade. Bambus podem ocorrer, mas não são freqüentes. Graminoides não foram identificados, enquanto cipós foram observados em todos os estratos. Esta tipologia vegetal cobre aproximadamente 10850 hectares.

Mata Média Alta

Representa um tipo de vegetação intermediária em um gradiente entre a floresta alta e a floresta secundária média com bambus e graminoides. Encontra-se em estágio avançado, mas não apresenta estratificação definida e seu sub-bosque é bastante fechado. O estrato superior encontra-se entre 10 e 18 m, ou entre 18 e 25 m. Entre 3 e 10m é abundante a presença de cipós e bambus, enquanto no estrato inferior é significante a cobertura da cyperaceae *Rhynchospora* sp.. Epífitas vasculares não são observadas. Esta é a tipologia vegetal mais abundante do parque com cerca de 11000 hectares.

É importante ressaltar, que o estagio de primitividade da área, considerado nesse estudo, deve-se ao fato de que a área apresenta grande densidade de árvores remanescentes de grande porte. No passado, antes de se criar o parque, a derrubada de madeira foi uma atividade intensa na região, podendo ter atingido as áreas

atualmente mais bem preservadas. De acordo com Hirsch (2003 a e b) e IBGE (2003), os incêndios mais severos na década de 60 atingiram aproximadamente 17.124 hectares de área queimada (Mapa 1, Anexo). Além disso, a caracterização da cobertura vegetal foi baseada em fotos aéreas de 1973 e 1974 (Gilhus 1986 *in* Viana 2001).

Procedimentos de campo

Os dados foram coletados através de observação direta das espécies utilizando pontos fixos de acordo com Whitacre e Turley (1990) e Whitacre *et al*. (1992a). Esse método foi o mais efetivo em um estudo piloto realizado na área em 2004 e 2005 (Carvalho 2008). Foram adotados apenas pontos fixos em árvores emergentes (N=23), com o uso de técnicas de ascensão em corda, e morros adjacentes às áreas de observação (N=10) que possibilitassem um amplo ângulo de visão cobrindo-se assim áreas extensas. Estes pontos destacam-se em altitude da topografia ao redor (Mapa 2, Anexo). Os ângulos variaram de 120 a 360^0, em média $260^0 \pm 64^0$.

Manosa *et al.* (2003), utilizou pontos fixos que permitiam uma visão independente de uma parte da área de estudo para índices de abundância. Nesse estudo, uma adaptação ao método foi feita, de forma que foram utilizados de 1-4 pontos fixos de observação sobrepondo a área de visão destes, porém sendo considerados dentro de um mesmo sítio de amostra (N=12; Tabela 1, Mapa 2, Anexo). Portanto, sítios de amostragem ou plotes são considerados como sendo o conjunto de pontos (árvores e morros). Estes pontos, além de serem utilizados para as amostragens diárias, serviram como pontos de referência para procedimentos de mapeamento do uso de habitat e da territorialidade das espécies (veja capitulo 2). Os pontos distanciavam-se entre 100m a 2Km, (X=831±514m), dentro de um mesmo sítio amostral. A Tabela 1 e o Mapa 2 apresentam o número de visitas em cada ponto e em cada sítio.

A separação em sítios distintos foi feita (para comparações de vegetação e abundância), quando os pontos de observação mais próximos apresentavam uma distância entre si maior que 2 Km (de 2,2 a 9 Km, X=5,3 ± 2,2 Km). Procurou-se deste modo cobrir virtualmente todas as porções do Parque, norte e sul, centro, leste e oeste.

As amostragens foram realizadas entre 07:30 e 12:00, variando de acordo com a logística para a utilização das técnicas de escalada. Registros aleatórios foram

obtidos antes e depois do período padrão. Foram totalizados 126 pontos de amostragem (83 árvores + 43 morros) de julho a janeiro de 2006, julho, agosto, novembro e dezembro de 2007, julho, agosto, setembro, outubro, dezembro de 2008 e janeiro de 2009 (Tabela 2), totalizando 567 horas de observação. As contagens foram realizadas em dias de céu limpo. Foi anotado o local, data, horário, espécie, tipo de registro (vocal ou zoofonia) número de indivíduos, atividade, movimento e observações adicionais.

Os dados coletados nos anos de 2004, 2005 e janeiro de 2006 não foram utilizados nas análises de sazonalidade, uso de habitat, diversidade, abundância e período de atividade porque foram obtidos com observadores diferentes e incluíram amostragens em lagoas, habitat aqui não avaliado. No entanto, esses dados foram utilizados para avaliar composiçao da comunidade (riqueza e distribuição espacial). As observações em anos anteriores foram importantes também para a seleção de pontos e testes dos pontos fixos quanto ao raio e ângulo de visão. Novos pontos em árvores e morros foram acrescentados a partir de 2006, em cada sítio, para melhor mapeamento da movimentação das espécies dentro de um mesmo território defendido, aumentando a acurácia em estimativas de distância através de pontos de referência no ambiente (vide capítulo 2). De acordo com Bibby *et al*. (2000) e Sutherland *et al.* (2004), registros contínuos de casal residente na mesma área, e registros de agressividade entre casais vizinhos, podem ser utilizados para definir os limites territoriais das espécies e essa metodologia foi empregada nesse estudo.

Também não foram utilizados nas análises os registros das espécies migratórias *Ictinia plumbea* e *Elanoides forficatus*, além do grupo *Cathartes* sp. e *Coragyps atratus* porem essas espécies foram incluídas na lista das aves de rapina do PERD.

Tabela 1. Número de amostras em cada ponto e em cada sítio no PERD de 2006 a 2009. (*) Morros próximos considerados um único ponto. A-Amostragem em árvores. M-Amostragem em morros.

Sítios	Árvores e Morros	Amostras
Vinhático	A1	3
	A2	4
	M1	7
Pato	A3	15
	A4	2
	A5	2
	M2*	14
	M3*	4
Anibal	A6	2
	M4	5
Ponte Queimada	A7	6
Azul	A9	2
	A10	1
Espigão	A12	3
	A13	5
Campolina	A14	3
	M8	7
Preta	A15	5
	A16	1
Central	A17	6
	A18	10
Monte Cristo	M9	2
Juquita	A20	9
	A21	2
	A22	1
	A23	1
Ponte Perdida	M10	4

Tabela 2. Esforço anual e mensal de amostragem

Ano	Método	Jan	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	**Total**
2006	arv	-	4	5	17	13	4	4	47
2006	morro	-	-	-	3	7	1	1	12
2007	arv	-	4	1	-	-	7	4	16
2007	morro	-	1	-	-	-	5	3	9
2008	arv	-	3	5	6	1	-	1	16
2008	morro	-	-	1	12	1	-	3	17
2009	arv	4	-	-	-	-	-	-	4
2009	morro	5	-	-	-	-	-	-	5
Total		9	12	12	38	22	17	16	126

Análise dos Dados

Composição da Assembléia de Falconiformes e Distribuição Espacial

Para avaliar a riqueza local (PERD) e regional (PERD e entorno) observada e esperada utilizou-se o estimador de Jack-knife I utilizando os valores de riqueza do observado a partir de diferentes métodos de amostragem (morro, árvores e ambos), do acréscimo de pontos sem repetição, e da avaliação do esforço de amostra em um sítio único e no PERD como um todo. Para os mesmos ainda foram utilizadas curvas de tendência logaritimizadas apresentando os valores de R^2.

Para avaliar a distribuição espacial da comunidade de aves de rapina do PERD, foram estabelecidos os padrões de distribuição das espécies nos doze sítios de amostra (21400 hectares) a partir da presença ou ausência das espécies (Tabela 5). Os sítios foram considerados ocupados de acordo com os registros acumulados ao longo de 5 anos (abril de 2004 a janeiro de 2009) tanto em transectos quanto durante as amostras padronizadas.

A classificação das espécies é baseada no Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2008).

Diversidade e Atividade

Dados de diversidade e abundancia foram calculados através das Freqüências Observadas (FO) das espécies em 126 amostras , e FO em sete sítios distintos. Para comparação entre os sítios (N=7) as amostras foram aleatoriamente equilibradas entre estes eliminando-se os dias com menor número de registros (Tabela 1), dias nublados e até mesmo anos inteiros de amostra, permanecendo o esforço por sítio conforme tabela 3.

Tabela 3. Esforço de amostragem de aves de rapina, balanceada por sítio, de 2006 a 2009 no PERD

Sitios	Nº de amostras
Campolina	12
Espigão	9
Preta	8
Juquita	12
Central	12
Vinhático	9
Patos	11

Para o *rank* de abundância da comunidade de aves de rapina foi aplicado um teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov para posterior aplicação do modelo de abundância geométrico. Somente foi considerado o período de 2006-2009 (126 amostras). Foram computados índices de diversidade e equitabilidade com Boostrap de 95% para FO em 126 amostras entre os sete sítios apresentados acima.

Para o período de atividade das espécies dividiu-se o período total em cinco períodos: 07:00-07:59, 08:00-08:59, 09:00-09:59, 10:00-10:59 e 11:00- 11:59. Espécies com menos de sete registros ou de áreas abertas não foram utilizadas. Foi utilizado intervalo de confiança (CI) de 95% para o número de registros e respectivos horários de detecção das espécies pelo observador, sendo considerado como o período de maior de atividade das referentes espécies (Gráfico 6 e 6.1).

Sazonalidade

Devido ao desequilíbrio do esforço de amostra nos diferentes meses entre os diferentes anos, os dados foram aleatoriamente balanceados retirando-se dias de amostra sem condições favoráveis de clima e retirando-se meses inteiros de registro em determinado ano, sendo usado como premissa a obtenção de um número mínimo de amostras após esta eliminação, alcançando-se o número de amostras por estação de julho de 2006 a janeiro de 2009. Agrupamentos foram formados de acordo com a taxa de precipitaçao sendo julho e agosto o período seco, setembro e outubro como o início das chuvas, e novembro e dezembro como o período das chuvas (Tabela 4). Ainda para avaliar a sazonalidade foram utilizadas observações de atividade reprodutiva, para algumas espécies.

Tabela 4. Número de amostras por período sazonal no PERD em Minas Gerais

Estaçao	N^{o} de amostras
Seca	24
Início das Chuvas	26
Chuvas	28

Na avaliação da existência de sazonalidade entre as 11 espécies de falconiformes florestais mais frequentes foi realizada uma ANOVA com teste de Tukey para avaliação das variáveis explicativas.

Para avaliar a ocorrência de similaridade na distribuição das 11 espécies florestais mais frequentes ao longo dos períodos secos e chuvosos foi realizada uma analise de Cluster utilizando-se o índice de Morisita indicado para valores de abundância.

Uso de habitat

Na caracterização do uso de habitat, cada tipologia vegetal, dentro de 12 sítios formados com 1-4 pontos de observação foi contabilizada com o auxilio de um mapa de vegetação e uso do solo (Hirsch 2003 a e b, IBGE 2003). A partir de cada ponto (centrômero), buffers de 2,5 Km de raio (1.963 ha) foram criados no ArcGIS Software (anexo Mapa 2) de acordo com distância máxima de um ponto de referência na topografia. Como em cada sítio pode ocorrer mais de uma tipologia vegetacional foram considerados valores de porcentagem da vegetação. A porcentagem de ambiente de borda foi excluída dos sítios. Apenas sete áreas foram utilizadas nessa analise devido às desigualdades no esforço amostral. A heterogeniedade do habitat, de cada sítio, foi avaliada, calculando o índice de diversidade de Simpson com a porcentagem de tipos vegetacionais presentes em cada um deles.

Para avaliar a influência da heterogeneidade de habitas sobre a riqueza de espécies, foi realizada uma regressão linear simples entre a diversidade de tipos de habitas (Índice de Simpson) e a riqueza em espécies em cada um deles.

Na preferência de habitat entre as espécies foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando-se as porcentagens de vegetação e corpos dágua de cada sítio e a FO das espécies em cada sitio.

Resultados

Caracterização dos Sítios

Foram encontradas 11 tipologias nos 12 sítios dentro da área de estudo incluindo corpos dágua. São apenas apresentados os valores de sete dentre os 12 sítios de amostra (Gráfico 1). Os tipos mais frequentes foram Mata Alta (variando de 10% a 76%; X= 27±18) e Mata Média Alta (variando de 8% a 58%; X= 30 ±16), e os menos frequentes foram Mata Média Secundária (variando de 1% a 44%;X= 12±12), Taboal (variando de 1% a 7%; X= 3±2) e Corpos Dágua (variando de 2% a 20%; X= 8±5). Alguns sítios apresentaram maior porcentagem de Mata Alta Primária, de 3,5 a 60%, como por exemplo, na Ponte Perdida, Juquita, Preta, Campolina e Azul.

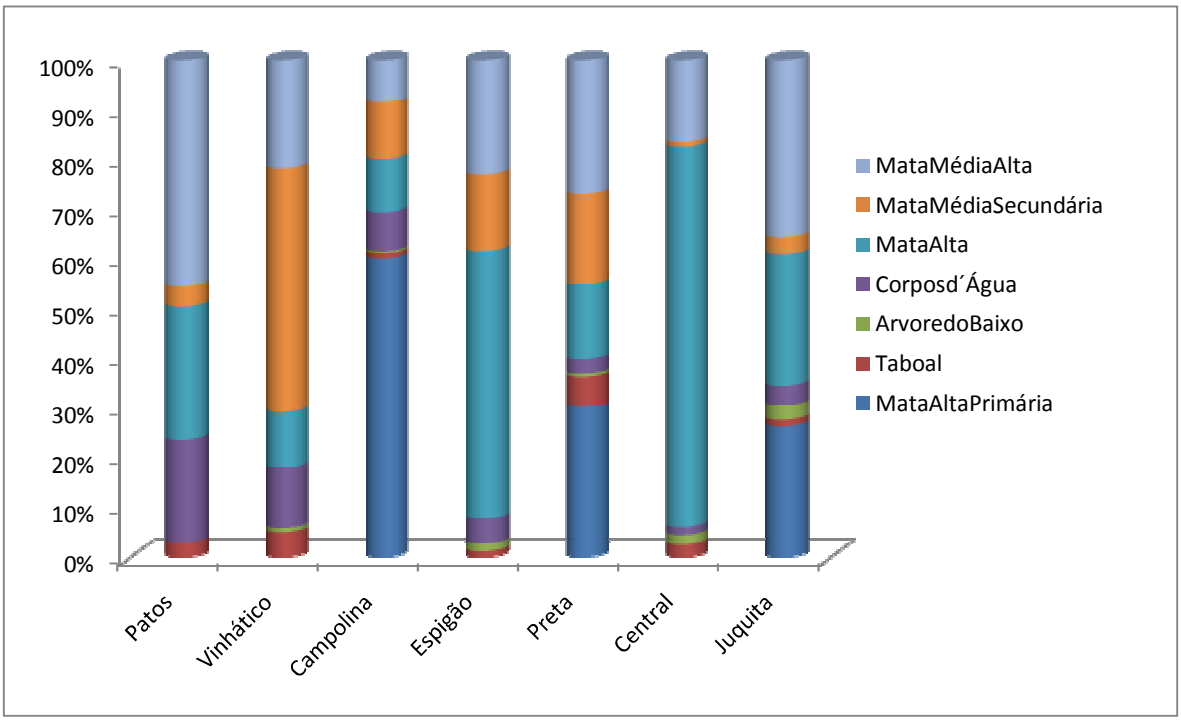


Gráfico 1. Porcentagem de cada tipo de vegetação em sete sítios de amostragem da fauna de aves de rapina no PERD, MG.

Composição da Assembléia de Falconiformes

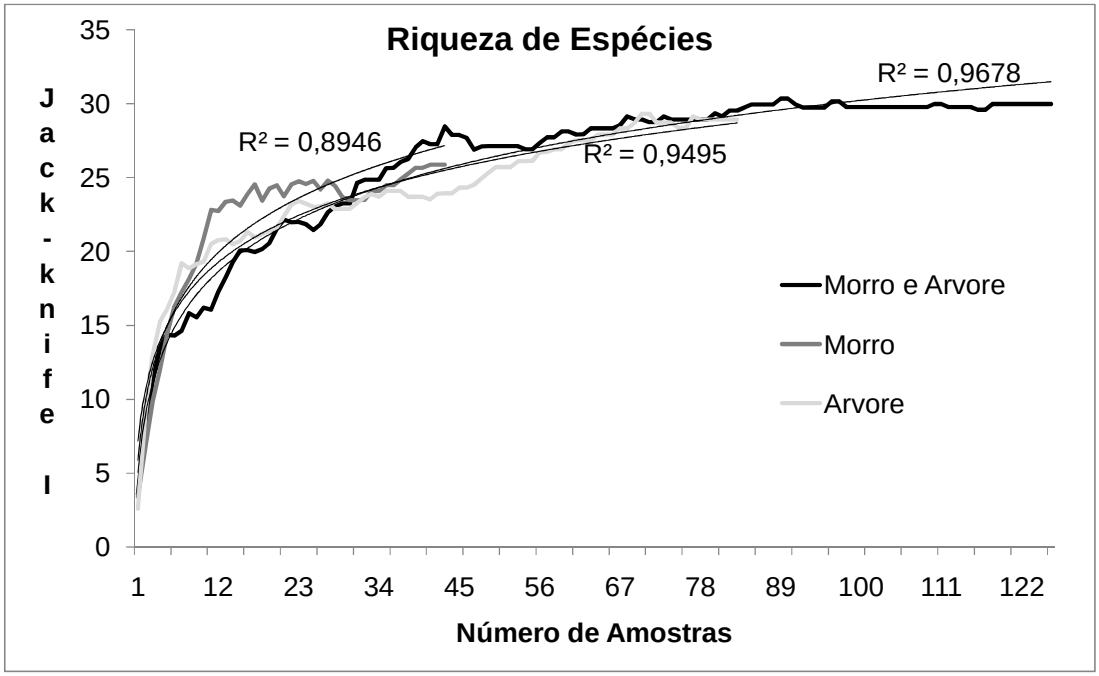
Nas 126 amostras foram registradas 31 espécies de aves de rapina diurnas no PERD (Gráfico 2). Adicionando-se as espécies detectadas fora das amostras padrão, o Gavião-ripina (*Harpagus bidentatus*), Gavião-caramujeiro (*Rostrhamus sociabilis*) e Falcão-caburé (*Micrastur ruficollis*) contabilizam-se ao todo 34 espécies sendo 28 de hábito florestal ou associado a este. Junto a estas há aquelas de áreas abertas somente contempladas fora das amostras padrão como o Falcão-quiriquiri (*Falco sparverius*) e o Gavião-peneira (*Elanus leucurus*). Porém, de acordo com registros aleatórios na área do entorno do PERD, mais duas espécies, a Águia-cinzenta (*Harpyhaliaetus coronatus*) e o Gavião-do-mangue (*Circus buffoni*), foram adicionadas a lista de espécies de forma que a riqueza total passa a ser de 38 espécies de Falconiformes e Cathartiformes na região (Tabela 5). As 11 especies mais abundantes estão evidenciadas na Tabela 5 (*).

*Tabela 5. Especies de Falconiformes e Catathiformes do Parque Estadual do Rio Doce e Área de entorno, Minas Gerais.*Onze espécies florestais mais frequentes. Legenda: Reg.-Regional, Nac.-Nacional, Mund.-Mundial, F-Florestal, A-Área aberta, En-Endêmico, R-raro*

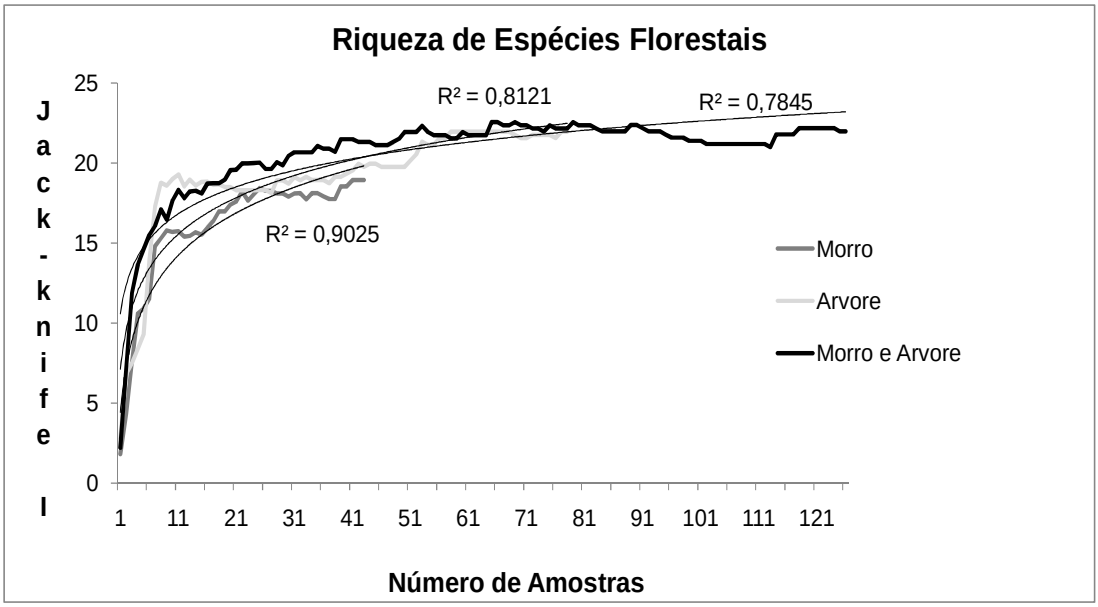
Lista de Falconiformes Diurnos do Parque Estadual do Rio Doce e Área de Entorno, Minas Gerais, Brasil				
Espécie	**Grau de ameaça**	**Método**	**Área**	**Hábito**
Cathartidae				
Urubu-de-cabeça-vermelha (Cathartes aura)		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F, A
Urubu-de-cabeça-amarela (Cathartes burrovianus)		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
Urubu-de-cabeça-preta (Coragyps atratus)		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F,A
*Urubu-rei (Sarcoramphus papa)**		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
Accipitridae				
*Gavião-de-cabeça-cinza (Leptodon cayanensis)**		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
Gavião-caracoleiro (Chondrohierax uncinatus)		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
Gavião-tesoura (Elanoides forficatus)		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
Gavião-peneira (Elanus leucurus)		Transecto	Entorno	A
Gavião-caramujeiro (Rostrhamus sociabilis)		Transecto	PERD e Entorno	A
Gavião-ripina (Harpagus bidentatus)		Transecto	PERD	F
*Gavião-bombachinha (Harpagus diodon)**		Ponto Fixo e Transecto	PERD	F
Gavião-sovi (Ictinia plumbea)		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
Gavião-do-mangue (Circus buffoni)		Transecto	Entorno	A
Tauató-pintado (Accipiter poliogaster)	*R*	Ponto Fixo e Transecto	PERD	F
Gavião-miudinho (Accipiter superciliosus)		Ponto Fixo e Transecto	PERD	F
Gavião-miúdo (Accipiter striatus)		Ponto Fixo e Transecto	PERD	F
Gavião-bombacha (Accipiter bicolor)		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
*Gavião-pernilongo (Geranospiza caerulescens)**		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
*Gavião-pombo-pequeno (Leucopternis lacernulatus)**	Reg., Nac., Mund. e End.	Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
Gavião-pombo-grande (Leucopternis polionotus)	Reg. e Mund.	Ponto Fixo	PERD	F
*Gavião-preto (Buteogallus urubitinga)**		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
Gavião-cabloco (Heterospizias meridionalis)		Ponto Fixo e Transecto	Entorno	A
Águia-cinzenta (Harpyhaliaetus coronatus)	*Reg., Nac.,Mund.*	Transecto	Entorno	F, A
*Gavião-carijó (Rupornis magnirostris)**		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F, A
Gavião-de-cauda-curta (Buteo brachyurus)		Ponto Fixo	Entorno	F
Gavião-da-cauda-branca (Buteo albicaudatus)		Ponto Fixo e Transecto	Entorno	A
Gavião-caçador (Buteo albonotatus)		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F,A
*Gavião-pato (Spizaetus melanoleucus)**	Reg.	Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F
Gavião-pega-macaco (Spizaetus tyrannus)	Reg.	Ponto Fixo e Transecto	PERD	F
*Gavião-de-penacho (Spizaetus ornatus)**	Reg.	Ponto Fixo e Transecto	PERD	F
Falconidae				
Caracará (Caracara plancus)		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	A
Carrapateiro (Milvago chimachima)		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	A
*Acauã (Herpetotheres cachinnans)**		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F,A
Falcão-caburé (Micrastur ruficollis)		Ponto Fixo	PERD	F
Falcão-relógio (Micrastur semitorquatus)		Ponto Fixo e Transecto	PERD	F
Quiriquiri (Falco sparverius)		Transecto	Entorno	A
Falcão-de-coleira (Falco femoralis)		Ponto Fixo e Transecto	Entorno	A
*Falcão-cauré (Falco rufigularis)**		Ponto Fixo e Transecto	PERD e Entorno	F

Pode-se verificar, através das curvas do coletor, que a riqueza encontrada nas 126 amostras (Grafico 2 - A a F) não alcançou a riqueza esperada de acordo com a lista regional apresentada na Tabela 5, nem mesmo para as espécies estritamente florestais. Isto é evidente devido ao fato de que espécies detectadas em transectos aleatórios não foram detectadas nos demais métodos, além disso algumas espécies detectadas na área de entorno possum hábito não floresta.

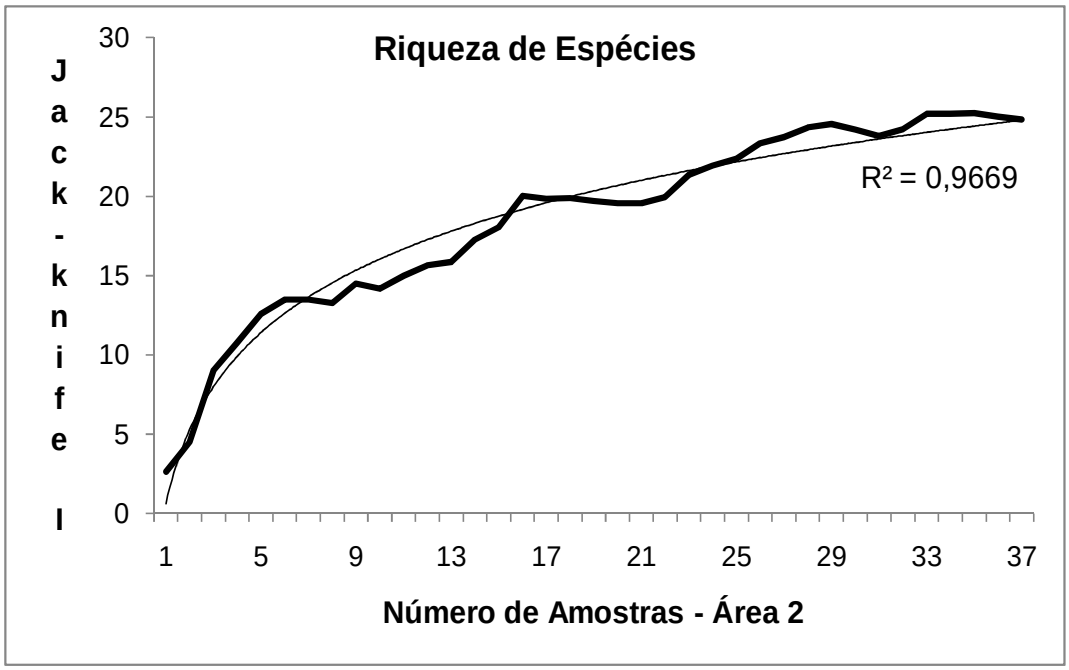
A



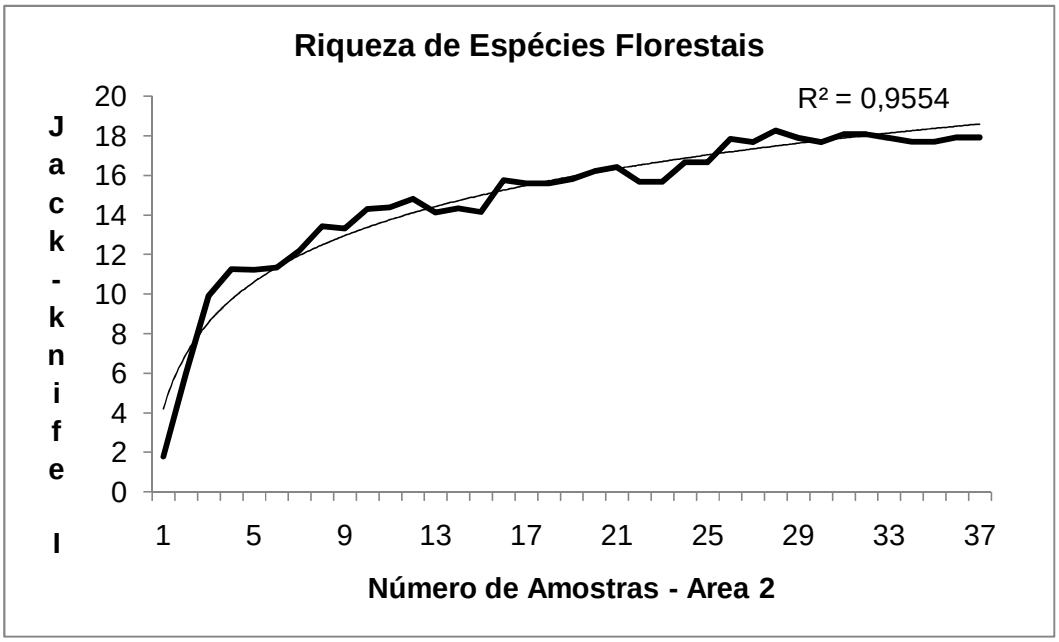
B



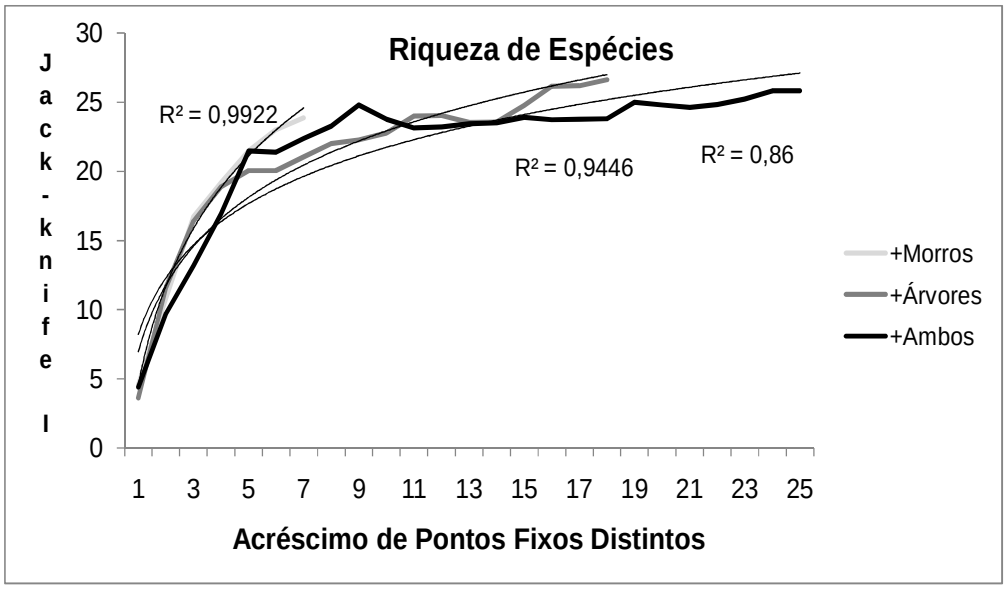
C


Riqueza de Espécies
Jack-knife I
30
25
20
15
10
5
0
1
5
9
13
17
21
25
29
33
37
R² = 0,9669
Número de Amostras - Área 2

D


Riqueza de Espécies Florestais
Jack-knife I
20
18
16
14
12
10
8
6
4
2
0
1
5
9
13
17
21
25
29
33
37
R² = 0,9554
Número de Amostras - Area 2

E



F

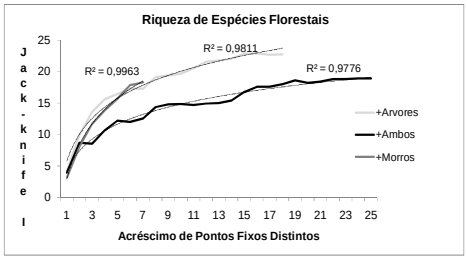


Gráfico 2. Valores observados e esperados de riqueza de aves de rapina no PERD, Minas Gerais, de acordo com o estimador de Jack-Kinife I, exceto espécies migratórias e considerando somente o urubu-rei em Cathartidae.

Foi observado que utilizando-se apenas pontos fixos de observação em árvores no interior da mata e em morros adjacentes ao PERD (Grafico 2 - A e B), os valores observados alcançaram a riqueza local (PERD). Para alcançar a riqueza regional seriam necessárias de 80-90 amostras (árvores e morros). Considerando-se apenas as as espécies florestais, verificando-se que 70 amostras seriam o suficiente para a obtenção da riqueza regional quando soman-se os registros aleatórios em transectos.

Em uma única área de 23,37 Km^2, dentro do PERD, foram necessárias pelo menos 30 amostras para a detecção das espécies florestais ou de toda comunidade pontual de um sítio em específico (Gráfico 2 – C e D).

Em relação ao acréscimo de pontos distintos sem repetição, para a avaliação da eficácia dos diferentes métodos (Gráfico 2 – E e F), percebe-se a alta eficiência de amostras em árvores emergentes em relação a morros ou ambos métodos, tanto para a deteção da comunidade como um todo quanto para a detecção de espécies florestais.

Distribuição Espacial

Muitas espécies apresentaram uma distribuição homogênea ao longo da reserva apresentando casais residentes em todas as áreas ou na maioria destas. O número mínimo de territórios defendidos por casais em 20.103 hectares esta descrito na Tabela 5.

O comportamento territorial influencia na distribuiçao espacial, já que foi verificado áreas pertencentes a casais pareados (diferenciados por registros simultâneos), e áreas com atividade reprodutiva confirmada (Tabela 6). Outros dados como por exemplo as premissas de espaçamento (vide procedimentos de campo) entre os diferentes sítios de amostra (centrômeros) e o *spot mapping* para as espécies de grande e médio porte, ou conspícuas durante a proclamação de território (ex. *Spizaetus* sp. e *Leucopternis* sp.; vide capítulo 2) também confirmam a territorialidade nos diferentes sítios de amostra

Tabela 6. Distribuição espacial das espécies de Falconiformes florestais em doze sítios de amostra no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais de acordo com registros entre 2004 e 2006.

Distribuição Espacial de Falconiformes Florestais de 2004-2009											
Nome do sítio e nº de amostras	***Vinhático 17***	***Patos 41***	***Quelmada 8***	***Azul 4***	***Campolina 11***	***Espigão 9***	***Preta 8***	***Central 18***	***Monte Cristo 3***	***Juquita 16***	***Perdida 4***
Plote - Área em hectares(ha)	*Plote 1 2435 ha*	*Plote 2 2337ha*	*Plote 4 1145ha*	*Plote 5 1784ha*	*Plote 6 1433ha*	*Plote 7 2075ha*	*Plote 8 2437ha*	*Plote 9 2372ha*	*Plote 10 964ha*	*Plote 11 2492ha*	*Plote 12 785ha*
Accipiter bicolor	1R	1R (1D)			1R		1R			2R(1P)	1R(1P)
Accipiter striatus	3R (1P, Vv/2****)	2R(1****)					1R				
Accipiter poliogaster					1R	1R (Vv)			1R	2R	
Accipiter superciliosus	2R									1R	
Buteo albonotatus	1R (1sa)									1R	
Buteogallus urubitinga	1R	10R(2P/1jm(a)/	3R(2Vv)	1R	3R (1jm)		4R(1P)	1R		6R(1P/1jm/1ct)	
Chondrohierax uncinatus		2R (1****/1N=8B)			1R(1***)						
Falco rufigularis	5R (N)	9R (2P)	1R(1P)		6R (2P)	8R (3P/N/1co)	3R(1P)	8R(3P/N)		1R(1P)	
Geranospiza caerulescens	2R	6R(3P)					5R(2P/1co)	2R		4R	1R
Harpagus bidentatus		1R									
Harpagus diodon	3R (2P/1Vv)	2R(2P)		1R	3R (2P/1****)	5R (2P/3D, 2***)	2R(1D/2Vv)	7R(5P/2D)		4R(1P/1D/1****/ 2Vv)	1R(1***)
Herpetotheres cachinnans	1R	3R(2P)	1R	2R(1D)	2R(1P)	2R	2R (2P)	2R(2P)		2R(2P)	2R
Leptodon cayanensis	6R (1P/1D)	11R(5P/1***)	5R(2P/1D,Vv)	3R	8R(3P/1D) (a)	4R(2P/1D)	3R	9R(4P/4D)		7R(1P/1F)	1R
Leucopternis lacernulatus	4R (3P/4D)	28R(15P/20D/2 ***/2ct)	3R	2R(1D)	6R(2P/6D/2****/1 F)	3R (1P/1D/1***)	3R(1P/1D/1***)	5R(3D/1****)		7R(1P/1***/5D/ 1ct)	2R(2D)
Leucopternis polionotus						3R(1Vv)	2R	5R(1P/1Vv)		1R(1P/1Vv)	
Micrastur ruficollis				1R			1R				
Micrastur semitorquatus	1R	1R	1R			2R		3R		2R	1R
Rupornis magnirostris	9R(1P/1***/1****/2 Vv)	13R(2P/1***/ 3****/6Vv)	6R(3P/2Vv)	1R	3R(1P)	2R(1P)	8R(2P/1***/3Vv)	9R(1P/2***/1Vv)		5R(1Vv/1jm)	4R(2***/1Vv)
Sarcoramphus papa	6R	14R(1P/1***/ 1****)	3R(2P)	4R(2P)	6R(1P/2****)	8R(2P/2***)	7R(3P)	14R(6P/1***)	1R	12R(3P/1***)	2R(1P)
Spizaetus melanoleucus	5R(1P/1D/N)	6R(1P/1D)	2R		1R	2R(1P)	3R(1P/1D)	7R(1P)	2R	3R(1P)	
Spizaetus ornatus	2R (1Vv)	1R(1Vv)		3R (2Vv)	4R(2Vv)	3R(2Vv)	5R(2Vv)	3R(1P/1D/1Vv)		6R(3P/2Vv)	
Spizaetus tyrannus	4R (2Vv)		1R	1R							
Todos os dados de 2004 a 2009 incluídos											
Área de borda não foi considerado no cálculo dos plotes											

Legenda: R-record, P-pair (indivíduos juntos), D-display, (a)-carregando ramos, Vv-vôo c/ vocal, jm-jovem, F-filhote (fledgling), sa-subadulto, N-Ninho, co-cópula, ct-cortejo(tail-chase), n(*** ou ****)-numero de registros simultäneos (3 ou 4 indiv), B=birds.

Diversidade, Abundância e Atividade

Foram contabilizados 752 registros de falconiformes e Cathartiformes (Urubu-rei), incluindo dados de 2005. Considerando-se 126 amostras contabilizaram-se 432 registros mais 87 registros aleatórios em transectos de estrada e trilhas sendo 491 registros de espécies florestais. Em todos os casos não foram incluídos os registros das espécies Gavião-sovi (*Ictinia plumbea*) e Gavião-tesoura (*Elanoides forficatus*), além do grupo *Cathartes* sp. e Urubu-da-cabeça-preta (*Coragyps atratus*).

De acordo com o número de registros das espécies nas 126 amostras (Gráfico 3) o Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*) foi a espécie mais frequente (52%) seguida do Gavião-de-cabeça-cinza (*Leptodon cayanensis*), 42%, ambas conspícuas em vôos de display e cortejo na área de estudo (Gráfico 3). Outras espécies com alta frequência de registros são conspícuas na vocalização durante os meses amostrados ou são planadoras por excelência a exemplo do Gavião-carijó (*Rupornis magnirostris*), 36%, e do Urubu-rei (*Sarcoramphus papa*), aparecendo em 38% das amostras. Espécies com frequência intermediária ainda apresentam alta detectabilidade através da vocalização como o Cauré (*Falco rufigularis*) (27%), o Gavião-bombachinha (*Harpagus diodon*) (17%) e o Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*) (13%), as duas últimas também detectáveis durante o planeio em térmicas ao longo do dia assim como o Gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*) com 10% de FO. As espécies de menor frequência representam as espécies de borda ou áreas abertas como o Gavião-cabloco (*Heterospizias meridionalis*) (3%), Gavião-da-cauda branca (*Buteo albicaudatus*) (1%), Gavião-da-cauda-curta (*Buteo brachyurus*) (1%) e o Falcão-de-coleira (Falco femoralis) (2%), além de espécies crípticas e de baixa detectabilidade como o grupo *Accipiter* sp (2 a 3%). Espécies de baixa detecção também são representadas por Falconiformes de ocorrência pontual ou esparsa na reserva como o Gavião-pombo-grande (*Leucopternis polionotus*) (6%) e o Gavião-caracoleiro (*Chondrohierax uncinatus*) com 2% de FO.

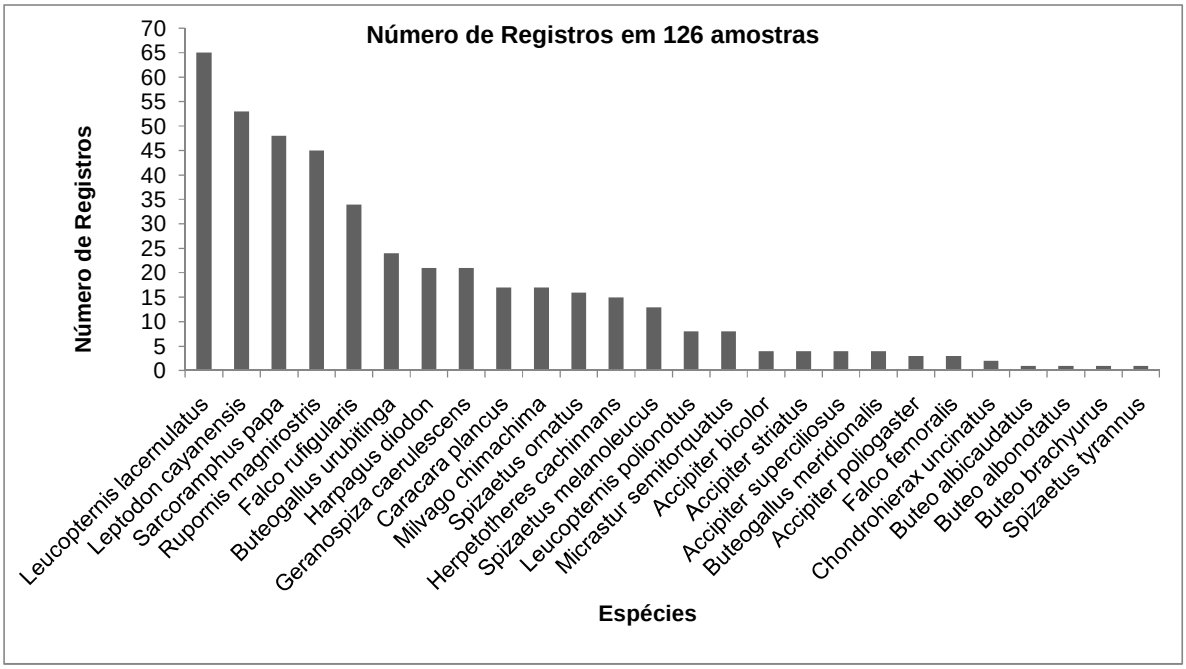


Grafico 3. Número de registros das 26 espécies de Falconiformes registradas em 126 amostras no Parque Estadual do Rio Doce, MG.

Tabela 7. Frequência de ocorrência das espécies de aves de rapina no PERD, nos meses com amostras balanceadas.

Espécies/Mês	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan
Accipiter bicolor	0	8,33	16,67	0	0	0	0
Accipiter striatus	0	0	0	0	0	6,67	0
Accipiter poliogaster	0	0	8,33	0	7,69	0	0
Accipiter superciliosus	0	8,33	0	0	0	0	11,11
Buteo albicaudatus	0	8,33	0	0	0	0	0
Buteo albonotatus	0	8,33	0	0	0	0	0
Buteo brachyurus	0	0	0	0	7,69	0	0
Buteogallus meridionalis	0	8,33	8,33	0	0	6,67	11,11
Buteogallus urubitinga	33,33	25	25	28,57	23,08	13,33	0
Caracara plancus	33,33	0	16,67	7,14	0	0	22,22
Chondrohierax uncinatus	0	0	0	7,14	7,69	0	0
Falco femoralis	0	0	8,33	7,14	0	0	0
Falco rufigularis	41,67	33,33	58,33	14,29	7,69	13,33	44,44
Geranospiza caerulescens	33,33	8,33	25	14,29	0	33,33	11,11
Harpagus diodon	0	0	8,33	14,29	23,08	46,67	22,22
Herpetotheres cachinnans	16,67	8,33	25	14,29	15,38	6,67	11,11
Leptodon cayanensis	25	83,33	58,33	35,71	23,08	33,33	22,22
Leucopternis lacernulatus	16,67	16,67	50	71,43	69,23	60	33,33
Leucopternis polionotus	8,33	0	8,33	14,29	7,69	6,67	22,22
Micrastur semitorquatus	25	0	0	14,29	0	0	0
Milvago chimachima	41,67	33,33	8,33	7,14	0	0	22,22
Rupornis magnirostris	58,33	83,33	66,67	28,57	7,69	20	66,67
Sarcoramphus papa	75	75	33,33	21,43	30,77	33,33	44,44
Spizaetus melanoleucus	25	16,67	8,33	21,43	0	6,67	0
Spizaetus ornatus	33,33	33,33	25	0	0	6,67	11,11
Spizaetus tyrannus	8,33	0	0	0	0	0	0

Analisando-se a freqüência de registros ao longo das amostras e ao longo dos meses, nota-se que as espécies mais freqüentes nos sitios de amostragem e na região como um todo, também são as mais conspícuas nos sítios em separado (Gráfico 4) de acordo com dados balanceados entre os sítios de amostra (ver métodos).

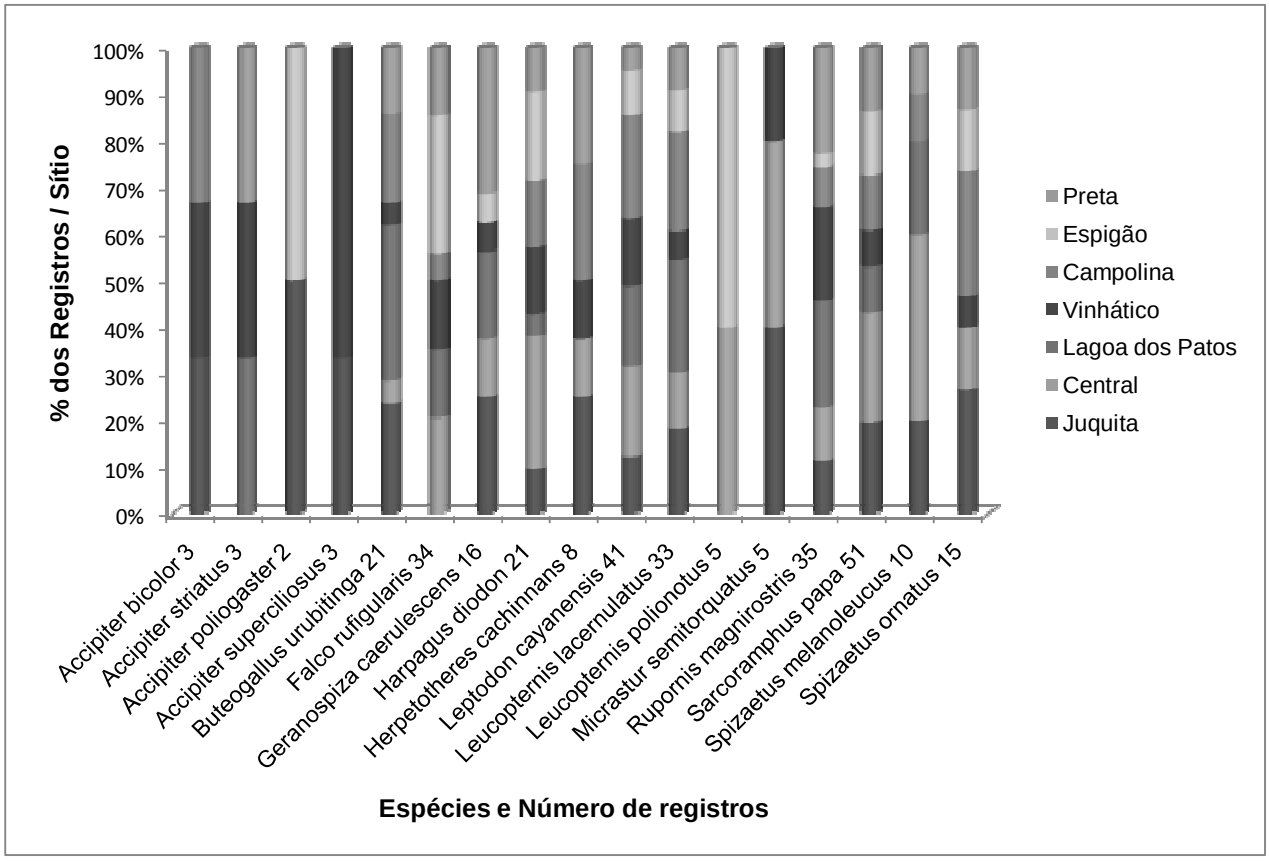


Gráfico 4. Porcentagem e número de registros de Falconiformes florestais, em sete sítios de amostra no Parque Estadual do Rio Doce, MG

O Vinhático e a Juquita apresentaram as maiores riquezas (s=19 e s=18, respectivamente). Os sítios Campolina e Espigão, ao contrario, apresentaram os menores valores de riqueza (s=12 e s=11, respectivamente). No entanto as equitabilidades são semelhantes para as sete áreas (Tabela 8).

Tabela 8. Valores de Riqueza, Diversidade e Equitabilidade da comunidade de Falconiformes dos sete sítios amostrais no Parque Estadual do Rio Doce, MG.

Área/Divers.	*Riqueza_*	*Shannon_H*	*Equitabilidade_*
Juquita	18	2,683	0,8124
Central	15	2,501	0,8128
Patos	15	2,424	0,7531
Vinhático	19	2,694	0,7785
Campolina	12	2,308	0,838
Espigão	11	2,113	0,7524
Preta	15	2,518	0,8267

Na comunidade de falconiformes do PERD existe um grande numero de espécies raras (com poucos indivíduos) e poucas especies comuns, de acordo com a análise de rank de abundância (D=0,625; p=0,001) (Gráfico 5).

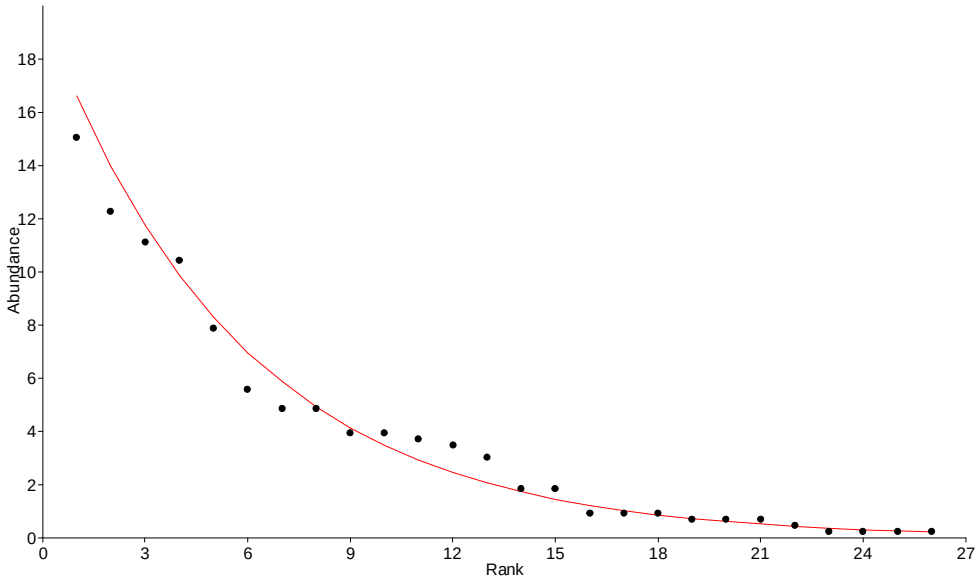


Gráfico 5. Rankeamento de abundância geométrico para a comunidade de Falconiformes e Cathartidae do PERD, MG.

Dos 550 registros utilizados de todas as espécies em 126 amostras verificou-se que 75,6% (416 registros) dos avistamentos das especies ocorreram no período entre 07:00 e 10:00. No período entre 10:00 e 12:00 foram obtidos 134 registros correspondendo a 24,3% dos registros (Gráfico 6.).

Algumas espécies apresentaram ocorrência em certos períodos de atividade, de acordo com o número de registros informados no gráfico 6. Os planadores de grande porte como o Gavião-de-penacho (10) e o Urubu-rei (*8*) foram mais frequentes próximo ás 10:00. Outras espécies planadoras de pequeno e médio porte como o Gavião-carijó (*13*) apresentou significativamente maior atividade em torno de 08:30, enquanto o Gavião-pombo-pequeno (*6*) e o Gavião-de-cabeça-cinza (*5*) estiveram mais ativos no horário anterior as 08:00 e 08:30 respectivamente (Gráfico 7).

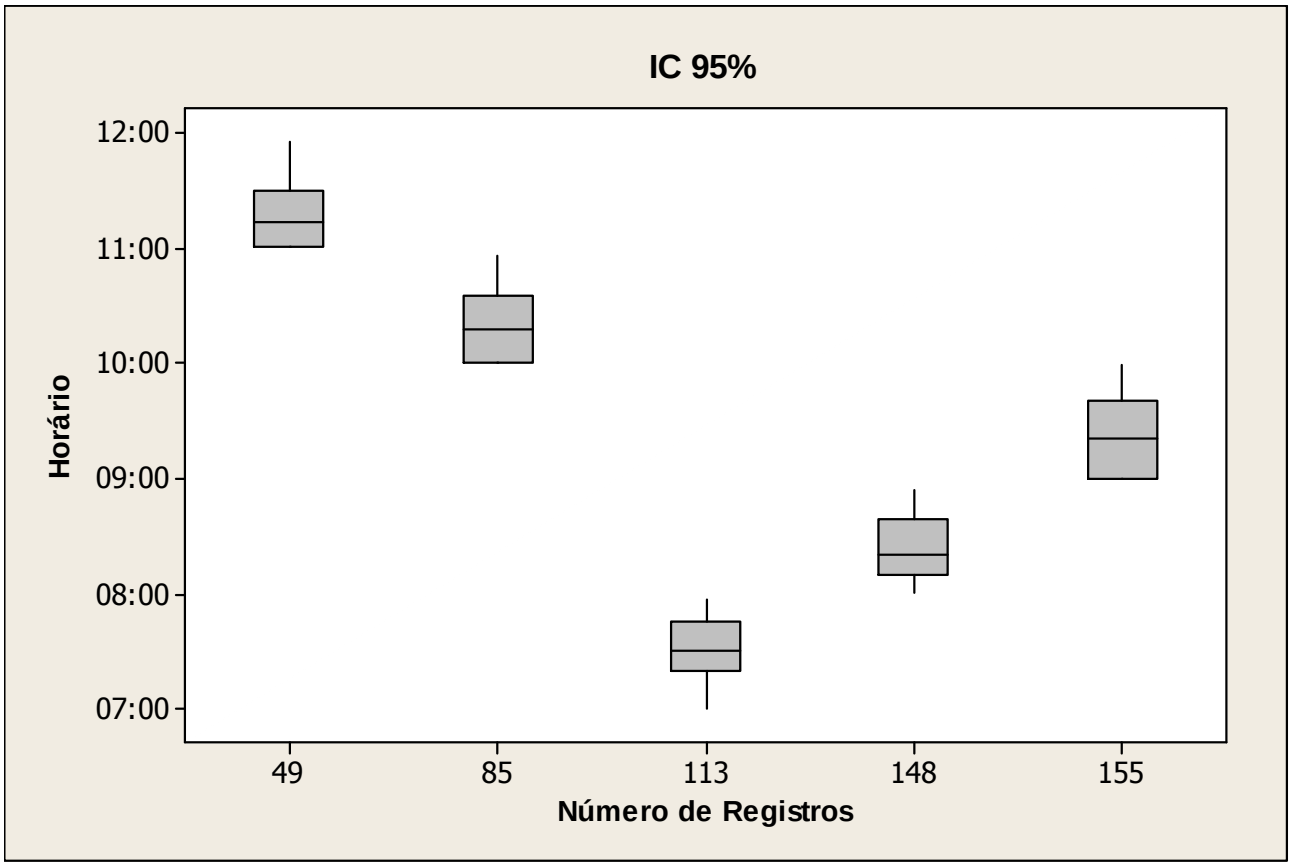


Gráfico 6 Total de registros durante os picos de atividade apresentados pela média e desvio padrão.

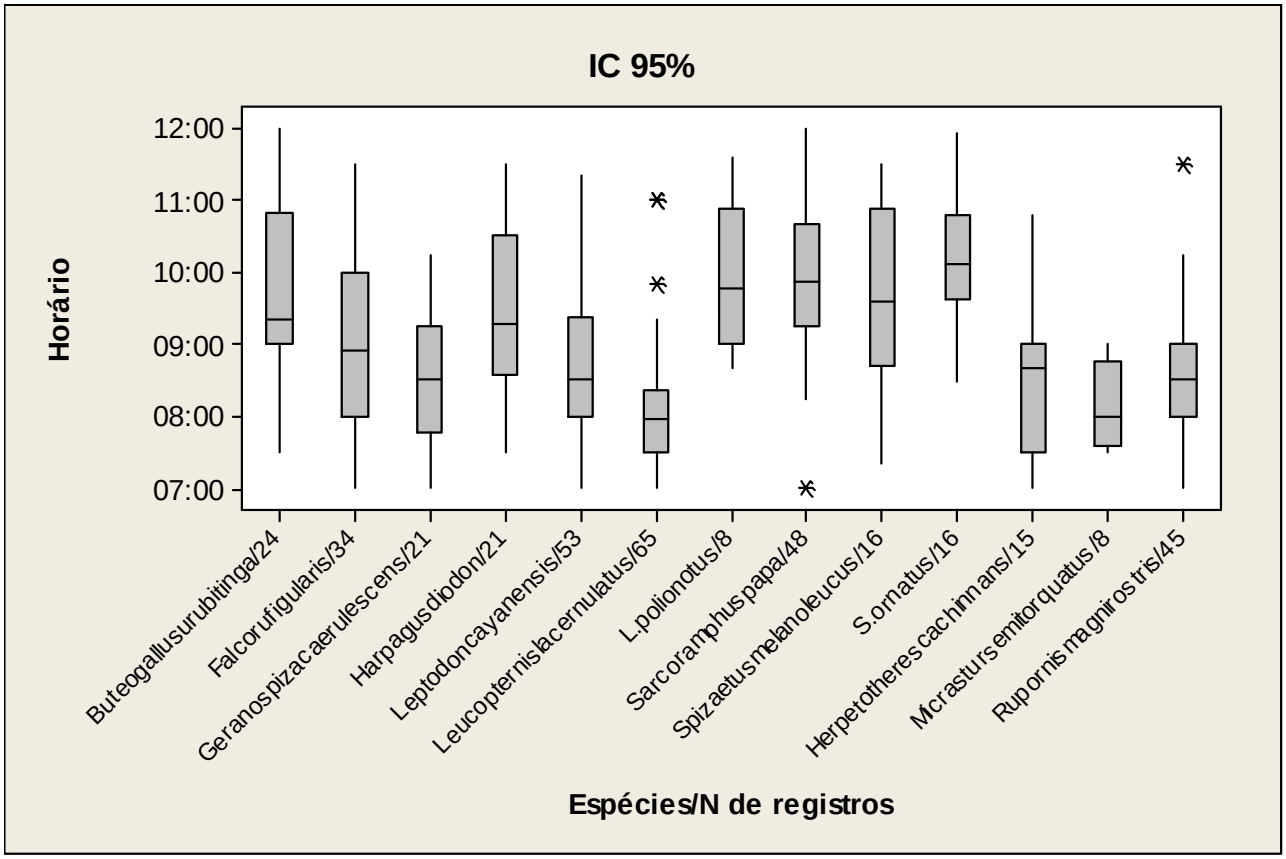


Gráfico 7. Período de atividade das aves de rapina do PERD, em cinco intervalos de tempo em 126 amostras.

Sazonalidade das espécies mais abundantes

A sazonalidade foi avaliada apenas para as 11 espécies florestais mais abundantes nas 126 amostras (veja Tabela 5 e Gráfico 3) e foi verificado uma diferença significativa em relação a FO das espécies nas épocas amostradas (F= 4,27, p= 0,015) (Tabela 7, Gráficos 8 e 9). O teste a *posteriori* (Tukey) mostrou que os períodos de chuva e seca influenciam a sazonalidade das espécies (p=0,01).

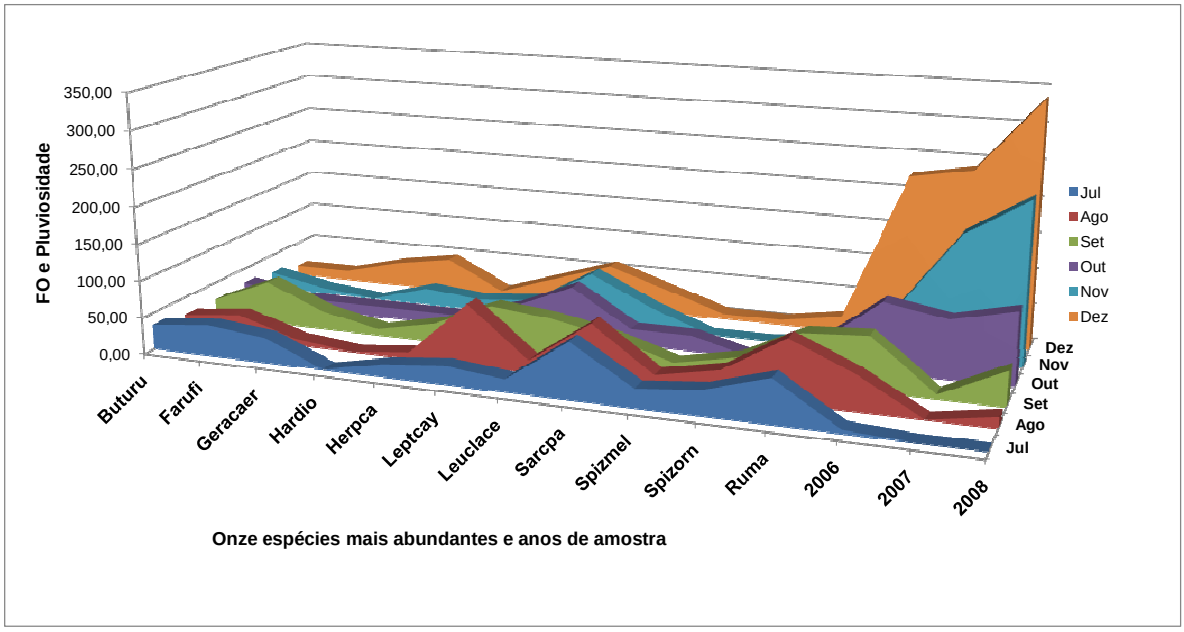


Grafico 8. Regime de chuvas no PERD e FO das espécies no período julho a dezembro (2006-2008). Fonte: CENIBRA e Arcelor Mittal

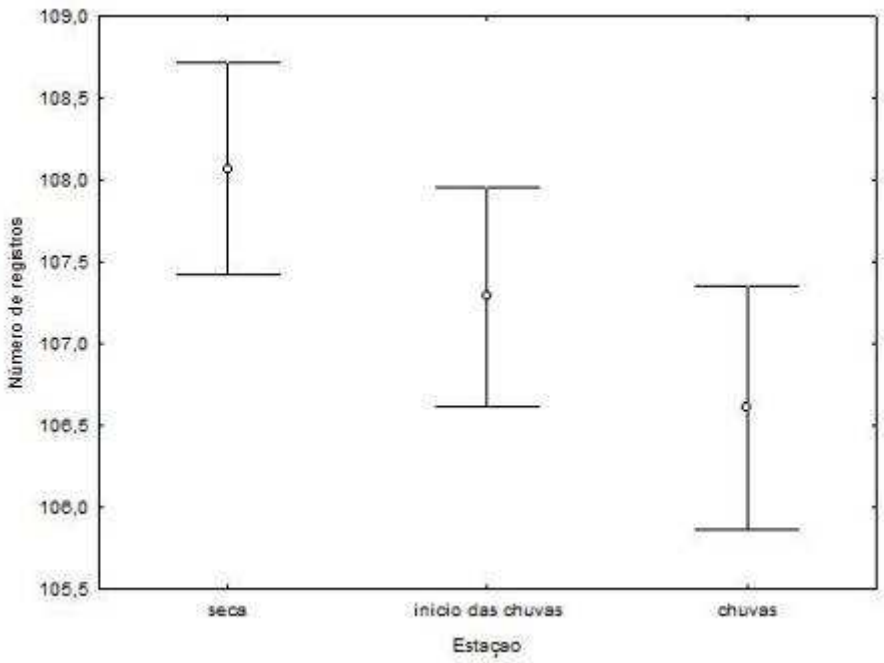


Gráfico 9. Número de registros de aves de rapina no PERD nas diferentes estações do ano de acordo com tabela 4.

As espécies apresentaram, de forma geral, alta similaridade em relação a sazonalidade (Gráfico 10). Pode-se observar um agrupamento maior, estando o Gavião-bombachinha (*Harpagus diodon*) separado do demais por não apresentar registros na seca e sim um aumento gradativo de registros a partir do início das chuvas. No agrupamento maior, o Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*), o Gavião-preto (*Buteogallus urubitinga*) e a Acauã (*Herpetotheres cachinnans*), estão em separado apresentando atividade em todos os períodos porém são mais ativos nas chuvas ou no início destas. Ao contrário o Gavião-pernilongo (*Geranospiza caerulescens*) destaca-se dos demais por apresentar alta atividade na seca e nas chuvas. O Gavião-pato (*Spizaetus melenoleucus*) apresentou alta freqüência de atividade tanto na seca quanto no início das chuvas, estando também separado do grupo principal formado pelo Gavião-de-cabeça-cinza (Leptodon cayanensis), Urubu-rei (*Sarcoramphus papa*), Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*), Cauré (*Falco rufigularis*) e o Gavião-carijó (Rupornis magnirostris). Os dois últimos possuem alta similaridade por apresentarem alta frequência de registros na seca. O mesmo acontece para o Gavião-de-penacho, porém em uma menor frequência. Para o Gavião-de-cabeça-cinza e o urubu-rei uma maior atividade na seca também ocorre, porém com significativa atividade no início das chuvas e chuvas.

Em relação a similaridade de ocorrência em relação a pluviosidade, percebe-se a formação de dois grupos distintos, um envolvendo o período das chuvas fortes, e o outro envolvendo os meses de seca ou meses de baixo índice de chuvas (Gráfico 11). A seca esta bem definida agrupando os meses de julho e agosto quanto a frequência de registro das espécies. No outro grupo percebe-se a proximidade da frequência das espécies nos meses que envolvem os maiores índices pluviométricos (outubro, novembro e dezembro). Portanto a sazonalidade das espécies acompanha o regime de chuvas de acordo com a seca e chuvas brandas diferentemente das chuvas fortes.

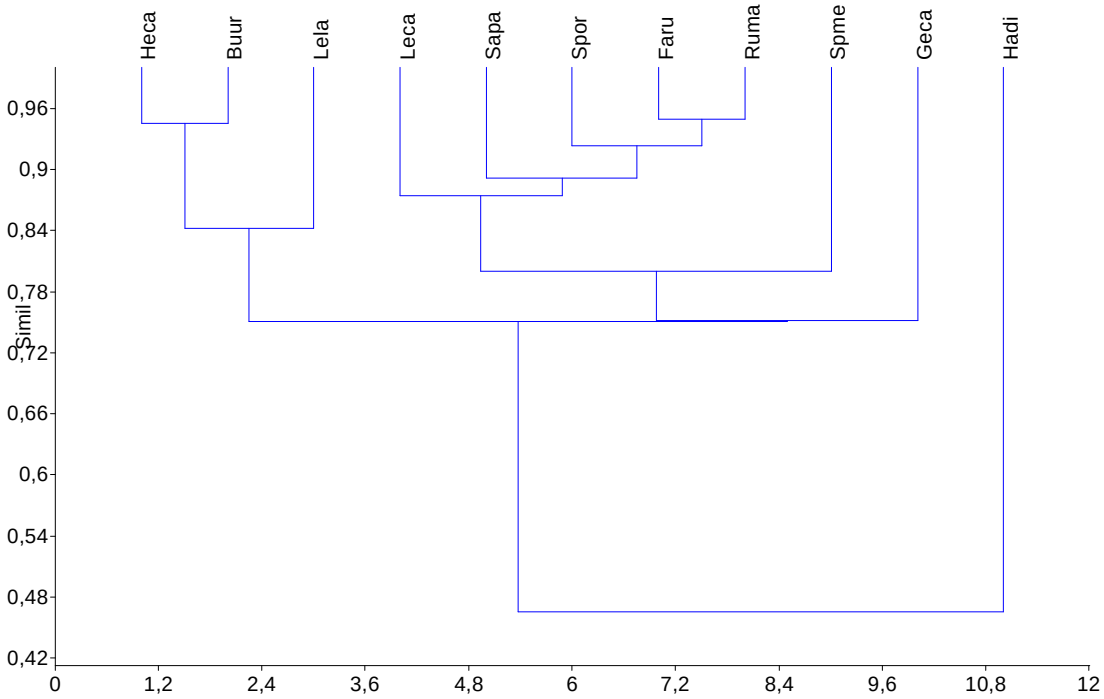


Gráfico 10. Cluster de similaridade (Morisita index) entre as onze espécies florestais mais frequentes no PERD, de acordo com o úmero^{o} de registro nos meses amostrados (Coph.corr: 0,78).

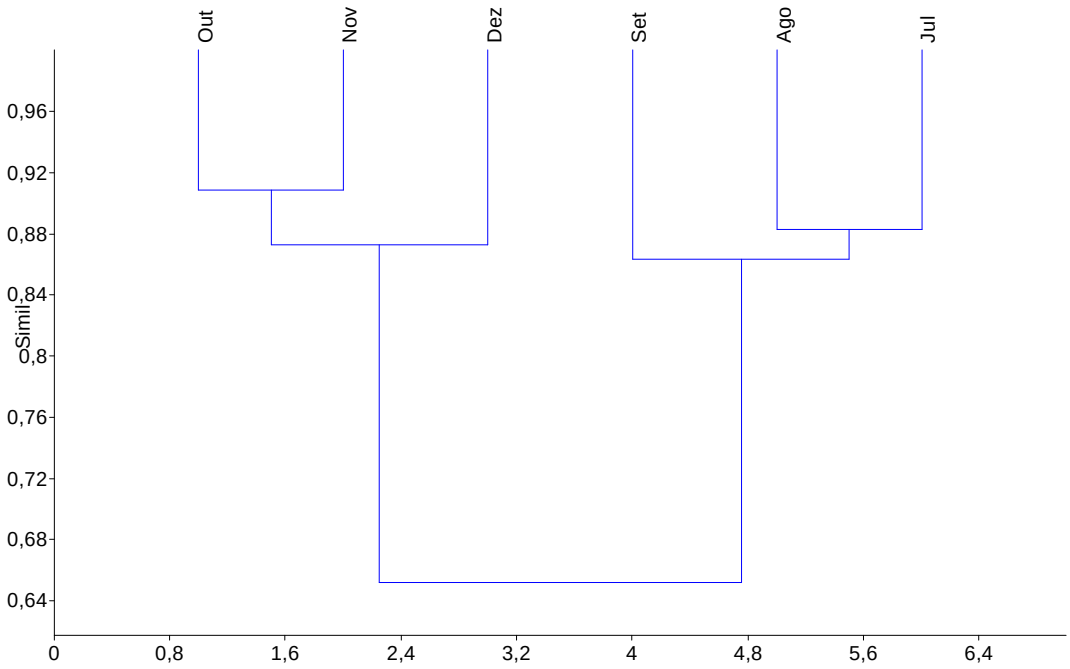


Gráfico 11. Cluster de similaridade (Morisita index) na ocorrência das onze espécies de aves de rapina florestais mais frequentes no PERD agrupadas pelos meses de seca, ínicio das chuvas e chuvas (Coph.corr: 0,83).

Uso de habitat

Os 12 sítios de amostragem somam uma área de 20.103 hectares, adotando-se um raio de 2,5 km para os pontos fixos utilizados. Embora cada sítio apresente uma variação em relação as porcentagens dos tipos vegetacioanais principais, esta variação é similar entre os sítios, sendo a diversidade do habitat similar entre estes, não havendo portanto relação significativa (p>0,05) entre a heterogeneidade de habitats e a riqueza em espécies.

Tabela 8.Valores de diversidade de habitat (Heterogenidade) e riqueza de espécies por área.

Área	Diversidade de habitat (H')	Riqueza
Juquita	0,7	18
Central	0,3	15
Patos	0,63	15
Vinhático	0,68	19
Campolina	0,56	12
Espigão	0,6	11
Preta	0,73	15

Através da PCA foi possível verificar a influencia da vegetação sobre a distribuição das espécies, sendo que os fatores 1 e 2 explicam 54% da variação (Gráfico 12).

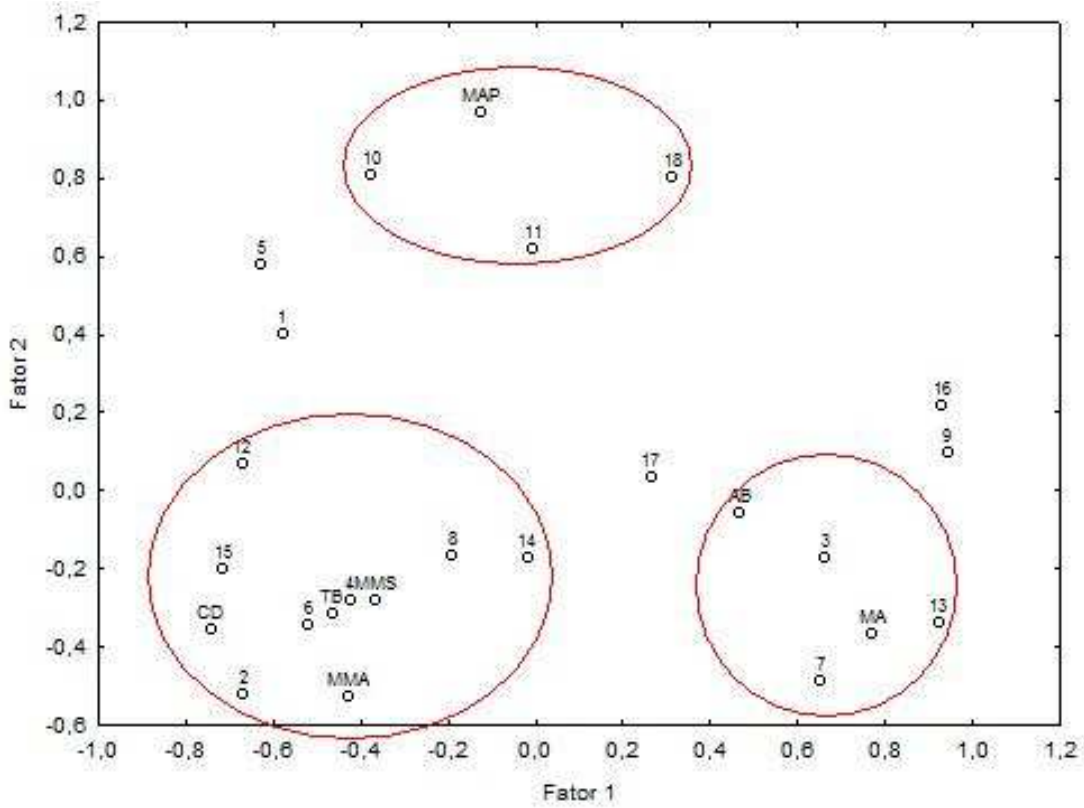


Gráfico 12. Relação entre a freqüência de ocorrência e o tipo de habitat (tipos vegetacionais e corpos dágua) das espécies de aves de rapina do PERD. 1-Accipiter bicolor, 2-A.striatus, 3-A.poliogaster, 4-A.superciliosus, 5-Buteogallus urubitinga, 6-Chondrohierax uncinatus, 7-Falco rufigularis, 8-Geranospiza caerulescens, 9-Harpagus diodon, 10-Herpetotheres cachinnans, 11-Leptodon cayanensis, 12-Leucopternis lacernulatus, 13-L.polionotus, 14-Micrastur semitorquatus, 15-Rupornis magnirostris, 16-Sarcoramphus papa, 17-Spizaetus melanoleucus e 18-S.ornatus. MAP-Mata Alta Primária, MA-Mata Alta, MMA-Mata Média Alta, MMS-Mata Média Secundária, AB-Arvoredo Baixo, TB-Taboal e CD-Corpos dágua.

Foram consideradas apenas as espécies com mais de quatro registros e o grupo *Accipiter*. São encontradas, com exceção do Gavião-bombacha (1), espécies fora dos grupos formados, todas elas abundantes nos diferentes plotes, podendo ter causado uma interpreteação errônea de significância na preferência do habitat (*Bias*), provavelmente devido a alta detectabilidade, tamanho dos plotes ou pelo fato destas espécies estarem homogeneamente distribuídas no PERD. Entretanto o Gavião-pombo-pequeno (12), espécie com maior número de detecção, mesmo assim encontra-se agrupada, apesar de marginalmente, pela “preferência” a corpos dágua e taboal (ambientes de baixa proporção nos sítios) e em menor escala a Mata média alta, de acordo com o fator 1. Ainda de acordo com o fator 1, espécies raras e ameaçadas, como o Tauató-pintado (3) e o Gavião-pombo-grande (13) apresentaram

uma preferência por vegetação do tipo Mata Alta, já o Gavião-de-penacho (18), pelo fator 2, ficou associado a ambientes com Mata alta primária.

Mesmo algumas espécies mais comuns, com maior plasticidade ambiental, ficaram mais restritas a ambientes de mata alta primária ou mata alta como a Acauã (10), o Cauré (7), o Gavião-da-cabeça-cinza (11). O Gavião-carijó (15) e o Gaviãozinho (2) apresentaram preferência por corpos dágua.

São poucos os plots de amostra com a presença de mata média secundária, o que mostra baixos valores em ambos os fatores.

Discussão

Composição da Assembléia de Falconiformes e Distribuição Espacial

Das 38 espécies de aves de rapina diurnas verificadas nesse estudo, em conjunto com Carvalho Filho *et al.* (2008), 13 espécies; Gavião-ripina (*Harpagus bidentatus*), *Gavião-bombachinha* (*H. diodon*), Gavião-cinza (*Circus* buffoni), *Tauató-pintado* (*A. poliogaster*), Gavião-miúdo (*Accipiter striatus*), *Gavião-miudinho* (*A. superciliosus*), *Gavião-bombachinha-grande* (*A. bicolor*), *Gavião-cabloco* (*Buteogallus meridionalis*), *Águia-cinzenta (Harpyhaliaetus coronatus*) *Gavião-da-cauda-curta (Buteo brachyurus), Gavião-de-rabo-barrado (Buteo albonotatus*), *Gavião-de-penacho (Spizaetus ornatus), Gavião-pega-macaco* (*S. Tyrannus)* foram acrescentadas a lista local. Além disso foi confirmada a ocorrência de outras três no PERD; Caracoleiro (*Chondrohierax uncinatus*), o Gavião-preto (*Buteogallus urubitinga*) e o Gavião-pernilongo (*Geranospiza caerulescens*) cuja presença era incerta, de acordo com Lins (2001).

Ainda de acordo com Lins (2001) consta na lista de espécies do PERD o Gavião-de-sobre-branco (*Percnohierax leucorrhous*) e o Gavião-real (*Harpia harpyja*). O último registro da Águia Harpia ou Gavião-real no PERD é datado de 1977 por Sick & Teixeira (1979), o que deixa evidente que esta espécie pode estar localmente extinta na área já que até o momento não foi obtido nenhum registro posterior a esta data da espécie, incluindo este estudo. Para o Gavião-de-sobre-branco Godoy *in* Pinto (1952) apresenta registro da espécie no município de Mariana, região altimontana no limite sul da Cadeia do Espinhaço, que faz parte da bacia do médio rio doce, localizado à aproximadamente 100 km a sudoeste do PERD. A espécie possui como habitat formações florestais altimontanas principalmente de 1500 a 2900 m de altitude mas

em antigamente abaixo de 500 m ao leste de sua distribuição (Fergusson-Lees & Christie 2001). Porém a espécie não foi detectada no presente estudo.

O Tauató-pintado (*Accipiter poliogaster*) foi detectado em cinco ocasiões distintas, sendo que a espécie era considerada provavelmente extinta no estado por Machado *et al* (1998) e Vasconselos (1998). Esta afirmação pode estar correta a nível regional pois provavelmente o PERD seja o último refúgio de uma população local residente, e ainda remanescente da espécie.

Algumas especies detectadas por Carvalho Filho et al (2008) não foram encontradas nesse estudo, Gavião-ripina (*Harpagus bidentatus*) e o Falcão-caburé (*Micrastur ruficollis*), juntamente a algumas espécies da área de entorno do PERD, ou de hábito não florestal. No caso das primeiras, sua baixa detecção pode ser devido a baixa abundância no PERD, a ocorrência sazonal, ao periodo de atividade diferente do período amostrado nesse estudo (a tarde ou no crepúsculo, por exemplo) ou até mesmo devido a distribuiçao esparsa no habitat. Essas razões poderiam explicar tambem a baixa frequencia de ocorrência de outas espécies de hábito florestal como o Gavião-caracoleiro (*Chondrohierax uncinatus*), o Tauató-pintado (*Accipiter poliogaster*), o Gavião-miudinho (*A. superciliosus*) e o Gaviãozinho (*A. striatus*). As duas últimas apesar de vocalização conspícua são espécies crípticas, ariscas e de pequeno porte, o que pode justificar a baixa detecção.

Das seis espécies raras citadas acima, cinco foram registradas durante transectos a pé ou com veículo no interior do PERD, de forma que a utilizaçao simultânea de diferentes métodos de amostragem são importantes na detecção de espécies raras em grandes fragmentos florestais. Sugere-se, para a adição de espécies de ocorrência esparsa ou pontual, crípticas ou raras, o uso de métodos adicionais como transectos lineares e uso de playback. De acordo com (Whitacre *in* Burnham *et al*. 1990) para a detecão de certas espécies em um mesmo ambiente, é mais importante a amostragem de diversos sítios em um número maior de visitas do que amostragem em poucos sítios amostrados muitas vezes.

De acordo com Thiollay (1989 b) 6 a 7 dias de amostragem são necessários para a detecção da presença ou ausencia de especies mais cripticas (p. ex. *Accipiter*, *Harpagus*) que planam mais ocasionalmente e 1 a 2 dias para a detecção de espécies territoriais. Portanto o esforço empregado, balanceado para 9-12 amostras, foi considerado efetivo para a amostragem da comunidade, nos diferentes pontos, nas as análises de uso de habitat e diversidade entre os sítios.

O *Bias* (desvio não computado) na detecção de espécies de borda ou área de aberta como o Gavião-de-cauda-curta (*Buteo brachyurus*), o Gavião-de-cauda-branca

(*Buteo albicaudatus*), e o Gavião-caboclo (*Buteogallus meridionalis*) provavelmente é devido ao delineamento dos pontos de amostragem, primariamente utilizados para detecção de espécies florestais. Portanto estas espécies não foram consideradas em algumas análises.

Já o Caracará (*Caracara plancus*) e o Carrapateiro (*Milvago chimachima*) apresentaram grande plasticidade ambiental e foram encontrados no interior do PERD e durante vôos cruzados da borda ao interior.

Em habitat contínuo adequado, o espaçamento regular e homogêneo na densidade reprodutiva é limitado pelo comportamento territorial das aves (Newton 1979). Foram utilizados 1-4 pontos no mesmo sítio para o mapeamento da distribuição espacial, assumindo que as aves de rapina possuem um espaçamento amplo e igualmente distribuído, ocorrendo grosseiramente em números similares (territorialidade) em diferentes unidades de amostra, sendo as contagens em diferentes pontos em um mesmo sítio referentes a uma mesma amostra (adaptado de Sutherland et al. 2004 e Newton 1979), salvo as premissas de distância entre os centrômeros de amostra para grupos em específico (vide capítulo 2).

Os resultados sugerem que para o mapeamento territorial das espécies no PERD foram necessários mais que sete dias de amostra, salvo as espécies altamente territorias que podem ser detectadas em apenas 1-2 dias de amostra, durante tempo limpo, de acordo com Thiollay (1989 b).

O esforço amostral utilizado foi suficiente para confirmar a ocorrência da maioria das espécies incluindo as consideradas raras. De acordo com Manosa (2003) a avaliaçao precisa da riqueza de aves de rapina mais comuns seria alcançada com 20-30 amostras, o que corrobora os valores encontrados nesse estudo, para o alcance da riqueza total em apenas um plote (Gráficos 2 C e D). Entretanto, segundo o mesmo autor para o encontro das espécies menos detectáveis seriam necessárias mais do que 50 amostras. Neste estudo, para os 360 km^2 do PERD, atingiu-se a riqueza local com mais do que 60 amostras para espécies florestais e mais do que 80 amostras para espécies como um todo. Porém destaca-se a necessidade de inclusão de diferentes métodos como registros aleatórios em transectos para as espécies não detectadas nas amostras dos pontos fixos. De acordo com Whitacre (*in* Burnham et al 1990) a duplicação do número de amostras, de 8 para 16, acrescentarou somente 2 espécies na riqueza total.

Diversidade, Abundância e Atividade

As espécies mais abundantes no PERD, obviamente também foram as espécies mais frequentes nos diferentes sítios apesar de dois sítios apresentarem baixos valores de riqueza. Essa pouca variação entre os sitios pode ser explicada pela alta heterogenidade ambiental do PERD devido a presença de um grande número de tipos de vegetação em cada plote. De acordo com Whitacre (*in* Burnham 1990) a heterogeneidade ambiental pode explicar diferentes padrões na distribuição e ocorrência das espécies. Portanto se a heterogenidade do habitat varia pouco entre os plotes então seria esperada pouca variação também na frequência das aves de rapina ou na composição de espécies. As mesmas espécies não detectadas após um ano no trabalho anterior, apresentaram baixa frequência de ocorrência também no PERD como o Gavião-de-cauda-barrada (*Buteo albonotatus*), Gavião-de-cauda-curta (*B. brachyurus*), Gavião-caracoleiro (*Chondrohierax uncinatus*), e Gavião-bombacha (*Accipiter bicolor*), porém ao contrário do estudo, (Burnham 1990), o Gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*) apresentou uma maior frequência de ocorrência nas áreas e amostras no PERD, sendo que ambos resultados foram obtidos utilizando pontos fixos de observação.

Manosa (2003) e Whitacre *in* Burnham et al (1990) verificaram uma alta abundância para o Gavião-pombo-grande (*Leucopternis polionotus*) e Gavião-branco (*L. albicollis*) no Brasil e Guatemala respectivamente. No PERD a primeira espécie foi considerada rara e de ocorrência esparsa por ter sido detectada em 6% das amostras, em apenas três plotes e em 15% dos pontos. Segundo Manosa (2003) o período de maior detecção do Gavião-pombo-grande esteve entre 13:00 e 14:00, período que nao foi amostrado no presente estudo. No entanto, registros aleatórios, nesse horário, corroboram as observações de Manosa (2003).

No PERD, o Gavião-pombo-pequeno (*L. lacernulatus*) foi a espécie mais detectada, 52% das amostras, entretanto ela não foi detectada no trabalho de Manosa (2003), certamente devido a época de amostra do último autor, sendo de agosto ao início de setembro, o que representa a época de menor detecção da espécie no presente estudo. Além disso a espécie foi altamente conspícua entre os meses de setembro e dezembro (Tabela 7) durante a época de reprodução, sendo portanto facilmente detectável durante vôos de display aéreo elaborados e de longa duração (vide capítulo 2).

O Gavião-pega-macaco (*Spizaetus tyrannus*) apresentou baixa abudancia no PERD (apenas 3% dos pontos), valor muito baixo se comparado ao verificado para a

Guatemala (Whitacre *in* Burnham et al 1990) onde a espécie foi considerada comun. Em um fragmento de Mata Atlântica em São Paulo, Manosa (2003) registrou a espécie em 50% dos pontos. No Panamá (Canuto 2008a) também verificou que essa espécie é abundante, apresentando alta densidade. Essas diferenças podem ser atribuídas aos diferentes padrões de dominância devido provavelmente a características locais do habitat e competição inter e intraespecíficas. O Gavião-pato, por exemplo, é a espécie mais abundante, dentre os congêneres, no PERD, seguida do Gavião-de-penacho e a alta abundancia dessas duas espécies pode ser uma explicação para a baixa abundância de *S. tyrannus* (Tabela 6).

A ausência de *M. ruficollis* nas 126 amostras, porém registrada na reserva, pode ser atribuída ao horário de observação. Whitacre *in* Burnham et al (1990) encontraram a espécie no crepúsculo, período não amostrado no presente estudo. No entanto, este autor obteve o maior numero de registros de todas as demais espécies entre 07:45 e 09:45, corroborando comos dados obtidos no PERD para a comunidade. (Gráfico 6).

Assim como os estudos acima citados, o Urubu-da-cabeça-preta (*Coragyps atratus*) foi um dos Cathartidae mais abundantes, presente em praticamente todas as amostras. Para duas outras especies, Urubu-de-cabeça-amarela (*Catarthes burrovianus*) e Urubu-de-cabeça-vermelha (*Catarthes aura*), em função da dificuldade de identificaçao da ave em voo devido a similaridade entre as espécies, as estimativas de abundancia ficaram comprometidas e não foram analisadas. Portanto no grupo dos Catarthidae foi considerado apenas o Urubu-rei (*Sarcoramphus papa*), espécie desconhecida quanto a padrões populacionais e exigente de habitat florestal.

Sazonalidade

Para algumas espécies foi confirmado o padrão de sazonalidade relacionado ao período reprodutivo. Para o Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*), a observaçao de um indivíduo de plumagem imatura e com todas as penas de vôo ainda em desenvolvimento, indica a dependência dos pais e de cuidado parental. Esse indivíduo foi encontrado no PERD (Anexo Foto 1) em dezembro de 2008 em um sítio apresentando registros de display da espécie.

Para o Gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*) foi registrado um ninho ativo, na reserva (Canuto 2008b), com registro do abandono do ninho pelo jovem em outubro de 2006.

O Gavião-pombo-grande (*L. polionotus*) e o Tauató-pintado (*Accipiter poliogaster*), o último de biologia reprodutiva desconhecida, sugerem uma sazonalidade em dezembro/janeiro e setembro respectivamente, de acordo com planeios do casal e cortejo no primeiro, e planeio junto a vocalização conspícua para o segundo. Além destes confirmou-se comportamento reprodutivo para o Gavião-bombacha (*Accipiter bicolor*) em setembro, com display caracterizado como "ascensão em escada", e para o Gavião-bombachinha (*Harpagus diodon*) apresentando display caracterizado por *talon grapping* em setembro, e térmica de 3-4 indivíduos em setembro e dezembro (Canuto 2009 abstract). Para o Gavião-da-cabeça-cinza (*Leptodon cayanenis*) foi registrado em novembro um adulto em vôo com material de ninho, e em dezembro, um indivíduo com plumagem juvenil com diversas falhas de muda nas rêmiges e retrizes registrado. Para o Gavião-preto (*Buteogallus urubitinga*) foi registrado em dezembro um imaturo de plumagem de primeiro ano com diversas falhas nas penas de vôo, e para o Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*) foi apresentado comportamento de display de *holocausto* conforme Brown & Amadon (1968) em julho. Foi registrado comportamento de cópula para o Cauré (*Falco rufigularis*) em agosto e setembro, e para o Gavião-pernilongo (*Geranospiza caerulescens*) em setembro.

A diferença detectada na sazonalidade das espécies de aves de rapina nos meses também foi apresentada em relação ao regime de chuvas, entre a seca (julho e agosto) e a chuva (novembro e dezembro) na frequência de ocorrência das espécies (Gráfico 8), provavelmente podendo ser explicado pela maior abundância de presas nas chuvas.

Uso de habitat

Para o uso de habitat, as tipologias vegetais foram digitalizadas apartir de Gilhuis (1986), que interpretou fotos anteriores a 1986, provavelmente em estágio de sucessão relativamente recente ás grandes queimadas na reserva na década de 60 (Mapa 1). Atualmente o processo de sucessão vegetacional já dura a mais de 40 anos, mesmo assim pode-se dizer que os diferentes tipos vegetacionais analisados são condizentes com os padrões atuais (obser. Pess.), ou seja, mesma classificação vegetacional porém em estágio mais avançado de sucessão.

Em Brown e Amadon (1968) o Gavião-de-penacho é considerado mais primariamente como de interior de floresta úmida, ao contrário de Hilty e Brown (1986) que o classificam como mais presente em mosaicos de habitat do que no interior de

floresta contínua. Em Manosa (1997) a espécie foi registrada preferencialmente em floresta madura. Canuto (2008) somente obteve registros da espécie no interior de floresta madura. Whitacre *in* Burnham et al 1990, apresenta que o Gavião-de-penacho é muito menos comum em habitat alterado do que em floresta primária, porém em menor grau do que o Gavião-branco (*Leucopternis albicollis*), este também com distribuição correlacionada com a altura do dossel e abundância de epífitas nas copas.

Para o atual estudo o Gavião-de-penacho apresentou preferência por vegetação do tipo mata alta primária. No gênero *Leucopternis*, o Gavião-pombo-grande apresentou preferência por mata alta enquanto o Gavião-pombo-pequeno por mata média alta e ambientes aquáticos. Apesar das diferentes classificações de habitat nos diferentes trabalhos, o Gavião-de-penacho ocorre tanto em mosaico de habitats na extensão da Mata Atlântica, ocorrendo em áreas semi-abertas (Canuto comm. pess.), quanto no interior de florestas maduras. O mesmo acontecendo para o Gavião-pombo-grande associado ao interior de florestas maduras mas com razoável plasticidade ambiental a áreas semi-abertas. O último foi registrado em deslocamentos em direção a áreas florestadas contínuas a reserva porém de regeneração secundária, enquanto o primeiro foi registrado duas vezes em deslocamentos pela borda da reserva. O Gavião-pato foi registrado deslocando-se tanto em ambientes de borda quanto áreas abertas, apresentando também distribuição ampla nos diferentes habitats da reserva não apresentando preferência. Em Thiollay (1989b) o Gavião-de-penacho foi mais abundante do que o Gavião-pato em floresta pristina.

Para o Gavião-pombo-pequeno, diversos registros fotográficos não publicados em São Paulo, na Serra do Mar, apresentam os locais de registro da espécie em áreas com presença de alagados, nascentes e córregos. Alguns destes registros são caracterizados por indivíduos jovens em áreas periurbanas porém próximo a grandes reservas florestais. Dia e Rodrigues (2009) registraram um indivíduo jovem na área urbana de Belo Horizonte em uma pequena mancha de mata. De acordo com Camargos e Lanna (1996) a região metropolitana de Belo Horizonte apresenta Áreas de Proteção Especial (APE), como mananciais, e RPPN's de formação na Mata Atlântica, que perfazem ao todo cerca de 6420 ha de matas conectadas ou próximas. Estas reservas são caracterizadas pela presença de corpos dágua, além de floresta madura ou em estágio avançado de regeneração, sendo portanto áreas "fonte" para a ocorrência de indivíduos reprodutores adultos (Canuto obs pess.) ou para a dispersão de imaturos da espécie. Porém os últimos não estabelecem territórios ou procriam fora do habitat apropriado como sendo, conforme Collar (1992), porções primárias de floresta atlântica de baixada.

Conclusão

De acordo com os resultados obtidos, são necessárias 30 repetições de amostra em um meso local, este inserido em uma extensa matriz florestal de Mata Atlântica de baixada de tamanho similar ao PERD, para se alcançar a riqueza total das espécies de aves de rapina ali presentes. Entretanto seriam necessárias 60 amostras para a detecção somente das espécies florestais na matriz como um todo, e 80 repetições de amostra para a detecção de todas as espécies de aves de rapina nesta mesma matriz, incluindo espécies raras e ameaçadas.

As espécies Gavião-real (Harpia harpyja) e Gavião-de-sobre-branco (Percnohierax leucorrhous), previamente registradas na reserva de acordo com registros hitóricos, não foram detectadas nas amostras neste estudo.

O uso de pontos fixos em árvores emergentes foi mais efetivo no registro de espécies florestais de aves de rapina do que pontos em morros adjacentes a reserva, que por sua vez possibilitaram a detecção de espécies de hábito parcialmente florestal ou espécies de áreas abertas. Entretanto registros aleatórios em transectos também foram efetivos na detecção de espécies não registradas pelos dois primeiros métodos.

As espécies Cauré (*Falco rufigularis*), Gavião-bombachinha (*Harpagus diodon*), Acauã (*Herpetotheres cachinnans*), Gavião-de-cabeça-cinza (*Leptodon cayanensis*), Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*), Gavião-carijó (*Rupornis magnirostris*), Urubu-rei (*Sarcoramphus papa*), Gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*), e Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*), apresentaram uma distribuição espacial regular e homogênea ao longo das diferentes porções da reserva.

O PERD possivelmente detém uma das maiores populações ativamente reprodutivas das espécies Gavião-pombo-pequeno (Leucopternis lacernulatus), Gavião-pato (Spizaetus melanoleucus) em Minas Gerais, e é também provavelmente um dos últimos refúgios da espécie Tauató-pintado (Accipiter poliogaster) no estado.

As diversas espécies apresentaram uma forte variação na frequência de ocorrência entre a seca (julho e agosto) e as chuvas (novembro e dezembro) no PERD, sendo o período de atividade destas mais intenso entre 07:30 e 09:30 nos diferentes meses de amostra.

Dentre as espécies raras ou ameaçadas, o Gavião-pombo-grande (L. polionotus), Gavião-de-penacho (Spizaetus ornatus) e Tauató-pintado (Accipiter poliogaster) apresentaram preferência por porções de mata primitiva ou madura, enquanto o Gavião-pombo-pequeno (L. lacernulatus) apresentou preferência por áreas com presença de corpos dágua.

Bibliografia

Andrade, M.A. 1991. Notas sobre aves ameaçadas de extinção que ocorrem em Minas Gerais. Revista SOM 39:16-17.

Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor C., Stuart S.N. 2004. 2004 IUCN Red List of threatened species. A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland.

Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., Mustoe, S.H., 2000. Bird Census Techniques, 2nd ed. Academic Press, London.

Bierregaard, R. O., Jr., and T. E. Lovejoy. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. Acta Amazónica 19: 215-241.

Bierregaard, R. O., Jr. 1995. The biology and conservation status of Central and South American Falconiformes: a survey of current knowledge. Bird Conservation International 5:329-345.

Bierregaard, R. O., Jr. 1998. The conservation status of birds of prey in the South American tropics. J. Raptor Research 32: 19-27.

Bildstein, K. L. 1998. Linking raptor migration science to mainstream ecology and conservation: an ambitious agenda for the 21st century. Pages 583-602 in Holarctic birds of prey (B.-U. Meyburg, R. D. Chancellor, and J. J. Ferrero, Eds.). ADENEX, Merida, Spain; and World Working Group for Birds of Prey and Owls, Berlin, Germany.

BirdLife International. 2000. Threatened Birds of the World. Lynx Edicions and BirdLife International, Barcelona, Spain and Cambridge, UK.

Blake, J. G., and B. A. Loiselle. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: Perspectives from mist nets and point counts. Auk 118:304-326

Brown, L. and D. Amadon. 1968. Eagles, hawks, and falcons of the world. v.1 and 2. Country Life Books, London.

Burnham, W. A., D. F. Whitacre, and J. P. Jenny, (eds). 1990. Progress report III, 1990: Maya Project--use of raptors as environmental indices for design and management of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho. 201 pp.

Burnham, W. A., D. F. Whitacre, and J. P. Jenny. 1994. The Maya Project: use of raptors as tools for conservation and ecological monitoring of biological diversity. pp. 257-264 in B.-U. Meyburg and R. D. Chancellor, eds., Raptor conservation today. World Working Group on Birds of Prey, The Pica Press.

Camargos, Regina. ; Mônica Lanna . Cadastro de áreas naturais protegidas em Minas Gerais. Geonomos, Belo Horizonte, v. IV, n. 2, p. 55-67, 1996.

Canuto, M. 2008a. Observations of two hawk eagle species in a humid lowland tropical forest reserve in Central Panama. Journal of Raptor Research 42 (4): 287-292.

Canuto, M. 2008b. First description of the nest of the black-and-white hawk eagle (Spizaetus melanoleucus) in the Brazilian Atlantic Rainforest, southeast Brazil. Neotropical Ornithology 19: 607-610.

Canuto, M. 2009. Abstract: Descrição de displays aéreos de cortejo e proclamação de território de aves de rapina florestais planadoras. XVII Congresso Brasileiro de Ornitologia, Aracruz, ES.

Carvalho, C. E. A., Zorzin, G., Carvalho Filho, E. P. M. & Canuto, M. 2003. Novos registros de Falconiformes pouco comuns e raros para o estado de Minas Gerais. Abstract In: XI Congresso Brasileiro de Ornitologia, 2003, Feira de Santana, Bahia.

Carvalho, C. E. A. & Marini, M. Â. 2007. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and the effects of urbanization. Bird Conservation International 17: 367-380.

Carvalho Filho, E.P.M., Zorzin, G., Canuto, M., Carvalho, C.E.A. & Carvalho, G.D.M. 2008. Aves de rapina diurnas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Instituto Estadual de Florestas - MG.Biota v.1.n.5. ISSN 1983-3678.

CBRO 2008. Comitê Brasileiro de Registros ornitológicos. Lista das aves do Brasil

CETEC. 1981. Vegetação do Parque Florestal do Rio Doce. Programa de Pesquisas Ecológicas no Parque Florestal Estadual do Rio Doce. Relatório Final, Vol. 2. Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), Belo Horizonte. 277pp.

Collar, N. J., L. P. Gonzaga, N. Krabbe, A. Madroño-Nieto, L. G. Naranjo, T. A. Parker III, and D. C. Wege. 1992. Threatened birds ot the Americas. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Diamond, J. M. 1989. The present, past, and future of human-caused extinctions. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B 325:469–477.

Dias, D F ; RODRIGUES, M. . Registro do gavião-pombo-pequeno Leucopternis lacernulatus em Belo Horizonte, Minas Gerais. Atualidades Ornitológicas, v. 147, p. 20-21, 2009.

Draheim, G.S. 1995. Breeding biology and habitat requirements of the white hawk (Leucopternis albicollis) in Guatemala. MS Thesis, Boise State University, Boise, Idaho. 71 pp.

Drummond, G.M.; Martins, C.S.; Machado, A.B.; Sebaio, F.A.; Antonini, Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversistas. 222p.

Drummond, G. M.; Machado, A. B. M.; Martins, C. S.; Mendonça, M. P.; STEHMANN, J. R. 2008. Listas vermelhas das espécies de fauna e flora ameaçadas de extinção em Minas Gerais. 2 ed. Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.

ESRI 2008. ArcGIS - 9 Software. Versão 9.3 Departamento de Geologia. Campus do Morro do Cruzeiro, Universidade Federal de Ouro Preto, MG.

Ferguson-Lees, J. & Christie, D.A. (2001) Raptors of the world. Christopher Helm, London.

Flatten, C.J. 1990. Biology of the Ornate Hawk-Eagle (Spizaetus ornatus). Pages 129–143 in W.A. Burnham, D.F. Whitacre, and J.P. Jenny [EDS.], Maya Project: use of

raptors as environmental indices for design and management of protected areas for building local capacity for conservation in Latin America, progress report III. The Peregrine Fund Inc., Boise, ID U.S.A.

Fonseca, G. A B. 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. Biol. Conserv 34:17–34.

Francischetti CN. 2007. Ephemeroptera (Insecta) do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil: Biodiversidade e distribuição espacial. D.S. Thesis, Universidade Federal de Viçosa. 97 pp.

Gilhuis, J.P. 1986. Vegetation survey of the Parque Florestal Estadual do Rio Doce, MG, Brazil. Tese de Mestrado, Agricultural University of Wageningen, Netherlands. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa/Agricultural University of Wageningen. 86 pp

Gjershaug, J. O., N. Røv, T. Nygård, D. M Prawiradilaga, M. Y. Afianto and Hapsoro, and A. Supriatna. 2004. Home-range size of the Javan hawk-eagle (Spizaetus bartelsi) estimated from direct observations and radiotelemetry. Journal of Raptor Research 38:343-349.

Heringer H., Montenegro M. M. (2000). Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 40 pp.

Hilty, S. L., and W. L. Brown. 1986. A guide to the birds of Colombia. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Hirsch, A. 2003 a. Avaliação da Fragmentação do Habitat e Seleção de Áreas Prioritárias para a Conservação dos Primatas da Bacia do Rio Doce, Minas Gerais, Através da Aplicação de um Sistema de Informações Geográficas. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, ICB / UFMG, Belo Horizonte. 227pp + Anexos.

Hirsch, A. 2003. Habitat fragmentation and priority areas for primate conservation in the Rio Doce Basin, Minas Gerais. Neotropical Primates, 11(3):195-196.

IBAMA. 2003. Lista da fauna silvestre brasileira ameaçada de extinção. Ministério do Meio Ambiente.
IBGE. 2003. Base Cartográfica Integrada do Brasil ao Milionésimo Digital - bCIMd. Versão 1.0. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro. 8pp.

IEF- Instituto Estadual de Florestas. 1994. Coletânea bibliográfica sobre o Parque Estadual do Rio Doce. Coordenadoria e Proteção à Vida Silvestre. Belo Horizonte, MG.

IEF 2009. Encarte 4; Unidade de Conservação e Zona de amortecimento. http://www.ief.mg.gov.br/component/content/306?task=view (acessado no dia 10 de novembro de 2009).

Julio, A. 1991. Reproductive biology and behavior of the Ornate Hawk-Eagle (Spizaetus ornatus) in Tikal National Park. Pages 93–13 in W.A. Burnham, D.F. Whitacre, and J.P. Jenny [EDS.], Maya Project: use of raptors and other fauna as environmental indices for design and management of protected areas for building local capacity for conservation in Latin America, progress report IV. The Peregrine Fund Inc., Boise, ID U.S.A.

Lins, L.V. (2001) Diagnóstico ornitológico do Parque Estadual do. Rio Doce. Instituto Estadual de Florestas, Belo Horizonte.

Loures-ribeiro, A. and Anjos, L.,2006. Falconiformes assemblages in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, vol. 49, no. 1, p. 149-162.

Machado, R. B. 1995. Padrões de fragmentação da Mata. Atlântica em três municípios da bacia do Rio Doce, Minas. Gerais, e suas consequências para a avifauna. Tese de. Mestrado. Belo Horizonte: Univ. Fed. Minas Gerais

Machado, A.B.M., G A.B. Fonseca, R. B. Macahado, L. M. S. Aguiar e L. V. Lins. 1998. Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.

Machado, A. B., Drummond, G. M. & Paglia, A. P. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2008. v. 2. 1420 p

Madrid, J. A.; Madrid, H. D.; Funes, S. H. A.; Avila, J. A.; Botzoc, R. G. and Ramos, A. Reproductive biology and behavior Ornate Hawk-eagle in Tikal National Park, p. 92-113 In: WHITACRE, D. F; BURNHAM, W. A. and JENNY, J. P. (eds.) Maya Project: Use of raptos as environmeental indices for design and management of protect areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho, Progress Report 4, 1991.

Mañosa, S. and V. Pedrocchi. 1997. A raptor survey in the Brazilian Atalntic rainforest. Journal of Raptor Research 31: 203-207.

Mañosa, S., E. Mateos, V. Pedrocchi, and F. de Campos Martins. 2002. Birds of prey survey (Aves: Cathartiformes and Accipitriformes) in the Paranapiacaba Forest fragment. Pages 165-179 in Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic rainforest area: the Paranapiacaba fragment (E. Mateos, J. C. Guix, A. Serra, and K. Pisciotta, Eds.). Centre de Recursos de Biodiversitat Animal, Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain.

Mañosa, S., E. Mateos, and V. Pedrocchi. 2003. Abundance of soaring raptors in the Brazilian Atlantic rainforest. Journal of Raptor Research 37:19-30.

Mattos, G. T.; Andrade, M. A. & Freitas, M. V. 1993. Nova lista de aves do estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, Fundação Acangaú, 20 pp.

Melo Júnior, T.A. 1996. Registros de algumas aves ameaçadas no estado de Minas Gerais. Atualidades Orn. 72:13-14.

MMA - Ministério do Meio Ambiente (2000). Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. MMA, Brasília.

Montenegro, H.D.M. 1992. Behavior and breeding biology of the Ornate Hawk-Eagle. Pages 179–191 in W.A. Burnham, D.F. Whitacre, and J.P. Jenny [EDS.], Maya Project: use of raptors and other fauna as environmental indices for design and management of

protected areas for building local capacity for conservation in Latin America, progress report V. The Peregrine Fund Inc., Boise, ID U.S.A.

Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca and J. Kent. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403, 853-858.

Naka, L. N. 2004. Structure and organization of canopy bird assemblages in Central Amazonia. The Auk 121 88–102.

NEWTON, I. 1979. Population ecology of raptors. T. and A.D. Poyser, London, U.K.

Pinto, O. M O. 1952. Súmula histórica e sistemática da ornitologia de Minas Gerais Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo. 8:1–51.

Preleuthner, M. and Gamauf, A. (1998). A possible new subspecies of the Philippine Hawk-eagle (Spizaetus philippensis) and its future prospects.J. Raptor Res. 32 (2): 126-135.

Rizzini CT, 1979, Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos sociologicos e floristicos. HUCITEC, Sao Paulo, 2: 374.

Robinson, S. K. (1994). Habitat selection and foraging ecology of raptors in Amazonian Peru. Biotropica 26: 443±458.

Ryall, K.L. and L. Fahrig. 2006. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: A review of theory. Ecology 87: 1086-1093.

Sergio, F., I. Newton, and L. MarchesI. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. J. Appl. Ecol. 43:1049–1055.

Shultz, S. 2002. Population density, breeding chronology and diet of crowned eagles Stephanoaetus coronatus in Ta‹ National Park, Ivory Coast. Ibis 144: 135-138.

Sick H (1985) Ornitologia Brasileira, Uma Introdução. Editora Universidade de Brasília, Brasil

Sick, H. 1997. Ornitologia brasileira. Rio de Janeiro. Nova Fronteira. 912 p.

Sick e D. M. Teixeira (1979) Notas sobre aves brasileiras raras ou ameaçadas de extinção. Publ. Avul. Mus. Nac. 62: 1-39.

Sixto, H.F. 1992. Reproductive biology, food habits, and behavior of the Black Hawk Eagle in Tikal National Park. Pages 173–178 in W.A. Burnham, D.F. Whitacre, and J.P. Jenny [EDS.], Maya Project: use of raptors and other fauna as environmental indices for design and management of protected areas for building local capacity for conservation in Latin America, progress report V. The Peregrine Fund Inc., Boise, ID U.S.A.

Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, and D. K. Moskovits. 1996. Neotropical birds: Ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
Sutherland, W. J., Newton, I. & Green, R. E. (eds). 2004. Bird Ecology and Conservation: A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford.

Terborgh, J., Robinson, S., 1986. Guilds and their utility in ecology. In: Kikkawa, J., Anderson, D.J. (Eds.), Community ecology: pattern and process. Blackwell Scientific Publications, Melbourne, Australia, pp. 65–90.

Terborgh, J., S. K. Robinson, T. A. Parker III, C. A. Munn, & N. Pierpont. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. Ecological Monographs 60:213-238.

Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. Biotropica 24(2b): 283—292.

Thiollay, J. M. 1985a. Falconiforms of tropical forests: a review. 155–165. in Newton, I. and R. D. Chancellor, editors. eds. Conservation studies on raptors. ICBP Techn. Publ. No. 5. Cambridge, U.K.

Thiollay, J.M. 1989a. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. Conservation Biology 3: 128-137.

Thiollay, J.-M. 1989b. Censusing of diurnal raptors in a primary rain forest: comparative methods and species detectability. Journal of Raptor Research 23: 72-84.

Thiollay, J.-M. (1990) Comparative diversity of temperate and tropical forest bírd communities: the intluence of habitat heterogeneity. Acta Oecol. 11: 887-911.

Thiollay, J.-M. 1994. A world review of tropical forest raptors. Current trends, research objectives and conservation strategy. pp. 231-240 In B.-U. Meyburg and R.D. Chancellor [eds.]. Raptor Conservation Today: proceedings of the IV World Conference on birds of prey and owls, Berlin, Germany, May 10-17, 1992. World Working Groups on Birds of Prey and Owls, London.

Thiollay, J-M. 2007. Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection, and conservation. Journal of Raptor Research 41:90-105

Tundisi, J. G., 1997. Climate. In Tundisi J. G. & Y. Saijo (eds), Limnological Studies in the Rio Doce Valley Lakes. Brazilian Academy of Sciences, São Carlos: 7–11.

Zorzin, G., Carvalho, C.E.A., Carvalho Filho, E.P.M. & Canuto, M. 2006. Novos registros de Falconiformes raros e ameaçados para o estado de Minas Gerais. Revista Brasileira de Ornitologia 14 (4): 417-421.

Vargas, H. 1995. Food habits, breeding biology, and status of the Gray-backed Hawk (Leucopternis occidentalis) in western Ecuador. M.S. thesis Boise State University, Boise, Idaho.

Whitacre, D. F., and R. K. Thorstrom, (eds.). 1992. Progress report V, 1992: Maya Project--use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho. 259 pp.v

Viana, L.C.S. 2001. Diagnóstico da cobertura vegetal do Parque Estadual do Rio Doce. Contribuição ao Plano de Manejo; Projeto Doces Matas. Instituto Estadual de Florestas (IEF).

CAPÍTULO 2

Estimativa de densidade, territorialidade, e uso de habitat de espécies de falconiformes dos gêneros *Leucopternis* e *Spizaetus*

Marcus Canuto

Resumo: Estudos sobre densidade e comportamento territorial em aves de rapina são importantes para propostas de manejo de reservas (Hulbert et al 1996). O gênero *Leucopternis* e *Spizaetus* são desconhecidos em relação a estes aspectos de sua história natural na Mata Atlântica. Para tal, 1-4 pontos fixos (2,5 km de raio; separados entre si por X=831±514m), considerados dentro de um único plote, foram usados em 12 plotes (separados entre si por X=5,3 ±2,2) no Parque Estadual do Rio Doce(360 km^2), no estado de Minas Gerais. Dez morros e 23 árvores emergentes fora, usados. O ângulo de visão variou de 120 to 360^0 (X=260^0±64). O mapeamento por ponto foi realizado entre 07:30 e 12:00 envolveu 126 amostras de Julho a Janeiro (de 2006 a 2009), totalizando 567 horas de observação. Para o Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*), de acordo com registros de display aéreo, e registros de casais e indivíduos durante a estação de reprodução (filhote documentado), limites ou rotas utilizadas pelas aves durantes os vôos foram mapeadasutilizando-se mapas de cobertura vegetal e topografia (Hirsch 2003; IBGE 2003) do PERD. Cinco polígonos de territórios defendidos foram criados. Foi utilizado bússola para medidas de estimativas de distância junto a coordenadas de GPS, de pontos de referência identificáveis na paisagem, e transectos, e depois acurados através de mapa digital. De acordo com a presença de aves em display nos 12 plotes (21400ha) e registros de comportamento agressivo entre casais vizinhos (N=8), dez territórios foram defendidos, totalizando uma estimativa de 10-18 casais da espécie, portanto não incluindo aves *floaters*, ou seja, aves não reprodutoras ou aves vagantes em habitat não adequado. AA área mapeada dos polígonos foi calculada em 322-516 hectares (X= 394 ha±66). Para o Gavião-pombo-grande (*L. polionotus*) e o grupo *Spizaetus* as estimativas de densidade foram baseadas na presença de casais nos 12 plotes, ou baseado em plotes com pelo menos dois registros de aves apresentando comportamento de reprodução. Movimentos mapeados dentre plotes adjacentes pela mesma ave foram considerados. As áreas com registros isolados de aves não apresentando comportamento reprodutivo não foram consideradas na estimativa, significando que estes registros foram interpretados como aves *floaters.* Foi estimada uma densidade

de 1-2 casais do Gavião-pombo-grande em 4649 ha, não sendo considerada toda a reserva, já que a espécie esteve limitada somente a porção oeste do PERD. Para o Gavião-de-penacho (*S. ornatus*) e o Gavião-pto (*S. melanoleucus*) foi estimada uma densidade de 6,7 e 8,4 casais respectivamente em toda a reserva (36000ha).

Abstract: Studies over density and territorial behavior in raptors are important to management proposals for reserves (Hulbert et al 1996). The genus *Leucopternis* and *Spizaetus* are unknown regarding these aspects of their natural history in the Atlantic Rainforest. For such, 1-4 point counts (2,5 km radius; apart X=831±514m), considered within a single plot, were used at 12 plots (apart X=5,3 ±2,2) in the Parque Estadual do Rio Doce (360km^2), Minas Gerais state. Ten hills and 23 emergent trees were used. The view angle varied from 120 to 360^0 (X=260^0±64). The spot mapping was accomplished between 07:30 and 12:00 and involved 126 samples from July to January (from 2006 to 2009), totaling up 567 hours of observation. For the White-necked-hawk (*Leucopternis lacernulatus*), according to records of aerial displays, and records of pairs or individuals during the breeding season (*fledgling* documented), limits or routes used by the birds during flights were mapped using topography and vegetation cover maps (Hirsch 2003; IBGE 2003) of PERD. Five polygons of defended territory were created. A compass was used for measurements of distance estimate along with GPS coordinates, of identifiable reference points in the landscape and transects, and latter accured trough digital map. According to the presence of displaying birds on the 12 plots (21400ha) and aggressive behavioral records of neighboring pairs (N=8), ten territories were defended, totaling up an estimate of 10-18 pairs of the species, therefore not including *floaters* birds. The mapped area of the polygons was calculated in 322-516 hectares (X= 394 ha±66). For the Mantled hawk (*L. polionotus*) and the *Spizaetus* group the density estimates were based on the presence of pairs on the same 12 plots, or based on plots with at least a minimum number of two records of birds presenting breeding behavior. Mapped movements among adjacent plots by the same bird were considered. The areas with isolated record of birds not presenting breeding behavior were not considered in the estimate, meaning that these records were interpreted as *floaters* birds, meaning non breeding birds or wandering birds in unsuitable habitat. It was estimate a density of 1-2 pairs of the Mantled Hawk in 4649 ha, not considering the whole reserve, since the species was limited only to the west portion of the PERD. For the Ornate Hawk-Eagle (*S. ornatus*) and the Black-and-white Hawk-Eagle (*S. melanoleucus*) it was estimate a density of 6,7 and 8,4 pairs respectively in the entire reserve (36000ha).

Introdução

A defesa do suprimento de comida, parceiro, lugar para procriação, ninho, ou outro requisito para reprodução ou sobrevivência é um dos mais importantes determinantes do sistema de comportamento territorial que é atingido através da seleção natural. “Defensabilidade” deve ser concebida em termos do gasto de tempo e energia de um indivíduo assim como em termos puramente físicos (Brown 1964). Aves adultas, especialmente quando em display, voam principalmente sobre seu próprio território, e comportamento de “displays” parece um indicador confiável de um território ocupado (Thiollay 1989 b). Mapear casais territoriais em display acima do dossel, através de pontos de observação, provê os dados mais completos de espécies que planam regularmente (Thiollay 1989 b). Ainda neste mesmo trabalho, Thiollay precisou de 1-7 dias para a confirmação da existência de um casal territorial em ambiente florestal. O autor diz que para se obter uma estimativa de densidade confiável de raptores em reprodução em uma floresta primária, a melhor estratégia deve ser delinear um método de censo específico para cada espécie em separado.

Em geral a formação de casais de aves de rapina esta associado com o estabelecimento de territórios de ninho (Newton 1979). Estudos sobre densidade e comportamento territorial são importantes para propostas de manejo tais como planejamento de reservas ou como indicadores de diferenças nas áreas de vida intra ou interespecificas (Hulbert et al 1996).

O gênero *Leucopternis* reune gaviões da subfamília Buteoninae de tamanho pequeno a médio. Este gênero compreende 10 espécies neotropicais, todas de hábito florestal (Brown & Amadon 1968). No leste brasileiro, especificamente no domínio da Mata Atlântica, o gênero é representado por duas espécies, o Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*), endêmico deste bioma, criticamente em perigo a nível regional (Drumond et al. 2008), vulnerável a nível nacional (Machado 2008), e vulnerável a nível mundial (IUCN 2009). Já o Gavião-pombo-grande (*Leucopternis polionotus*) é considerado como quase endêmico do Brasil (Sick 1997), restrito ao leste brasileiro. Encontra-se também criticamente em perigo a nível regional (Drumond et al. 2008) e quase ameaçada a nível mundial (IUCN 2009). Ambas espécies são desconhecidas quanto a informações básicas de sua história natural, como biologia reprodutiva (Bierregaard 1995), além de exigências ecológicas como tamanho de território e estimativas de densidade.

O gênero *Spizaetus* por sua vez reúne águias florestais de tamanho pequeno e médio a até grande, sendo o grupo formado por quatro espécies neotropicais (Brown &

Amadon 1968). Os três representantes que ocorrem ao longo de todo território brasileiro são considerados ameaçados apenas em listas regionais, no caso do estado de Minas Gerais, são ditas como criticamente em perigo de acordo com Drummond *et al* (2008), sendo elas o Gavião-pega-macaco (*Spizaetus tyrannus*), o Gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*) e o Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*). Para estes representantes, nenhum trabalho foi realizado no domínio da Mata Atlântica quanto a estimativas de densidade ou tamanho de território, mas sim parâmetros de abundância. O Gavião-pato é geralmente considerado raro ao longo da América Central (Monroe 1968, Land 1970, Ridgely & Gwynne 1989, Stiles & Skutch 1989).

Devido a sua atração popular, vertebrados predadores de topo são frequentemente usados como bandeiras em projetos de conservação ou espécies guarda-chuva para adquirir suporte financeiro, aumentar o compromisso com o meio ambiente e planejar sistemas de áreas protegidas (Sergio et al. 2006).

Estimativas populacionais nas aves de rapina exigem grande esforço de amostra por observação direta do comportamento territorial de casais reprodutivos, ou este pode ser complementar ao uso de equipamentos de rádio telemetria e estudo de distância entre ninhos em um mesmo ano (Gjersshaug 2004).

Trabalhos referentes a territorialidade e estimativas de densidade para os gêneros *Leucopternis* e *Spizaetus* envolvem em sua maioria coleta de dados complementares com o uso de rádio telemetria (Thiollay 1989 a, Flatten 1990, Julio 1991, Madrid 1991, Sixto 1992, Montenegro 1992, Draheim 1995, Manosa 1997, van Balen 2001 e Gjersshaug et al 2004), sendo somente um trabalho relacionado ao gênero *Leucopternis*. Estes trabalhos consistentes sobre densidade na reprodução e territorialidade envolvem estudo em habitat florestal contínuo.

Outros autores como Shultz (2002), e Hustler e Howells (1988) estimaram a densidade populacional e território através da densidade de ninhos para os representantes do gênero *Hieraaetus* e *Stephanoaetus*, grupos próximos ao gênero *Spizaetus* de acordo com Ferguson-Lees & Christie (2001).

Em alguns trabalhos, Canuto (2008), Manosa 1997, Balen et al (2001), Thiollay (2007; 1989 a e b), Whitacre et al. (1992) e Preulethner e Gamauf (1998), para os grupos *Spizaetus* e *Leucopternis*, os autores estimaram densidade de casais, e territorialidade, através da observação direta de casais e indivíduos realizando circuitos de vôo, displays aéreos, presença ou ausência de amostras de área conhecida, registros simultâneos de casais, distinção de muda, distância e data entre os registros, e número de registros de casais na área durante a época reprodutiva. O

mapeamento das rotas ou os registros diários, foram tanto realizados de pontos vantajosos acima do dossel da floresta quanto apartir de transectos.

Outros estudos de densidade foram realizados por meio de transectos (Robinson 1994, Terborgh 1990), ambos na Amazônia Peruana, um envolvendo densidade e uso de habitat de 35 aves de rapina diurnas em 800 hectares, e o outro a densidade em relação a plots de 100 hectares para 24 espécies de aves de rapina florestais.

Para o mapeamento de territórios as técnicas mais atuais são apresentadas por autores em trabalhos diversificados e completos de técnicas de cenus em aves, ecologia e conservação (Bibby et al 2000; Sutherland et al. 2004;) ou específicos do grupo de Falconiformes como Whitacre (1998), Burhnham et al (1994), Thiollay (1989 a e b) e (2007), e Newton (1979).

Estudos sobre o comportameno de reprodução e defesa de território das espécies também avaliam o espaçamento e limite entre casais vizinhos (Brown 1969 & 1964; vários autores *in* Newton 1979). Fuller and Mosher (1981) realizaram uma revisão completa das técnicas mais utilizadas que levaram em consideração a, contagem e mapeamento de aves de rapina e ninhos em diversos ambientes, utilizando automóveis, barcos, aeronaves e census a pé, sendo o comportamento reprodutivo sempre considerado.

Em relaçao à ecologia do comportamento e tamanho ótimo de território, vários trabalhos demonstram o balanço do custo e benefício para displays e outros comportamentos territoriais (Alcock 1993 Julim; Davies 1977; Noble 1939; Wittenberger 1981; Carpenter et al 1983). Davies (1974) realizou uma pequena revisão sobre a função do display em aves.

Geissler & Fuller (1986) propuseram o uso de estimativas de abundância para quando não fosse possivel obter medidas de distância, quando indivíduos fossem indistinguíveis e a probabilidade de deteção fosse baixa.

As aves de rapina são altamente territoriais, possuindo populações de baixa, mas regular e homogênea densidade ao longo de um habitat contínuo. Os casais reprodutivos são geralmente espaçados pelo comportamento territorial dos mesmos e competição dos demais ao longo de um gradiente de habitats adequados àquela espécie possuindo locais específicos de nidificação e alta abundância de presas (Newton 1979).

Espécies florestais são particularmente sensíveis a distúrbios e perda de habitat, tornando-se algumas espécies raras ao longo de sua distribuição natural. Censos populacionais destas espécies em habitats ótimos ou preservados permitem

predizer a distribuição de uma determinada população em um mosaico de ambientes modificados (Thiollay 2007).

Em habitat contínuo, a amostragem de vários destes territórios reprodutivos de casais distintos (amostragens alternadas e sequenciais entre os sítios, e registro simultâneo de disputa entre casais vizinhos), permite estimar a abundância de casais próximo a realidade, ou seja, condizente com a verdadeira densidade dos mesmos.

Tendo em vista que pouco se sabe sobre a exigencia de tamanho de área para populações dos gêneros *Spizaetus* e *Leucopternis* (espécies bandeira e predadores topo de cadeia), cujo estudo pode mensurar tamanhos de area mínima na proteção de ecossitemas e comunidades florestais inteiras, são necessários census populacionais na Mata Atlântica para estas espécies de baixa densidade e grande exigência de area para uma avaliação mais precisa no delineamento de áreas protegidas e suas áreas de entorno.

Nesse trabalho avaliou-se a população de quatro espécies quanto a padrões de densidade e territorialidade na tentativa de responder as seguinte pergunta:

É possível mensurar a densidade e território de populações de certas espécies, que apresentam comportamento territorial, através de observação direta?

Material e Métodos

Área de Estudo

A descrição da área de estudo esta apresentada no capitulo 1.

Procedimentos de Campo

Os dados foram coletados através de observação direta das espécies utilizando pontos fixos de acordo com Whitacre e Turley (1990) e Whitacre *et al*.(1992a). Esse método foi o mais efetivo em um estudo piloto realizado na área em 2004 e 2005 (Carvalho 2008). Foram adotados apenas pontos fixos de raio variável em árvores emergentes (N=23), com o uso de técnicas de ascensão em corda, e morros adjacentes às áreas de observação (N=10) que possibilitassem um amplo ângulo de visão cobrindo-se assim áreas extensas. Estes pontos destacam-se em altitude da topografia ao redor. Os ângulos variaram de 120 a 360^0, em média $260^0 \pm 64$.

Foram utilizados de 1-4 pontos fixos de observação em 12 sítios distintos sobrepondo a área de visão destes (Mapa 2). Estes pontos serviram como pontos de referência para procedimentos de mapeamento do uso de habitat e da territorialidade das espécies. Os plotes foram distanciados de 2,2 a 9 Km, X=5,3 ±2,2 Km. Os pontos dentro de cada plote distanciavam-se entre 100m a 2Km, (X=831±514m). A tabela 1 apresenta o número de visitas em cada ponto e em cada plote.

O mapeamento foi realizado entre 07:30 e 12:00, variando de acordo com a logística para a utilização das técnicas de escalada. Registros aleatórios foram obtidos antes e depois do período padrão. Foram totalizados 126 pontos de contagem (83 árvores + 43 morros) de julho a janeiro de 2006, julho, agosto, novembro e dezembro de 2007, julho, agosto, setembro, outubro, dezembro de 2008 e janeiro de 2009, totalizando 567 horas de observação.

Apartir do projeto piloto em 2004 (Carvalho Filho 2008) foram confirmadas áreas ocupadas pelas espécies do estudo para posterior repetição dos pontos. A partir destes, novos pontos em árvores e morros foram acrescentados, a partir de 2006, em cada sítio, para melhor mapeamento da movimentação das espécies dentro de um mesmo território defendido, aumentando a acurácia em estimativas de distância através de pontos de referência no ambiente. De acordo com Bibby et al. (2000) e Sutherland et al. (2004), registros contínuos de casal residente na mesma área, e registros de agressividade entre casais vizinhos, podem ser utilizados para definir os limites territoriais das espécies sendo estes métodos empregados.

Os pontos de observação são repetidos para conifrmação da ocupação da área por um ou mais indivíduos, caso a espécie ocorra no raio de detecção do observador durante sua atividade normal, (Geissler & Fuller 1986), assumindo que adultos durante displays voam principalmente senão somente acima de seu próprio território (Thiollay 1989 b).

Salvo os registros simultâneos entre casais vizinhos, as estimativas não se basearam na distinção de indivíduos mas sim de territórios defendidos ao longo de diferentes anos, de forma que um mesmo individuo pode ter sido amostrado mais do que uma vez ao longo do tempo no mesmo território.

Território mínimo defendido do Gavião-pombo-pequeno (Leucopternis lacernulatus) no PERD

As contagens foram realizadas em dias de céu limpo. Foi anotado, com auxílio de bússola, a área ou rotas utilizadas pelo Gaviã-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*) em vôo, apartir da topografia e outros pontos de referência como lagoas, brejos e vales, e pontos de observação adjacentes. Estes locais foram georeferenciados através de trilhas a pé, barco e carro tanto na procura de ninhos quanto no mapeamento em si do terreno dentro dos sítios, e também utilizou-se mapa digital do ArcGIS do PERD (Hirsch e IBGE 2003) para a confirmação das distâncias em relação as referências no ambiente (Figuras 1 e 2).

Quanto mais repetição de pontos maior acuracia das estimativas, melhor mapeamento e reconhecimento de aspectos da topografia (Bibby 2000). Também de acordo com Bibby (2000) se em pontos permanentes contagens são repetidamente realizadas, é possível marcar distâncias fixas para usar como pontos de referência. Ainda, para o atual estudo, as áreas foram visitadas, alternada e consecutivamente também para a validação da atividade reprodutiva de diferentes casais, em diferentes áreas no mesmo ano.

Após a detecção de registros simultâneos de casais vizinhos, (Tabelas 2 e 3), e de acordo com comportamento agressivo ou de display (Figura 1) entre os mesmos, novas áreas adjacentes foram visitadas para a confirmação da defesa de territorio pelo casal vizinho nestas, portanto confirmando o limite entre duas áreas defendidas adjacentes.

Nos circuitos ou rotas realizadas pela espécie, aquelas que não foram confirmadas, ou quando ocorreu longas perseguições com indivíduos e casais vizinhos, cuja movimentação não pode ser confirmada, pelo mapa digital, foram ignoradas na formação dos polígonos conforme Thiollay (1989). Também conforme o autor, a posição exata de aves quando muito longe, sendo a distância maior que os pontos de referência em cada sítio de amostra, não foi precisa, e sempre conservadoramente estimadas.

Posteriormente foram plotados, em mapa digital, a área limite contemplada em vôos de display aéreo, interpretadas como área mínima defendida (Mapa 3). Estes limites foram representados por linhas conectadas por pontos equidistantes entre si (100 m) em que os indivíduos/s sobrevoaram em display (Figura 3), de acordo com grau de bússola, estimativa de distância de acordo com pontos de referência, e validação das mesmas em mapa digital. A união destes limites foi realizada pelo

método do Mínimo Polígono Convexo-MPC, que trata do menor polígono convexo que reúne todos os pontos de observação (Draheim 1995) ligando-se quaisquer dois pontos, estes estarão inseridos dentro do polígono. Cinco polígonos foram formados, devido a maior número de registros e rotas destes (Tabelas 2 e 3).

Estimativa de densidade do Gavião-pombo-pequeno (Leucopternis lacernulatus) no PERD

Para a estimativa de densidade do Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*) foram consideradas a presença e ausência de registros de casal ou indivíduos apresentando comportamento reprodutivo, em diferentes estações reprodutivas, nos 12 sítios de amostra (21400 ha). Para validação dos mesmos foram considerados oito registros simultâneos de casais vizinhos (3-4 indivíduos) que apresentaram comportamento de agressividade em cinco sítios diferentes (Tabela 2 e 3). As áreas dos plotes, em hectares, sem registro da espécie ou casal, ou com registro de indivíduos sem comportamento reprodutivo foram consideradas, de acordo com a interpretação de aves *floaters*, indivíduos não reprodutores vagantes em áreas sub-ótimas do habitat (Brown 1969). No entanto, nestas áreas, os valores de distância entre os centrômeros foram retirados do cálculo da média (Tabela 4), sendo estas áreas aqui consideradas como negativas em território defendido. Apartir destas premissas a estimativa foi extrapolada para a reserva como um todo (360 km^2).

A representação do comportamento de cortejo e display aéreo de *L. lacernulatus*, e interações intere e intraespecíficas do grupo *Leucopternis* sp. são baseadas em 14 fotos do autor no PERD tiradas durante os comportamentos (Figura 1).

Assumindo-se o alto grau de detecção da espécie (Tabela 5) na época de reprodução, os pontos fixos de observação em cada sítio de amostra foram considerados os centrômeros do território sendo que a espécie foi sempre identificada durante os vôos de display apartir das imediações destes pontos.

Estimativa de densidade do *Gavião-pombo-grande (Leucopternis polionotus) no PERD*

Para a estimativa de densidade do Gavião-pombo-grande (*Leucopternis polionotus*) foram considerados os únicos dois registros de casal pareado apresentando comportamento reprodutivo ou territorial. Os registros restantes de indivíduos sozinhos foram utilizados, junto com as rotas de movimentação, para a criação de um único MPC para 1-2 casais em plotes adjacentes.

Para avaliar o uso de habitat foi calculada a porcentagen de cada tipologia vegetal e corpos dágua com o uso do ArcGIS e mapas digitais da reserva de acordo com (Hirsch 2003 e IBGE 2003).

Estimativa de densidade do *Gavião-pato (Spizaetus melanoleucus) e Gavião-de-penacho (Spizaetusno ornatus) PERD*

Os registros de comportamento reprodutivo ou de casais pareados em plotes com repetidos números de amostras foram feitos nas observações de vários autores (Canuto, 2008; Thiollay 2007; 1989 a e b; Whitacre et al., 1992; Bibby et al 2000; Sutherland et al., 2004; e Newton, 1979).

Para as estimativas de densidade do Gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*), foram considerados a presença ou ausência de registros de casais pareados, apresentando ou não comportamento reprodutivo, em 12 plotes (21400 ha).

O mesmo foi realizado para o Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*), porém foram considerados, para esta espécie, territórios ocupados, ou defendidos, plotes com registros de casais ou apresentando pelo menos dois registros de indivíduos. Estes foram considerados “pares reprodutores em potencial” de acordo com Brown (1969), já que para esta espécie, diferentemente do Gavião-pato, os registros de indivíduos envolvem comportamento territorial conspícuo durante planeio, caracterizado por forte vocalização em térmica. Além disso para o Gavião-de-penacho poucas áreas tiveram registro do casal pareado. De acordo com Thiollay (1989 b) espécies altamente territorias com céu limpo seriam detectadas em apenas 1-2 dias.

Os plotes, para *Spizaetus*, foram considerados territórios distintos devido ao mapeamento de padrões de movimentação das espécies entre estes (Tabela 3), e devido a distância entre os centrômeros, isto relacionado com dados publicados para o gênero sobre exigência de área, densidade, distância entre ninhos e padrões de movimentação com o auxílio de rádio telemetria (Tabela 4).

Foram considerados portanto somente os registros de casais pareados para o Gavião-pato ou de número mínimo de dois registros de comportamento territorial no plote para o Gavião-de-penacho, considerados como “pares reprodutores em potencial” (Brown 1969), e não aves *floaters* presentes em áreas sub-ótimas ou até mesmo habitats não apropriados à reprodução.

Para *Spizaetus melanoleucus* e *Leucopternis lacernulatus* os doze sítios ou polígonos, amostrados e formados, foram considerados representativos de território reprodutivo não só pela presença do casal e pelo comportamento de display e cortejo. Foi confirmado a época de abandono de filhote do ninho no PERD para Gavião-pato (Canuto 2008), e também confirmação de filhote (*fledgling*) do Gavião-pombo-pequeno encontrado, ainda dependente de cuidado parental no ninho, sem penas de vôo completamente formadas (Foto 1). Os dois filhotes foram encontrados em plotes com registro de display ou casal pareado. Foi portanto assumido que para estas espécies os registros de casal ou display foram obtidos dentro de centrômeros do território, em áreas de reprodução.

O tamanho máximo do território é apresentado (Tabela 4) de acordo com registros dentro de um mesmo plote ou de acordo com movimentação em plotes adjacentes.

Foram utilizados para o período de atividade de todas as quatro espécies (Figura 2) somente regsitros entre 07:00 e 12:00.

Foi utilizado intervalo de confiança (CI) de 95% nos gráficos de *Box plot* para o número de registros e respectivos horários de detecção das espécies pelo observador, sendo considerado como o período de maior de atividade das referentes espécies.

Tabela 1. Número de amostras em cada ponto e em cada sítio no PERD de 2006 a 2009. (*) Morros próximos considerados um único ponto. A-Amostragem em árvores. M-Amostragem em morros.

Sítios	Árvores e Morros	Amostras
Vinhático	A1	3
	A2	4
	M1	7
Patos	A3	15
	A4	2
	A5	2
	M2*	14
	M3*	4
Anibal	A6	2
	M4	5
Ponte Queimada	A7	6
Azul	A9	2
	A10	1
Espigão	A12	3
	A13	5
Campolina	A14	3
	M8	7
Preta	A15	5
	A16	1
Central	A17	6
	A18	10
Monte Cristo	M9	2
Juquita	A20	9
	A21	2
	A22	1
	A23	1
Ponte Perdida	M10	4

Resultados

Comportamentos das espécies de Leucopternis

O Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*) foi registrado em 74 ocasiões considerando-se encontros aleatórios ao longo do estudo. Destes, 47 (63,5%) registros são referentes a display aéreo altamente elaborado (Tabelas 1 e 4 e Figura 1), e 23 (31%) são relativos a encontros com o casal pareado.

De acordo com a Figura 2 o Gavião-pombo-pequeno foi registrado dentro do período de 07:00 ás 09:30 com dois registros isolados após este horário, sendo que a espécie, preferencialmente, começou seus vôos de display aéreo pouco antes das 08:00 (IC 95%). Entretanto junto aos registros aleatórios, a espécie também foi detectada nos períodos de 05:15, 06:30, 06:50 e 16:40 no PERD e área de entorno.

A espécie apresentou comportamento altamente territorial de proclamação e defesa de território. O display aéreo teve uma duração média de 41±25 minutos, variando entre 6 e 113 minutos durante o mesmo registro. Durante 10 encontros com a espécie, foram contabilizadas 19 contagens do número de *loops* (pêndulos) por intervalos de minuto do comportamento de display aéreo, sendo totalizado uma média de 1,3±0,9 *loops* por minuto.

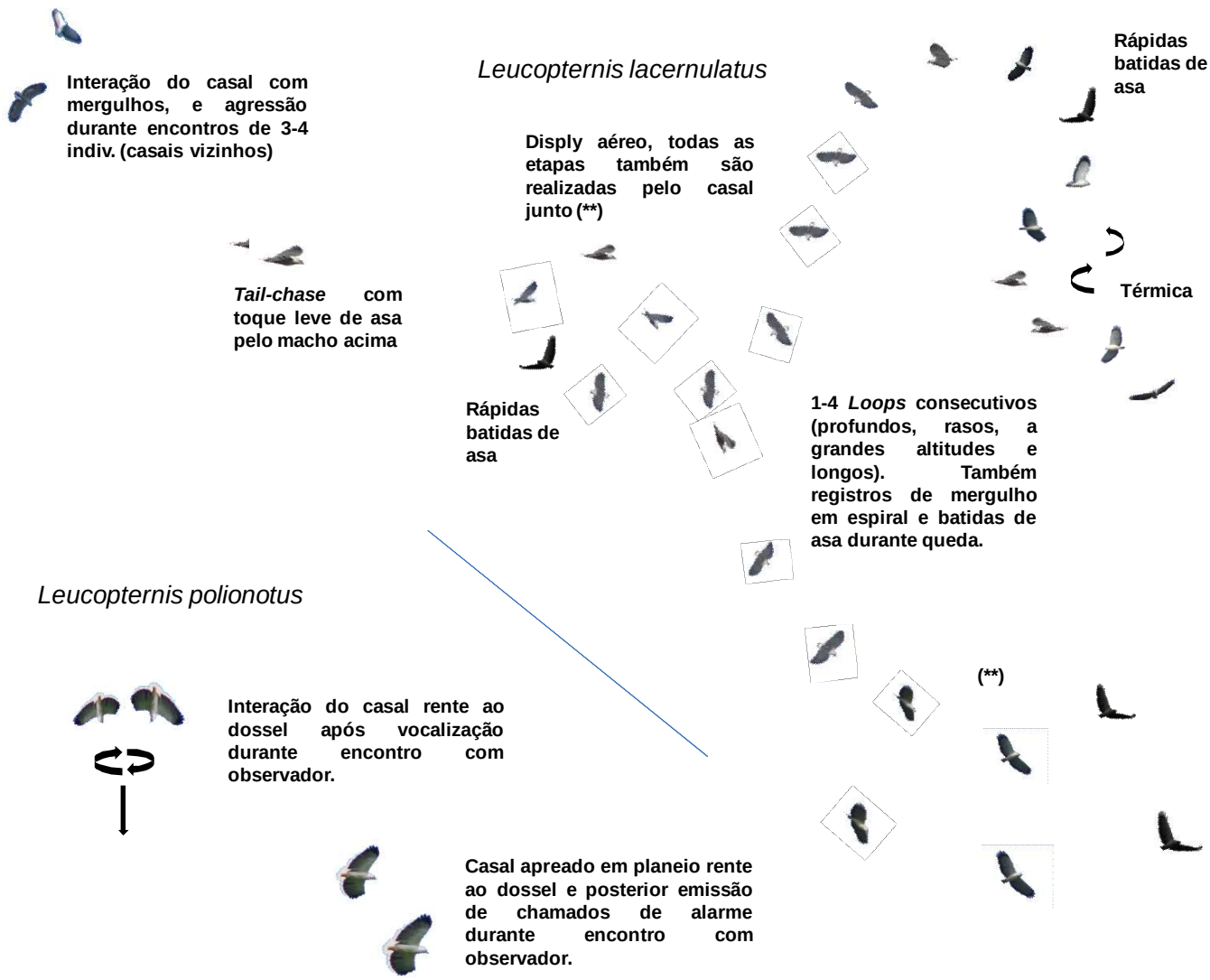


Figura 1 Representação do display aéreo do Gavião-pombo-pequeno (Leucopternis lacernulatus) e interações entere e intraespecíficas de Leucopternis sp. Fonte: 14 fotos do autor no PERD.

A espécie Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*) foi registrada em oito (12,3%) interações intraespecíficas de agressividade entre casais vizinhos dentre 65 registros nas 126 amostras padrão. Destes foram contabilizados nove interações interespecíficas (13,8%) para com a espécie Gavião-sovi (*Ictinia plumbea*), sendo que em uma das interações o Gavião-pombo-pequeno também atacou o mesmo. Quatro interações agressivas (6,1%) foram do Gavião-tesoura (*Elanoides forficatus*), sendo que em duas destas o Gavião-pombo-pequeno também atacou, realizando o mesmo contra o Gavião-de-cabeça-cinza (*Leptodon cayanensis*) em uma situação (1,5%) dentre 65 registros. A espécie ainda foi atacada pelo Gavião-carijó

(*Rupornis magnirostris*) uma única vez (1,5%), assim como pelo Cauré (*Falco rufigularis*).

Um indivíduo do Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis* lacernulatus) de plumagem imatura e com todas as penas de vôo ainda em desenvolvimento, o que indica que este ainda estava dependente de cuidado parental no ninho, foi encontrado no interior da reserva (Anexo Foto 1) em dezembro de 2008 em um sítio apresentando registros de display da espécie.

O Gavião-pombo-grande (*Leucopternis polionotus*) foi registrado 12 vezes contando com registros aleatórios, sendo somente dois destes (16,6%) de casais pareados apresentando comportamento territorial ou de interação entre os mesmos (Figura 1).

A espécie apresentou o maior número de registros entre 09:00 e 11:00, não apresentando uma preferênca ($p>0,05$) por este período. Três registros da espécie ocorreram após ás 12:00 e não foram contabilizados conforme métodos.

O Gavião-pombo-grande apresentou considerável comportamento territorial ou de alarme contra o observador. Sendo que em três ocasiões (25% dos registros) a espécie emitiu de imediato mais de duas sequências de piados agudos, curtos e extensos, após aproximar-se e circular o observador acima do dossel.

A espécie também foi evidenciada realizando movimentos em direção a área de entorno, neste caso contínua à porção norte do PERD, representada por uma vegetação de encosta e antropotizada.

Comportamentos das espécies Spizaetus

De acordo com todos registros acumulados entre 2004-2009 o Gavião-pato (*Spizaetus* melanoleucus) apresentou um maior número de registros (N=31) do que o Gavião-de-penacho (*S. ornatus*; N=27).

O Gavião-pato apresentou padrões de movimentação evidentes para fora dos limites da reserva em direção a fragmentos florestais na área de entorno. Já o Gavião-de-penacho foi observado em dois encontros na borda da reserva mas não em deslocamentos fora dos limites ou proximidades desta.

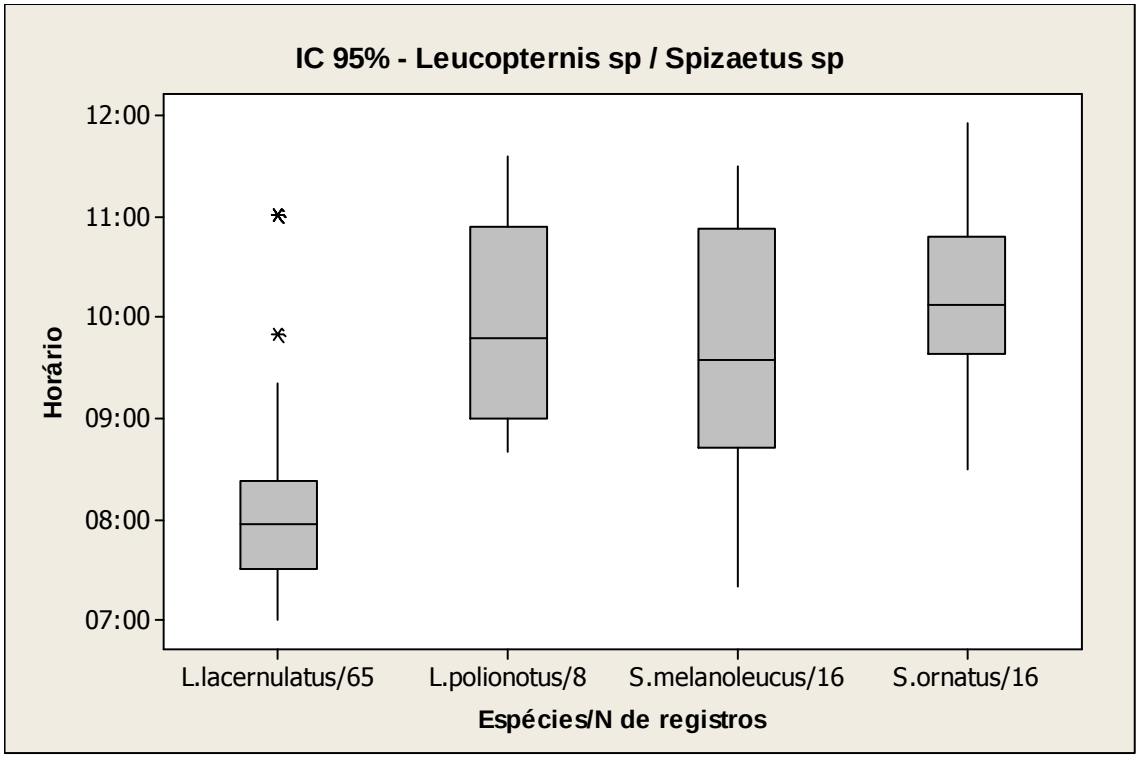
O Gavião-de-penacho apresentou maior atividade em torno das 10:00, durante comportamento territorial de planeio em térmica, enquanto o Gavião-pato apresentou amplo espectro de atividade acima do dossel (detecção) ao longo dos diferentes períodos de hora.

O Gavião-de-penacho foi registrado somente uma vez em interação enterespecífica contra um Gavião-de-cauda-barrada (*Buteo albonotatus*). Já o Gavião-pato foi atacado pelas espécies Gavião-sovi (Ictinia plumbea), Gavião-tesoura (Elanoides forficatus) e o Cauré (*Falco rufigularis*). Em uma ocasião, enquanto sendo atacado pelo Gavião-sovi, o Gavião-pato emitiu fortes piados.

O Gavião-de-penacho foi registrado uma vez, durante encontro com o casal, realizando cortejo em display aéreo, consistindo em oscilações rasas e consecutivas parcialmente fechando as asas entre estas e retomando altura quando abrindo-as.

Já para o Gavião-pato a interação entre o casal caracterizou-se por mergulhos de um indivíduo em direção ao outro com emissão de poucas notas em sequência finalizando em uma nota dupla. Em um destes encontros o casal encontrava-se à borda da reserva, a aproximadamente 1 km de um ninho ativo da espécie, posteriormente confirmado.

Figura 2. Período de atividade dos grupos Leucopternis sp. e Spizaetus sp. no PERD com Intervalo de Confiança de 95% e total do número de registros considerados.



Densidade e Territorialidade

Espécies do gênero Leucopternis

Dos 25 registros do Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*), no sítio “Patos”, em 18 vezes (72%) as observaçoes ocorreram no mesmo local, no mesmo morro na orla da lagoa, próximo ao ponto de observação. No sítio “Juquita” a espécie saiu seis vezes do mesmo local em sete registros também nas imediações das árvores de observação, assim como em outros sítios com exceção dos pontos de borda.

O Gavião-pombo-pequeno apresentou limites de territorio estáveis, correspondendo a características na paisagem e topografia, mapeados ao longo de consecutivos anos conforme Tabela 1. Apesar da não confirmação de nidificação da espécie, ela foi considerada como de reprodução anual baseado em comportamento reprodutivo de “proclamação de território” através de display aéreo, em anos consecutivos, ao longo de seis sítios.

Dez dentre os 12 sítios amostrados foram “defendidos” por indivíduos ou casais territoriais através de comportamento de proclamação de território por display aéreo (Figura 1, Tabela 2). Portanto foram contabilizados dez territórios defendidos, ou casais, em 21400 hectares (12 plotes), o que confere uma estimativa de densidade mínima de casais para o PERD (36000 hectares) de 10-16,8 casais para o Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*) (Tabela 3).

Das dez áreas, cinco com maior número de registros e rotas mapeadas (Tabela 1) durante comportamento territorial de display aéreo da espécie, foram utilizadas na formação e cálculo dos MPC’s conforme métodos. Estes apresentaram tamanhos de 390 ha, 346 ha, 1198 ha (3 casais contabilizados durante registros simultâneos; 1/399 ha), 322 ha e 516 ha. Portanto foi contabilizada uma área de território defendido em consecutivos anos de em média 394±67 hectares.

O Gavião-pombo-grande (*L. polionotus*) foi somente registrado em 3 plotes dentre os 12 amostrados no estudo, correspondendo a 33% destes. Estes registros estão limitados a porção oeste da reserva, cujo limite é adjacente a formação montanhosa da serra de marliéria.

Indivíduos da espécie apresentaram longos deslocamentos ao longo de um mesmo registro conforme tabela 3. Estas longas movimentações também foram evidenciadas nos limites entre plotes adjacentes conforme mapa 2. Portanto, conforme métodos, foram considerados dois registros de casais pareados em comportamento de

corte ou defesa de território em plotes distanciados >8 km, sendo estes os únicos dois registros de casais na reserva. De acordo com o MPC formado por padrões de movimentação, estima-se de 1-2 casais em 4649 ha.

Espécies do gênero Spizaetus

De acordo com métodos, para o Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*), quatro plotes apresentaram o mínimo de dois registros de indivíduos em comportamento territorial em um total de 12 plotes (21400 ha) de amostra. Portanto foi estimada uma densidade de 6,7 casais para os 36.000 hectares do PERD, sendo aproximadamente uma densidade de 1 casal a cada 5373 hectares.

Para o Gavião-pato (*Spizaetus* melanoleucus) foram registrados cinco plotes com registro de casal pareado em 21400 ha (12 plotes de amostra), portanto possibilitando uma estimativa de 8,4 casais da espécie em 36000 ha, sendo aproximadamente uma densidade de 1 casal a cada 4285 hectares.

Tabela 2. Caracterização de plotes, esforço de amostra, registros e número de rotas de display nos territórios defendidos pelo Gavião-pombo-pequeno (Leucopternis lacernulatus) em anos consecutivos (2006 a 2009).

Territórios defendidos do L. lacernulatus de Julho de 2006 a Janeiro de 2009								
Plote	Área do Plote (ha)	N de Visitas	N de Registros	N de Registros (Indivíduos)	N de Display	*t* Total de Display	Anos c/ Display	N de Rotas
Azul[1]	1784	3	3	2R(N=1)	1	35'	2008	3
Campolina[1]	1433	10	7	2R(N=4), 2R(N=2)	6	114'	2007 e 2008	13
Preta [1]	2437	6	3	1R(N=2), 1R(N=3)	2	x	2007 e 2008	3
Anibal[2]	1145	7	4	1	2	35'	2009	6
Patos[2]	2337	37	25	13R(N=2), 2R(N=3)	20	726'	2006 e 2007	32
Central[3]	2372	16	5	1R(N=4)	4	117'	2006 e 2007	8
Espigão	2075	8	3	1R(N=2), 1R(N=3)	1	x	2008	2
Juquita[3]	2492	13	7	1R(N=2), 1R(N=3)	5	191'	2006 e 2007	9
Vinhático	2435	14	4	3R(N=2)	4	126'	2007 , 2008 /2009 (jan)	5
Ponte Perdida	785	4	2	2R(N=1)	2	32'	2008/2009 (jan)	2
Monte Cristo	964	2	x	x	x	x	x	x
P. Queimada	1145	6	3	3R(N=1)	x	x	x	2
[1,2 e 3] Casais vizinhos em registros simultâneos								

Tabela 3. Tabela dos plotes com registros de indivíduos territoriais ou de casais pareados para Spizaetus e Leucopternis utilizados para estimativa de densidade na reserva de acordo com número de registros, casais vizinhos e mapeamento de rotas.

Estimativa de Densidade para Leucopternis e Spizaetus					
Nome do sítio / nº de amostras	**Plote - Área em hectares (ha)**	***Leucopternis lacernulatus***	***Leucopternis polionotus***	***Spizaetus melanoleucus***	***Spizaetus ornatus***
Vinhático / 17	Plote 1 - 2435 ha	4R (3P/4D)		5R(1P/1D/N)	2R (1gv)
Patos / 41	Plote 2 - 2337ha	28R(15P/20D/2 N=3B/2tc)[1]		6R(1P/1D)	1R(1gv)
Anibal / 7	Plote 3 - 1145ha	4R(1D)[1]		1R(1jm)	
Queimada / 8	Plote 4 - 1145ha	3R		2R	
Azul / 4	Plote 5 - 1784ha	2R(1D)[2]			3R (2gv)[5]
Campolina / 11	Plote 6 - 1433ha	6R(2P/6D/2N=4B/1 f**)[2]		1R	4R(2gv)[5]
Espigão / 9	Plote 7 - 2075ha	3R (1P/1D/1N=3B)[3]	3R(1gv)	2R(1P)[4]	3R(2gv)[6]
Preta / 8	Plote 8 - 2437ha	3R(1P/1D/1N=3B)[2]	2R	3R(1P/1D)	5R(2gv)[5]
Central / 18	Plote 9 - 2372ha	5R(3D/1N=4B)[3]	5R(1P/1gv)	7R(1P)[4]	3R(1P/1D/1gv)[6]
Monte Cristo / 3	Plote - 10 964ha			2R	
Juquita / 16	Plote 11 - 2492ha	7R(1P/1N=3B/5D/1tc)	1R(1P/1gv)	3R(1P)	6R(3P/2gv)
Perdida / 4	Plote 12 - 785ha	2R(2D)			
[1,2 e 3]Casais vizinhos em registro simultâneo					
[4,5 e 6]Mapeamento de movimentação em ambos sítios em um único registro					

Tabela 4. Bibliografia das estimativas de densidade, território e movimentação para Leucopternis e Spizaetus nas Américas.

Estimativas de Densidade, Território e Movimentação para *Leucopternis* e *Spizaetus* nas Américas								
Bibliografia	Estimativas	*Leucopternis lacernulatus*	*Leucopternis albicollis*	*Leucopternis polionotus*	*Leucopternis occcidentalis*	*Spizaetus tyrannus*	*Spizaetus melanoleucus*	*Spizaetus ornatus*
Este Estudo	Território Mínimo Defendido	394±66 ha	-	-	-	-	-	-
	Dist. entre Centrômeros	5,6±2,5 km	-	-	-	-	6,9±1,5 Km	6,9±1,5 Km
	Tamanho max. do Território	4,3 km	-	3,9 km	-	-	4,7 km	6,7 km
	Est. de Densidade no PERD	1 casal/2140 ha	-	1-2 casais/4649 ha	-	-	1 casal/4285 ha	1 casal/5373 ha
Madrid et al (1991)	Território de macho	-	-	-	-	-	-	800 ha
	Território de fêmea	-	-	-	-	-	-	1300 a 2100 ha
Thiollay (1989 a)	Território	-	355 e 450 ha	-	-	-	925 a 1090 ha	1375 ha
	Est. de Densidade	-	4 casais/4200 ha	-	-	-	2 casais/4200 ha	4 casais/10000ha
	Tamanho max. do Território	-	2,7 e 3,3 km	-	-	-	4200 a 5800 km	3000 a 6900
Manosa (1997)	Tamanho max. do Território			3-4 casais /14 km				
Flatten (1990)	Dist. entre ninhos	-	-	-	-	-	-	3,5 km
	Território	-	-	-	-	-	-	977 a 1315 ha
	Mov. Max. do ninho	-	-	-	-	-	-	5 km
	Densidade de ninho	-	-	-	-	-	-	1/787 ha
Montenegro (1992)	Território de macho	-	-	-	-	1090 ha	-	-
	Território de fêmea	-	-	-	-	1450 a 2470 ha	-	-
Sixto (1992)	Mov. Max. do ninho pela fêmea	-	-	-	-	3 km	-	-
Julio (1991)	Território de fêmea	-	-	-	-	-	-	256 a 977 ha
	Mov. Max. do ninho por fêmeas	-	-	-	-	-	-	5/4,2/3,5 km
	Mov. Max. do ninho pelo macho	-	-	-	-	-	-	3,3 km
Draheim (1995)	Território de machos	-	248 e 290 ha	-	-	-	-	-
	Território de fêmea	-	50 ha	-	-	-	-	-
Vargas (1995)	Est. de Densidade	-	-	-	1 casal/400 ha	-	-	-
Collar (1986)	Est. de Densidade	30 casais/22000 ha	-	-	-	-	-	-
Canuto (2008)	Est. de Densidade					1 casal/2960 ha		1 casal/4440 ha
	Dist. entre Centrômeros					5,7 km		7,9 km

Tabela 5. Esforço de amostra e registros por mês do comportamento territorial do Gavião-pombo-pequeno (Leucopternis lacernulatus).

Esforço de Amostra e Registros por mês do *Leucopternis lacernulatus*				
Mês	**Amostras**	**Registros**	**Display**	**Casal**
Jul/Ago	25	4	0	1
Set	34	21	12	8
Out	22	17	18	7
Nov	16	12	9	5
Dez	16	9	6	1
Jan	15	4	2	1
Registros de 2005 incluídos				

De acordo com a tabela 6, podemos detectar a ocorrência, independente da proporção, de taboal, mata média secundária, mata média alta, e mata alta em todos os cinco polígonos de área defendida pelo Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*). Já relativo a proporção das tipologias vegetais, cada um dos cinco polígonos apresentaram uma prevalência ou de mata média alta, ou mata média secundária, ou mata alta primária ou mata alta.

Tabela 6. Porcentagem das tipologias vegetais e corpos dágua para Leucopternis sp. nos polígonos formados por movimentação e rotas durante comportamento de display.

Polígonos	**Polig. do *Leucopternis lacernulatus***					**Polig. do *L. polionotus***
Habitat/Polígonos	Juquita	Vinhático	Patos	Campolina	Central	Central/Juquita
Taboal	1,57	3,8	2,2	1,5	0,6	2,4
Mata Média Secundária	0,74	41,5	30,6	12	2	2,1
Mata Média Alta	56,19	19,2	29,7	15,4	8,2	16,6
Mata Alta Primária	21,95	0	0	57,4	0	8,7
Mata Alta	4,62	12,2	13	11,6	81,2	53,2
Corpos d´Água	14,93	5,9	23,8	1,7	0	1,6
Mosaico Campo Sujo - Mata Média Secundária	0	3,6	0,7	0	0	0
Campo Sujo	0	13,8	0	0	0	0
Arvoredo Baixo	0	0	0	0,4	8	1,9
Borda	0	0	0	0	0	13,5

Discussão

Indivíduos tendem a ocorrer em um padrão de dispersão regular, que é mais igualmente disperso do que um aleatório; sobreposição de indivíduos territoriais é raro. Operacionalmente, territórios são melhor definidos em termos de áreas “defendidas” em um período de tempo pela coleção de pontos no espaço e tempo, que são caracterizados não somente pela presença do indivíduo mas também pela manifestação de um padrão particular de comportamento, assim como ataque ou ameaça contra intrusos ou proclamação de posse (Noble 1939; Emlen 1957).

Onde o comportamento de corte é longo e com muitos components “simbólicos”, são formados laços que manterão o casal junto para a estação (Noble 1939).

Tinbergen (1959) sugeriu que display tanto funciona para aumentar quanto para diminuir a distância entre dois indivíduos.

Comportamento de planeio realizado por adultos na sua área de procriação tem principalmente uma função territorial (reconhecimento e manutenção da permanenica do casal ou dos limites territoriais), sendo a formação de casais em aves de rapina associada ao estabelecimento de territórios de nidificação, de acordo com Newton (1979). A ocorrência do comportamento territorial e o tamaho do território podem apresentar a situação ótima em termo de sucesso (Carpenter et al. 1983).

Para o Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*), portanto, foi assumido que adultos em display estavam em uso do próprio território assim como Thiollay (1989 b), e de acordo com a confirmação de um *fledging*, ainda dependente de cuidado parental, encontrado em um sítio defendido por adultos em comportamento de display aéreo.

De acordo com o registro do *nestling*, acima citado, em dezembro, foi também confirmado para a espécie evidências da estação reprodutiva ou da cronologia do filhote no PERD, além da confirmação de área defendida como área de nidificação.

Thiollay (1989b) diz que pelo menos 40-60 observações devem ser usadas para uma confiavel estimativa estatistica de densidade, um mapeamento completo. Para o Gavião-pombo-pequeno, foram utilizadas 126 amostras neste estudo com 74 observações da espécie.

Nos registros simultâneos contra casais vizinhos para o Gavião-pombo-pequeno, estes também foram interpretados como reprodutores de acordo com comportamento de display (*loops*) prévio ao encontro agressivo, onde *loops* não eram mais realizados e sim perseguições e mergulhos rápidos contra os indivíduos vizinhos.

Além disso as áreas que apresentaram display por indivíduos isolados, sem a confirmação da presença do casal, foram consideradas na estimativa destes devido a premissa de “território defendido” conforme métodos.

Para o Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*), o número de registros da espécie, dos casais e do comportamento territorial de display aéreo, responderam fortemente ao início das chuvas em setembro (Tabela 4) independente do ano de amostra, sendo o *fledgling* encontrado ainda nas fortes chuvas. Comumente entre as aves, a maioria das aves de rapina procria durante somente uma parte do ano, onde a comida esta mais prontamente acessível (Newton 1979). Uma grande parte da dieta da espécie é reportada como sendo de invertebrados como insetos, desde formigas a bichos-de-pau e gafanhotos, e de aranhas a gastrópodos (Martuscelli 1996, Brown & Amadon 1968, Fergusson-Lees & Christie 2001). Invertebrados como insetos, caramujos e outros também responderam fortemente as chuvas no PERD, sendo a chuva o catalisador na reprodução, revoada ou quebra de dormência de cigarras e formigas do gênero *Atta sp*. na reserva (obs. pess.). Portanto, não só pelas características próprias do habitat nos diferentes plotes, como presença de corpos dágua extensos, taboais (tabela 6) e córregos, as chuvas são precedidas de um nítido aumento na abundância das presas em potencial do Gavião-pombo-pequeno, podendo ser reponsáveis pela sincronização entre as chuvas e o comportamento reprodutivo da espécie, ou da preferência deste por áreas mais úmidas.

Dentro do gênero *Leucopternis* sp. nos neotrópicos, o Gaviçao-de-costa-cinza (*Leucopternis occidentalis*), espécie do Equador, não apresenta comportamento elaborado de cortejo ou display aéreo (Vargas 1995).

Quanto aos únicos dados disponíveis de estimativas de densidade nas Américas, das demais espécies do grupo (Tabela 3), o Gavião-pombo-pequeno apresentou a mais baixa densidade dentre as espécies, sendo o menor representante em tamanho. A tendência geral para espécies maiores de aves de rapina em reproduzir em densidades menores, em grandes extensões, do que espécies menores é prontamente aparente (Newton 1979).

De acordo com Collar (1992), através de uma avaliação “muito hipotética” estimou trinta casais do Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis* lacernulatus) em 22000 hectares da reserva de Mata Atlântica da Vale em Aracruz no Estado do Espírito Santo, baseado em um indivíduo e um casal em planeio. Esta estimativa não corroborou com a estimativa, de menor densidade, apresentada para o PERD. Porém não fica claro se o primeiro autor considerou a reserva de Sooretama (conectada a

reserva da Vale) na estimativa, o que acarretaria em 30 pares em 46000 hectares em Linhares (1 casal/1533 ha), o que aproxima-se da estimativa do atual estudo.

A espécie foi observada a aproximadamente 880 metros de altitude no Pico do Jacroá, no Município de Marliéria, na zona de amortecimento do PERD (Mapa 4, Anexo), a aproximadamente 8,5 km do limite oeste da reserva. Esta foi registrada por dois anos consecutivos à tarde em atividade de forrageio, mergulhando a partir de poleiro e regressando ao mesmo em duas ocasiões no mesmo ponto, uma nascente do córrego Turvo, localizado em uma ravina, formando um vale de encosta. Esta encosta é caracterizada por plantações de eucalipto novas e antigas junto a mata nativa. Esta área em que a espécie foi observada, fora dos limites da reserva, perfaz o limite oeste do PERD de norte a sul, e é constituída de fragmentos entre 27 e 1214 hectares (Hirsch 2003 e IBGE 2003). Ainda segundo os trabalhos citados, há aproximadamente 2022 ha de floresta primária, 1457 ha de floresta secundária e 570 ha de plantações de eucalipto em diferentes estágios, na parte centro sul desta cadeia de montanha. Além disso estas manchas estão afastadas entre si por distâncias equivalentes a 500, 800 e 1900 metros. Entre estas áreas florestadas há a presença de córregos, nascentes, pastos e rochas. Porém, esta dispersão se deve não só pela existência de porções de mata na área de entorno da reserva, como provavelmente devido a população ativamente reprodutiva inserida no interior da área fonte, o PERD.

De acordo com registros fotográficos divulgados da espécie na Serra do Mar em São Paulo (www.wikiavis.com.br; diversos alutores), alguns destes foram de imaturos da espécie em áreas peri-urbanas sem habitat adequado, porém próximas a extensos e protegidos remanescentes florestais, em áreas com presença de alagados, nascentes e córregos.

Um indivíduo imaturo do Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*) também foi registrado na área urbana de Belo Horizonte por Dias & rodrigues (2009). A espécie também já foi registrada na serra do curral no Parque dos Mangabeiras (Observ. pess), também na área urbana de BH. De acordo com Camargos e Lanna (1996) a região metropolitana de Belo Horizonte apresenta Áreas de Proteção Especial (APE), como mananciais, e RPPN's de formação na Mata Atlântica, que perfazem ao todo cerca de 6420 ha de matas conectadas ou próximas. Estas reservas são caracterizadas pela presença de mananciais e córregos, além de floresta madura ou em estágio avançado de regeneração, sendo portanto áreas "fonte" para a ocorrência de indivíduos reprodutores adultos (Canuto comm. pess.). Porém estes imaturos provavelmente não estabelecem territórios ou procriam fora de áreas extensas de habitat apropriado como sendo, conforme Collar (1992), porções

primárias de floresta atlântica de baixada. O Gavião-pombo-pequeno é uma espécie altamente sensível segundo Parker *in* Stotz (1996). No estado de Minas Gerais a espécie foi registrada em remanescentes de Mata Atlântica de pelo menos 23000 ha, no Espírito Santo, em reservas de no mínimo 4000 ha, no Rio de Janeiro em áreas de 3100 ha, e em São Paulo em reservas com tamanho mínimo de 6000 ha (Bencke et al 2006). A espécie também foi registrada em uma RPPN de 6000 ha no sul da Bahia (observ.pess).

Para os locais citados que apresentaram registros de imaturos da espécie, estes encontravam-se de 8-15 km das extensas reservas florestais próximas a estes centros urbanos, o que configura ainda a exigência da espécie por extensas áreas contínuas de mata para a atividade reprodutiva.

Portanto a serra de Marliéria, inserida na zona de amortecimento do PERD (IEF 2009; Anexo Mapa 4), pode representar um refúgio para casais reprodutores do Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis lacernulatus*), devido não só ao registro da espécie na área, mas também devido a extensão, maturidade e conectividade dos fragmentos ali presentes. Além disso a presença do PERD como área fonte da dispersão de imaturos ou indivíduos vagantes é crucial nesta perspectiva de ocupação de áreas pela espécie, o que não se aplica aos centros urbanos citados.

Já para o Gavião-pombo-grande (*Leucopternis polionotus*), de acordo com Stotz (1996), seu centro de abundância seria as regiões montanas, assim como Fergusson-Lees & Christie (2001) que atesta que o habitat da espécie como sendo de floresta úmida, especialmente em áreas submontanas e principalmente acima dos 500 metros. Portanto, o fato da espécie somente ter sido registrada na porção oeste do PERD provavelmente pode ser explicado pela proximidade da formação montana da serra de Marliéria a reserva.

Thiollay (1989b) atesta que 6-7 dias de repetição do ponto seria um intervalo bom para a confirmação da presença ou ausência de casais de certas espécies. No caso dos demais táxons avaliados, *Spizaetus* sp. e Gavião-pombo-grande, cujo método para cálculo de densidade foi diferenciado do Gavião-pombo-pequeno, podemos observar esta premissa atendida na tabela 2.

Para as quatro espécies, indivíduos apresentando comportamento territorial foram interpretados não como adultos, salvo o Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*) cujo imaturo é distinguível, mas como reprodutores em potencial.

As áreas sem registro da espécie ou casais, ou com registro de indivíduos sem comportamento territorial não foram consideradas na estimativa de densidade, representando aves *floaters* não reprodutoras de acordo com Brown (1969), estas

estando localizadas em áreas sub-ótimas do habitat para futuro recrutamento reprodutivo, conforme a *reserva populacional* de Meunier (1960). Por isso a estimativa de densidade não foi baseada no tamanho do território defendido. Em qualquer população, a densidade de casais reprodutores é mais baixa do que se esperaria pelo tamanho dos territórios porque as áreas de estudo geralmente incluem habitat não adequado (Newton 1979).

No caso de áreas “negativas”, ou seja, áreas não mapeadas devido a ausência de pontos, estas podem ser consideradas amostradas. Isto não somente devido a grande amplitude de visão que os pontos permitem, sendo a extensão da visão virtualmente maior do que 2,5 km (padrão adotado conservadoramente de acordo com métodos), mas também devido ao padrão elaborado de displays aéreos das espécies e o tempo de permanência em vôo possibilitando a detecção. Além disso, entre dois sítios, apartir dos limites bem definidos dos territórios das espécies no solo, há uma considerável sobreposição entre casais no ar, sendo que quanto mais alto as aves planam, mais estas se afastam além do seus limites territoriais no solo (Gargett 1975).

Em habitat contínuo e apropriado, os ninhos de casais de espécies estão geralmente separados entre si por distâncias grosseiramente iguais. Uma vantagem do espaçamento uniforme é que, dada uma densidade, cada casal esta o tão distante o quanto possível de seu vizinho, portanto reduzindo interferência na reprodução e caça (Newton 1979).

Algumas espécies são mais mapeáveis que outras pelo comportamento e biologia, e quando a densidade de aves é baixa o suficiente, mapear a localização destas apartir de um numero repetido de visitas, deve resultar na aparição de clusters distintos, cada um alusivo a localização de um casal territorial (adaptado de Bibby 2000).

Indivíduos do grupo dos *Spizaetus* sp., em áreas menos produtivas, devem estar mais espaçados do que aqueles em areas mais produtivas (Hustler and Howells 1988). Ainda, de acordo com Lyon and Kuhnigk (1985), uma região com uma alta produção primária deve suportar uma maior densidade deste grupo. A estimativa de densidade neste estudo foi mais baixa do que nos demais trabalhos na região Neotropical (Tabela 3). Provavelmente a própria caracterização do habitat, como sendo floresta estacional semidecidual, pode ter influenciado nestes valores. Além disso é importante ressaltar que as estimativas neste estudo consideraram ou territórios defendidos ou número de casais reprodutores, e não toda a população presente, incluindo imaturos e aves *floaters* não ativas reprodutivamente. Padrões de competição enterespecífica também podem ser responsáveis pelas estimativas

encontradas, o Gavião-pega-macaco (*Spizaetus tyrannus*) por exemplo foi a espécie menos abundante do grupo na reserva, ao contrário do trabalho de Canuto (2008) em um remanescente de floresta tropical úmida cuja espécie apresentou altos valores de abundância. Além disso diferenças nas características da paisagem, como presença de extensos corpos dágua no PERD, podem ser responsáveis pelo padrão encontrado nas estimativas para as diferentes espécies do grupo.

Conclusão

O Gavião-pombo-pequeno (*Leucopternis* lacernulatus) apresenta comportamento territorial anual, sendo o comportamento de display aéreo altamente elaborado e presente durante todo o ciclo reprodutivo da espécie, porém mais conspícuo durante o início das chuvas (setembro e outubro).

Os territórios de distintos casais sobrepõem-se durante o comportamento de display aéreo, sendo os encontros intraespecíficos entre casais vizinhos marcados por agressão e perseguição. Previamente e após estes encontros, o comportamento territorial é realizado.

O período de atividade da espécie durante a época de reprodução esta quase que restrito as primeiras horas da manhã (07:30 ás 09:20)

O período de abandono do ninho pelo filhote do Gavião-pombo-pequeno pode ser considerado como sendo em dezembro no PERD, durante o período das chuvas fortes.

A espécie apresenta distribuição espacial regular e homogênea no PERD, apresentando alta densidade e abundância em áreas florestais extensas que apresentem porções maduras de floresta e presença de corpos dágua.

O Gavião-pombo-grande (*L. polionotus*) apresentou distribuição restrita ao oeste da reserva, sendo esta porção próxima e adjacente à formação montana conforme preferência de habitat da espécie.

O Gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*) e o Gavião-pato (*S. melanoleucus*) apresentam distribuição espacial regular e homogênea no PERD, sendo o último de maior densidade.

O Gavião-de-penacho foi mais registrado no período próximo as 10:00.

O PERD possui provavelmente a maior população reprodutivamente ativa das espécies Gavião-pombo-pequeno e Gavião-pato em Minas Gerais.

Bibliografia

Bencke, G. A., Mauricio, G.N., Develey, P.F. & Goerck, M. 2006. Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil. Parte I – Estados do domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil. 494 p.

Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., Mustoe, S.H., 2000. Bird Census Techniques, 2nd ed. Academic Press, London.

Bierregaard, R.O., Jr. 1995. The biology and conservation status of Central and South American falconiformes: a survey of current knowledge. Bird Conservation International 5: 325-340.

Brown, J.L. 1964. The evolution of diversity in avian territorial systems. Wilson Bulletin 76: 160-169

Brown, L. and D. Amadon. 1968. Eagles, hawks, and falcons of the world. v.1 and 2. Country Life Books, London.

Brown, J. L. 1969. Territorial behavior and population regulation in birds. Wilson Bulletin 81:293–329

Burnham, W.A., D.F. Whitacre and J.P. Jenny. 1994. The Maya Project: use of birds of prey as tools for conservation and ecological monitoring of biological diversity. pp. 257-264 In B.-U. Meyburg and R.D. Chancellor [eds.]. Raptor Conservation Today: Proceedings of the IV World Conference on birds of prey and owls, Berlin, Germany, May 10-17, 1992. World Working Groups on Birds of Prey and Owls, London.

Camargos, R. & M. Lanna. 1996. Cadastro de áreas naturais protegidas em Minas Gerais. Geonomos, Belo Horizonte, v. IV, n. 2, p. 55-67.

Carpenter FL, Paton DC, Hixon MA, 1983. Weight gain and adjustment of feeding territory size in migrant hummingbirds. Proc Natl Acad Sci USA 80: 7259-7263

CETEC. 1981. Vegetação do Parque Florestal do Rio Doce. Programa de Pesquisas Ecológicas no Parque Florestal Estadual do Rio Doce. Relatório Final. Vol.2. Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. Belo Horizonte. Minas Gerais, 277 pp

Carvalho Filho, E.P.M., Zorzin, G., Canuto, M., Carvalho, C.E.A. & Carvalho, G.D.M. 2008. Aves de rapina diurnas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Instituto Estadual de Florestas - MG.Biota v.1.n.5. ISSN 1983-3678.

Collar, N. J., Gonzaga, L. P., Krabbe, N., Madroño Nieto, A., Naranjo, L. G., Parker, T. A. & Wege, D. C. (1992) *Threatened birds of the Americas: the ICBP/IUCN Red Data Book*. (Third edition, part 2). Cambridge, U.K.: International Council for Bird Preservation.

Davies, S.J.J.F. 1974. The interpretation of the function of avian display. Emu 74: 1, 3.

Draheim, G.S. 1995. Breeding biology and habitat requirements of the white hawk (*Leucopternis albicollis*) in Guatemala. MS Thesis, Boise State University, Boise, Idaho. 71 pp.

Drummond, G. M.; Machado, A. B. M.; Martins, C. S.; Mendonça, M. P.; STEHMANN, J. R. *Listas vermelhas das espécies de fauna e flora ameaçadas de extinção em Minas Gerais.* 2 ed. Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas, 2008.

Emlen, J. T., JR. 1957. Defended area?-A critique of the territory concept and ofconventional thinking. Ibis, 99:352.

Ferguson-Lees, J., D. Christie. 2001. *Raptors of the World*. Boston, New York: Houghton Mifflin Company.

Ferreira, R. L. and M. M. G. S. M. Marques. 1998. A Fauna de Artrópodes de Serapilheira de Áreas de Monocultura com *Eucalyptus sp* e Mata Secundária Heterogênea. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil* 27:395–403.

Francischetti CN. 2007. Ephemeroptera (Insecta) do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil: Biodiversidade e distribuição espacial. D.S. Thesis, Universidade Federal de Viçosa. 97 pp.

Fuller, M.R. and J.A. Mosher. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. Studies in Avian Biology 6: 235-246

Gargett, V. (1975). The spacing of Black Eagles in the Matopos, Rhodesia. Ostrich 46, 1-44.

Geissler, P.H. and M.R. Fuller. 1986. Estimation of the proportion of an area occupied by an animal species. Survey Research Methods Section, pages 533 - 537 in Proc. Amer. Statistical Assoc.

GILHUIS, J.P. 1986. Vegetation survey of the Parque Florestal Estadual do Rio Doce, MG, Brazil. Tese de Mestrado, Agricultural University of Wageningen, Netherlands. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa/Agricultural University of Wageningen. 86 pp.

Gjershaug, J. O., N. Røv, T. Nygård, D. M Prawiradilaga, M. Y. Afianto and Hapsoro, and A. Supriatna. 2004. Home-range size of the Javan hawk-eagle (*Spizaetus bartelsi*) estimated from direct observations and radiotelemetry. Journal of Raptor Research 38:343-349.

Hirsch, A. 2003 a. Avaliação da Fragmentação do Habitat e Seleção de Áreas Prioritárias para a Conservação dos Primatas da Bacia do Rio Doce, Minas Gerais, Através da Aplicação de um Sistema de Informações Geográficas. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, ICB / UFMG, Belo Horizonte. 227pp + Anexos.

Hirsch, A. 2003. Habitat fragmentation and priority areas for primate conservation in the Rio Doce Basin, Minas Gerais. Neotropical Primates, 11(3):195-196.

Hulbert, I. A R., G. R. Iason, D. A. Elston, and P. A. Racey. 1996. Home-range sizes in a stratified upland landscape of two lagomorphs with different feeding strategies. Journal of Applied Ecology 33:1479–1488

IBGE. 2003. Base Cartográfica Integrada do Brasil ao Milionésimo Digital - bCIMd. Versão 1.0. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro. 8pp.

IEF- Instituto Estadual de Florestas. 1994. *Coletânea bibliográfica sobre o Parque Estadual do Rio Doce.* Coordenadoria e Proteção à Vida Silvestre. Belo Horizonte, MG.

IEF 2009. Encarte 4; Unidade de Conservação e Zona de amortecimento. http://www.ief.mg.gov.br/component/content/306?task=view (acessado no dia 10 de novembro de 2009).

IUCN 2009. The IUCN Red list of Threatened species

John Alcock, 1993. Animal Behavior, 5th ed. Sinauer, Sunderland, MA.

Land, H.C. 1970. Birds of Guatemala. Livingston Publishing Company, Wynnewood, PA.

Machado, A. B., Drummond, G. M. & Paglia, A. P. 2008. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2008. v. 2. 1420 p

Mañosa, S. and V. Pedrocchi. 1997. A raptor survey in the Brazilian Atalntic rainforest. Journal of Raptor Research 31: 203-207.

Martuscelli, P. 1996. Hunting behaviour of the mantled hawk *Leucopternis polionota* and the white-necked hawk *L. lacernulata* in southeastern Brazil. Bulletin of the British Ornithologists' Club 116: 114-116.

Meunier, K. 1960. Grundsltzliches zur Populationsdynamik der Vogel. Z. wiss. Zool., 163 :397-445.

Monroe, B. L., Jr. 1968. A distributionasl urveyo f the birdso f Honduras.O rnithol. Monogr. 7. American Ornithologists' Union.

Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Buteo Books, Vermillion, SD

Noble, G. K. (1939). The role of dominance in the social life of birds. Auk, 1939, 56, 263-273

Ridgely, R. S. & J. A. Gwynne, Jr. 1989. A guide to the birds of Panamá with Costa Rica, Nicaragua and Honduras. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.

Rizzini CT, 1979, Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos sociologicos e floristicos. HUCITEC, Sao Paulo, 2: 374.

Robinson, S.K. 1994. Habitat selection and foraging ecology of raptors in Amazonian Peru. Biotropica 26: 443-458.

Sick, H. 1997. Ornitologia Brasileira, uma introdução. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, pp. 492-503.

Sergio, F., I. Newton, L. Marchesi and P. Pedrini. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. Journal of Applied Ecology 43:1049-1055.

Stiles, F. G. & A. F. Skutch. 1989. A guide to the birds of Costa Rica. Comstock, Ithaca, New York.

Sutherland, W. J., Newton, I. & Green, R. E. (eds). 2004. Bird Ecology and Conservation: A handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford.

Terborgh, J., S. K. Robinson, T. A. Parker III, C. A. Munn, and N. Pierpont. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. Ecol. Monogr. 60:213–238.

Tinbergen, N. 1959. Comparative studies of the behavior of gulls (Laridae): a progress report. Behaviour 15:1-70.

Thiollay, J.-M. 1985. Falconiforms of tropical rainforests: A review. pp. 155-166 *In* I. Newton and R.D. Chancellor [eds.]. Conservation studies on raptors; proceedings of the ICBP World Conference on Birds of Prey, held in Thessaloniki, Greece, April 1982. ICBP Tech. Publ. No.5. ICBP, Cambridge, England

Thiollay, J.M. 1989.a Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. Conservation Biology 3: 128-137.

Thiollay, J.-M. 1989.b Censusing of diurnal raptors in a primary rain forest: comparative methods and species detectability. Journal of Raptor Research 23: 72-84

Thiollay, J.-M. 1994. A world review of tropical forest raptors. Current trends, research objectives and conservation strategy. pp. 231-240 *In* B.-U. Meyburg and R.D. Chancellor [eds.]. Raptor Conservation Today: proceedings of the IV World Conference on birds of prey and owls, Berlin, Germany, May 10-17, 1992. World Working Groups on Birds of Prey and Owls, London.

Thiollay, J-M. 2007. Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection, and conservation. Journal of Raptor Research 41:90-105

Whitacre, D. F., C. W. Turley, and E. C. Cleaveland. 1990. Correlations of diurnal raptor abundance with habitat features in Tikal National Park. 53–66. *In* W.A. Burnham, D.F. Whitacre, J.P. Jenny. [EDS.]. Maya Project, progress report III. The Peregrine Fund, Boise, ID.

Whitacre, D. F., and R. K. Thorstrom, (eds.). 1992. Progress report V, 1992: Maya Project--use of raptors and other fauna as environmental indicators for design, management, and monitoring of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho. 259 pp.

Whitacre, D. F. 1998. The Peregrine Fund's Maya Project: ecological research, habitat conservation, and development of human resources in the Maya Forest. pp. 241-266 *in* R. B. Primack, D. B. Bray, H. A. Galletti, and I. Ponciano (eds.), Timber, tourists, and temples: conservation and development in the Maya forest of Belize, Guatemala, and México. Island Press.

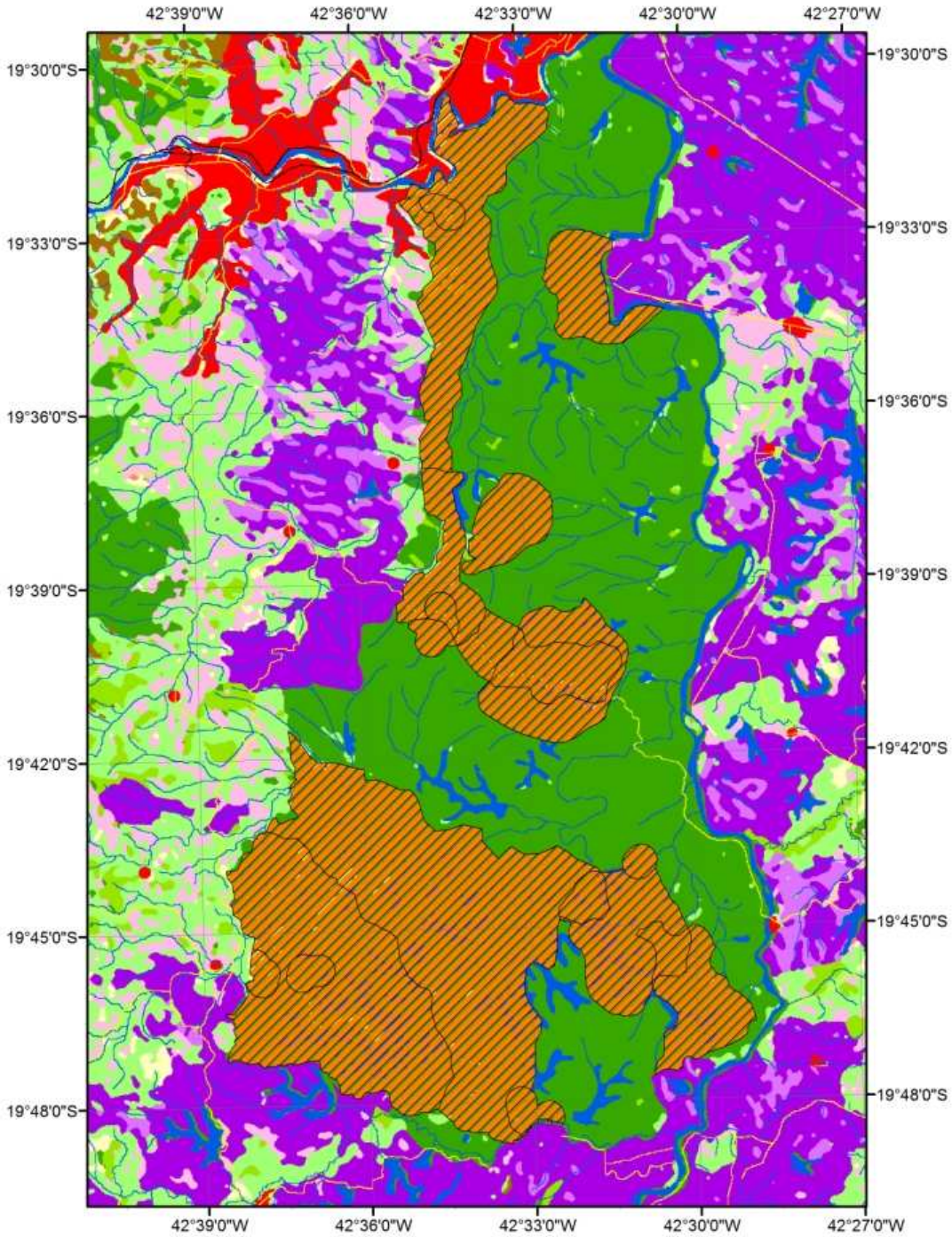
Wikiaves 2009. http://www.wikiaves.com.br/midias.php?t=s&s=217 (acessado em 10 de novembro de 2009)

Wittenberger, J.F., 1981. Animal Social Behavior. , Duxbury Press, Boston Vargas, H. 1995. Food habits, breeding biology, and status of the gray-backed hawk (*Leucopternis occidentalis*) in western Ecuador. MS Thesis, Boise State University, Boise, Idaho. 127 pp.

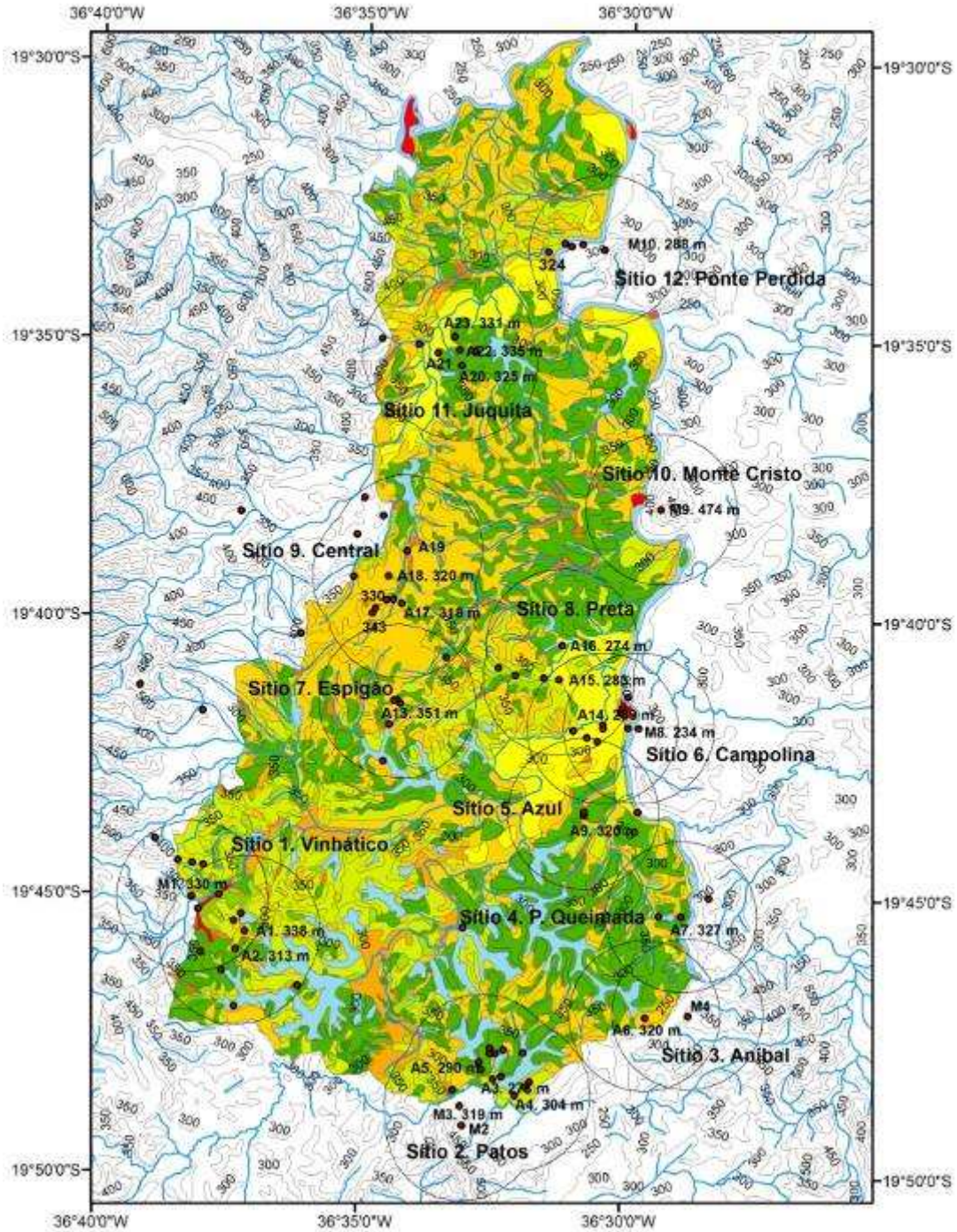
van Balen, S., V. Nijman, and R. Sozer. 2001. Conservation of the endemic Javan Hawk-Eagle *Spizaetus bartelsi* Stresemann, 1924 (Ave: Falconiformes) density, age-structure and population numbers. *Contrib. Zool* 70:161–173

ANEXOS

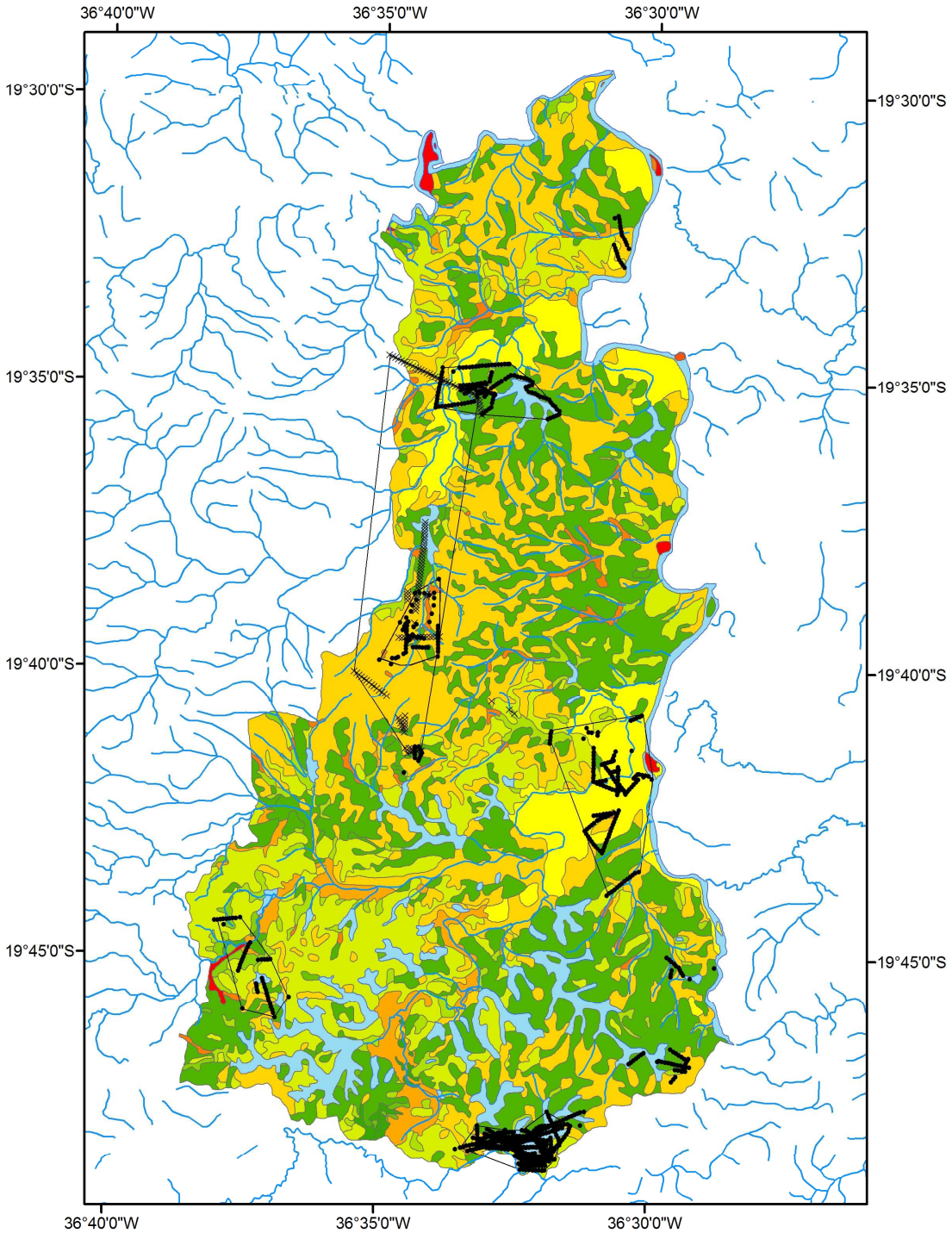
Mapa 1. Uso de solo e áreas queimadas no PERD na década de 60. Fonte: Hirsch 2003, IBGE 2003.



Mapa 2. Mapa da topografia, vegetação e corpos dágua do PERD apresentando os Pontos fixos de observação e a altitude destes, e pontos de referência para o monitoramento de espécies de Falconiformes no PERD. Alguns pontos de observação não foram evidenciados. Fonte: Hirsch 2003, IBGE 2003.



Mapa 3. Polígonos formados pelo mapeamento da proclamação de território do Gavião-pombo-pequeno (Leucopternis lacernulatus) no PERD.



Mapa 4. Zona de Amortecimento do PERD. Fonte: IEF 2009.

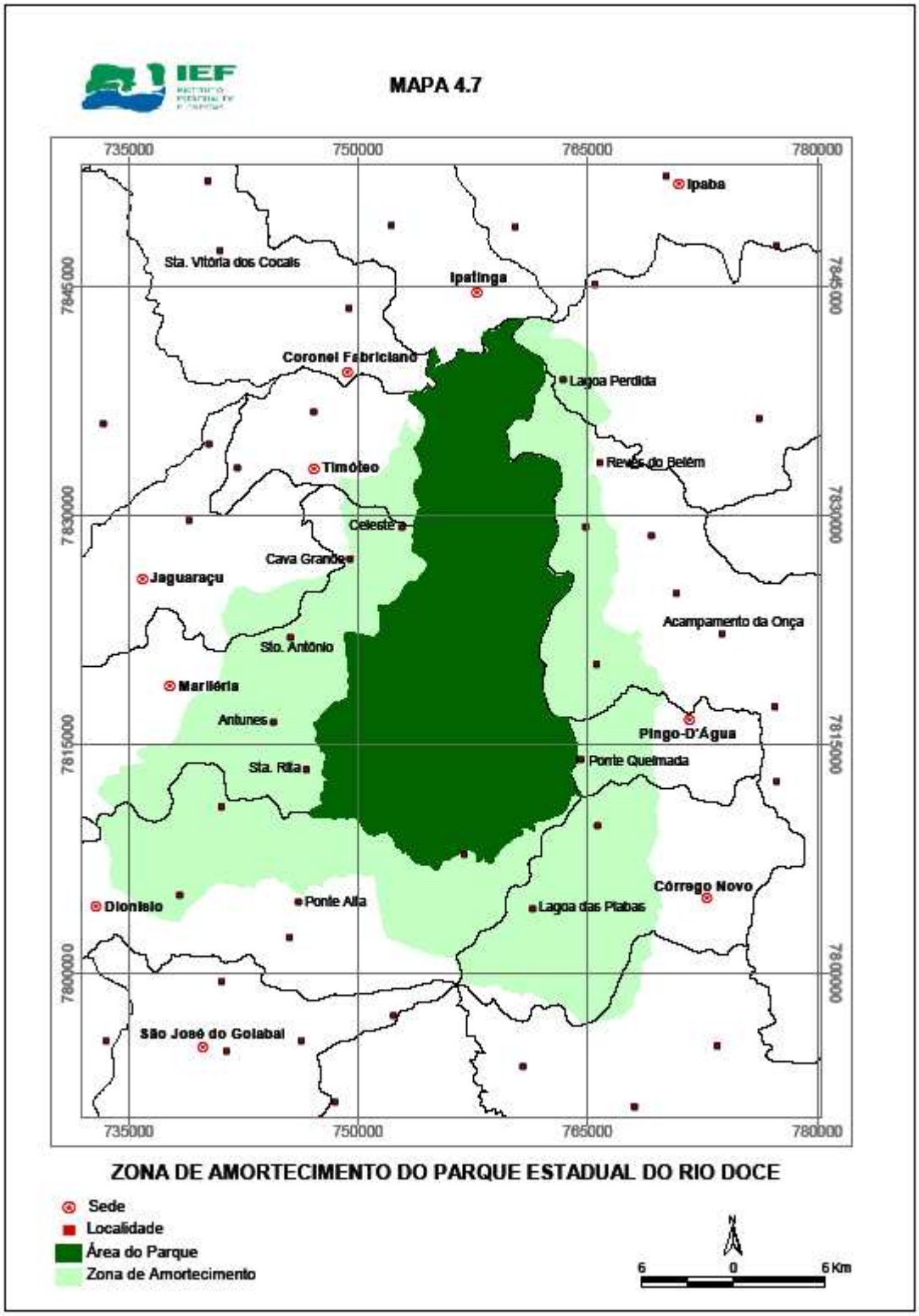


Foto 1. Fledgling (filhote dependente de cuidado parental no ninho) debilitado do Gavião-pombo-pequeno (Leucopternis lacernulatus) encontrado no sítio "Campolina", no PERD, em dezembro de 2008, após cinco dias de chuvas fortes.

Foto 2. Fledgling do Gavião-pato (Spizaetus melanoleucus) encontrado no sítio "Vinhático", no PERD, no final de setembro de 2006.

Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

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

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