

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE ANIMAL**

**AVES DE RAPINA DA MATA DO ALTO URUGUAI**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Dante Andres Meller**

**Santa Maria, RS, Brasil  
2014**

# **AVES DE RAPINA DA MATA DO ALTO URUGUAI**

**por**

**Dante Andres Meller**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Biodiversidade Animal**.

**Orientador: Prof. Dr. Demétrio Luís Guadagnin**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2014**

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Meller, Dante Andres  
Aves de Rapina da Mata do Alto Uruguai / Dante Andres  
Meller.-2014.  
100 p.; 30cm

Orientador: Demétrio Luís Guadagnin  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de  
Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, RS, 2014

1. Aves de Rapina 2. Conservação 3. Fragmentação I.  
Guadagnin, Demétrio Luís II. Título.

**Universidade Federal de Santa Maria  
Centro de Ciências Naturais e Exatas  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
aprova a Dissertação de Mestrado

**AVES DE RAPINA DA MATA DO ALTO URUGUAI**

elaborada por  
**Dante Andres Meller**

como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Mestre em Biodiversidade Animal**

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

  
\_\_\_\_\_  
**Demétrio Lujs Guadagnin, Dr.**  
(Presidente/Orientador)

  
\_\_\_\_\_  
**Fernando Gertum Becker, Dr. (UFRGS)**

  
\_\_\_\_\_  
**Marilise Krügel, Dra. (UFSM)**

Santa Maria, 29 de agosto de 2014.

*Aos meus pais que, mais que  
razão para viver a vida,  
me deram um ambiente  
saudável, onde pude saber o  
que é ser feliz de verdade!!!*

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente gostaria de agradecer a minha família, especialmente a minha mãe, Moli Meller a meus irmãos, Rafael, Carolina e Patrícia Meller, e a minha noiva, Luana Almeida, por toda paciência, ajuda e compreensão durante o período deste curso.

Também gostaria de agradecer à família Meller residente em Santa Maria, especialmente a meu tio Ermeto, que me acolheu como um filho durante o período em que fiquei hospedado em sua residência, e a meu primo Mano.

Gostaria de agradecer a meu orientador, Demétrio Luís Guadagnin, por toda a assistência prestada, além dos ensinamentos e esclarecimentos compartilhados.

Gostaria de agradecer à Coordenação do PPGBA, assim como a todos os professores, mestres e doutores de quem aprendemos tanto durante o curso e que foram apoio em diversas ocasiões, especialmente ao professor Éverton Behr.

A todos aqueles amigos que contribuíram com trabalho intelectual e manual durante a elaboração e execução do projeto de dissertação, especialmente a Glayson Ariel Bencke, Willian Menq, Andrei Saviczki, Bóris Sokolovicz e Maiquel Elsenbach e família, que me acolheram carinhosamente em sua propriedade no município de Derrubadas.

Aos colegas de curso, que tantas vezes foram pilares de sustento durante disciplinas e preocupações no decorrer do curso, particularmente a Giliandro, Tiziane, Ana Maria, Suélen, Aline, Clarissa, Camila, Fabiane, Eunice, Marcelo, Maycon, Matheus, Bruno, Victor, Franchesco, Tiago, Maurício, Jonas, Samanta e Vinícius.

Aos membros da banca examinadora, Marilise Krügel e Fernando Becker, pelas considerações e atenção dedicada a esta dissertação.

Por fim, agradeço a todos os moradores dos locais onde visitei para realizar amostras de campo, pela hospitalidade e confiança no meu trabalho.

*“Louvado sejas, meu Senhor,  
pela nossa irmã a mãe terra,  
que nos sustenta e governa,  
e produz frutos diversos  
e coloridas flores e ervas.”*

**São Francisco de Assis**

## RESUMO

Dissertação de Mestrado  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal  
Universidade Federal de Santa Maria

### AVES DE RAPINA DA MATA DO ALTO URUGUAI

AUTOR: DANTE ANDRES MELLER

ORIENTADOR: DEMÉTRIO LUÍS GUADAGNIN

Data e Local de Defesa: Santa Maria, 29 de Agosto de 2014.

Como predadores de topo as aves de rapina são excelentes bioindicadores para qualquer ambiente. A comunidade divide-se em quatro ordens (Cathartiformes, Accipitriformes, Falconiformes e Strigiformes), apresentando grande diversidade de espécies. Muitas desaparecem com a alteração dos ecossistemas, sendo a perda de hábitat a principal causa de extinções. A América do Sul é o continente com maior riqueza de rapinantes, e só no Brasil já foram registradas 98 espécies. A degradação de alguns biomas, no entanto, tem ocasionado a extinção local de rapinantes com grandes requerimentos ecológicos. A Mata Atlântica, que tem pouco mais de 10% de sua cobertura florestal ainda preservada, tem sofrido ao longo de quase toda sua extensão a perda de algumas espécies que são bastante sensíveis a impactos antrópicos, como *Harpia harpyja* e *Morphnus guianensis*. Na região noroeste do Rio Grande do Sul a perda de florestas foi significativa e com ela grande parte da fauna que originalmente habitava a área. Dado o estabelecimento de áreas protegidas e a conexão com as extensas florestas de Misiones (Argentina), alguns locais ainda possuem vários rapinantes raros ou regionalmente ameaçados de extinção. É o caso do Parque Estadual do Turvo (PET) e da Terra Indígena do Guarita (TIG), que distam-se apenas 15 km numa paisagem fragmentada com remanescentes florestais sob diferentes atributos e em diferentes mosaicos. Nesse contexto procuramos identificar como a comunidade de aves de rapina responde aos fatores apresentados através de fragmentos em diferentes condições. Através de metodologia específica para rapinantes diurnos amostramos também a situação da comunidade de rapinantes na TIG. Foram amostrados 14 fragmentos e sete pontos na TIG. Os dados da TIG foram comparados àqueles encontrados em um estudo usando a mesma metodologia no PET. Os resultados demonstram que o único fator que influencia na riqueza e frequência de ocorrência de rapinantes nos fragmentos é a área. Fatores como isolamento (distância entre um fragmento e o PET ou a TIG), quantidade de cobertura florestal no mosaico e forma do fragmento não foram significativos. Isso provavelmente se dá em função da grande capacidade dispersiva das aves de rapina, diferindo de outros grupos da fauna. A comunidade de aves de rapina da TIG apresentou-se muito semelhante àquela encontrada no PET. Destacamos alguns registros inéditos e de relevância conservacionista para a TIG, tais como *Sarcoramphus papa*, *Leptodon cayanensis* e *Spizaetus melanoleucus*. Apesar da TIG estar em um contexto menos favorável à conservação quando comparada ao PET, nossos resultados demonstram a importância da área indígena para a conservação dos rapinantes da região. Uma vez que rapinantes necessitam de grandes áreas, são territorialistas, deslocam-se com facilidade e apresentam aversão a perturbações, fragmentos grandes oferecem melhores condições de sobrevivência do que os pequenos, especialmente para as espécies com maiores necessidades ecológicas. Assim, estratégias que envolvam a preservação de grandes remanescentes florestais na região noroeste são fundamentais para a preservação da comunidade de aves de rapina da Mata do Alto Uruguai.

Palavras-chave: Conservação; fragmentação; rapinantes



## ABSTRACT

Master Dissertation  
Post-Graduation in Animal Biodiversity  
Universidade Federal de Santa Maria

### BIRDS OF PREY OF ALTO URUGUAI FOREST

AUTHOR: DANTE ANDRES MELLER  
ADVISOR: DEMÉTRIO LUÍS GUADAGNIN

As top predators birds of prey are excellent bioindicators for any environment. The community is divided into four orders (Cathartiformes, Accipitriformes, Falconiformes and Strigiformes), presenting great diversity of species. Many disappear with ecosystems changes, and habitat loss is the main cause of extinctions. South America is the continent with the greatest richness of raptors, and only in Brazil 98 species have been recorded. The degradation of some biomas, however, has caused the local extinction of raptors with great ecological requirements. The Atlantic Forest, which has bit more than 10% of its forest cover still preserved, has suffered along almost its entire length the loss of some species which are very sensible to human impacts, such as *Harpia harpyja* and *Morphnus guianensis*. In the northwestern region of Rio Grande do Sul, forest loss was significant and with it much of the fauna that originally inhabited the area. Given protected area establishments and connection with the extensive forests of Misiones (Argentina), some places still have many raptors rare or regionally endangered. It is the case of Turvo State Park (“Parque Estadual do Turvo” - PET) and the Indigenous Land of Guarita (“Terra Indígena do Guarita” - TIG), which are distant only 15 km, in a fragmented landscape, with forest patches under different attributes and different mosaics. In this context we sought to identify how the community of raptors responds to the factors presented in the fragments under different conditions. Through specific methodology for diurnal raptors we also sampled the situation of the community in TIG. Fourteen fragments and seven points were sampled in the TIG. The data of TIG were compared to those found in a survey with the same methodology in PET. The results showed the only factor that influences the richness and the frequency of occurrence of raptors in the fragments is the area. Factors as isolation (distance between a fragment and PET or TIG), quantity of forest cover in the mosaic and the form of the fragment were not significant. This is probably given by the great capacity of dispersion of birds of prey, differing from others groups of fauna. The raptors community of TIG presented very similar results to that found in PET. We emphasize some inedited and conservation relevance records for TIG, such as *Sarcoramphus papa*, *Leptodon cayanensis* and *Spizaetus melanoleucus*. Even if TIG is in a context less favorable to conservation when compared to PET, our results shows the importance of the indigenous area for the conservation of the raptors of the region. Once raptors require large areas, are territorial, move easily and have an aversion to disturbances, large fragments offers better conditions of surviving than small ones, especially for species with larger ecological needs. Thus, strategies that involve the preservation of large forest fragments in the northwestern region are fundamental for the preservation of the community of birds of prey of the Alto Uruguay Forest.

Keywords: Conservation; fragmentation; raptors

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	10
<b>Ecologia e conservação de aves de rapina</b> .....	10
Amplitude ecológica do grupo.....	11
Aves de rapina como bioindicadores.....	16
Métodos de levantamento.....	16
Espécies de interesse especial.....	17
Principais ameaças.....	18
<b>Mata atlântica e conservação</b> .....	19
Apresentação, histórico e situação dos remanescentes.....	19
Estratégias de conservação – corredores de biodiversidade e reserva da biosfera.....	20
Ocupação da região noroeste e processo de perda das florestas.....	21
<b>Ecologia de paisagem</b> .....	23
Perda de hábitat e estrutura de paisagens fragmentadas.....	25
A fragmentação vista pela teoria de biogeografia de ilhas.....	26
Conservação da biodiversidade em termos de paisagem.....	26
A importância da paisagem para a conservação de rapinantes.....	27
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	31
<b>ARTIGO 01 - EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL SOBRE RAPINANTES DA MATA DO ALTO URUGUAI</b> .....	38
<b>Resumo</b> .....	38
<b>Abstract</b> .....	38
<b>Introdução</b> .....	40
<b>Material e métodos</b> .....	41
Área de estudo.....	41
Delineamento amostral.....	42

Método e esforço amostral.....	43
Descrição da estrutura da paisagem.....	44
Análise de dados.....	45
<b>Resultados</b> .....	46
Relação entre estrutura da comunidade e atributos da paisagem.....	48
<b>Discussão</b> .....	49
Implicâncias de manejo.....	51
<b>Agradecimentos</b> .....	53
<b>Referências</b> .....	54
<b>ARTIGO 02 – AVES DE RAPINA DA TERRA INDÍGENA DO GUARITA</b> .....	59
<b>Resumo</b> .....	59
<b>Abstract</b> .....	59
<b>Introdução</b> .....	61
<b>Material e métodos</b> .....	62
Área de estudo.....	62
Métodos.....	63
Análise de dados.....	64
<b>Resultados</b> .....	65
<b>Discussão</b> .....	68
<b>Agradecimentos</b> .....	70
<b>Referências</b> .....	71
<b>ARTIGO 3 - ABOUT THE OCCURRENCE OF THE HARPY EAGLE <i>HARPIA HARPYJA</i> (ACCIPITRIFORMES: ACCIPITRIDAE) IN TURVO STATE PARK, RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL</b> .....	74
<b>Abstract</b> .....	74
<b>Resumo</b> .....	74
<b>Acknowledgments</b> .....	78
<b>References</b> .....	78
<b>ANEXOS</b> .....	80
<b>CONCLUSÃO GERAL</b> .....	99

## INTRODUÇÃO GERAL

### Ecologia e conservação de aves de rapina

As aves de rapina, ou simplesmente rapinantes, são definidas como aves carnívoras que possuem capacidade de raptar suas presas. São predadores que ocupam níveis elevados na cadeia trófica, desempenhando importantes papéis na comunidade animal. Distinguem-se quatro ordens dentro do grupo: 1) Cathartiformes (urubus e condores); 2) Accipitriformes (águias, gaviões e abutres); 3) Falconiformes (falcões, carcarás e falcões-florestais); 4) Strigiformes (caburés, mochos e corujas) (BROWN; AMADON, 1968; DEL HOYO et al., 1994; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; KÖNIG; WEICK, 2008). Apesar das diferenças particulares entre muitas espécies, todos os integrantes das ordens citadas acima possuem as seguintes adaptações para procurar comida: visão acurada, tarsos fortes, patas equipadas com garras curvas e afiadas, e bico curvado. Algumas espécies, no entanto, diferem em outros detalhes anatômicos de tal forma que certamente compõem um exemplo de convergência evolutiva, derivando de mais de um ancestral (NEWTON, 1979; DEL HOYO et al., 1994).

Pelo mesmo estilo de vida, essa convergência evolutiva também se aplica às corujas (Strigiformes), as representantes noturnas do grupo das aves de rapina (KÖNIG; WEICK, 2008). Os urubus (Cathartiformes), apesar de serem contados no grupo dos rapinantes, têm sido desconsiderados por muitos como tal, já que não possuem capacidade de agarrar e raptar suas presas, dependendo de carcaças para se alimentar (FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001). Estas aves possuem um claro caso de convergência evolutiva adaptativa com os abutres do velho mundo (Accipitriformes), com os quais compartilham um mesmo estilo de vida (DEL HOYO et al., 1994). Semelhanças morfológicas por adaptações também estão relacionadas ao tipo de voo. Espécies não aparentadas, como as dos gêneros *Accipiter* (Accipitridae) e *Micrastur* (Falconidae), apresentam semelhantes silhuetas, evidenciando a convergência adaptativa em função das necessidades em explorar o mesmo tipo de hábitat, nesse caso, florestal (BROWN; AMADON, 1968).

Cada espécie de rapinante é moldada a partir do tipo de presa que captura e ambiente em que vive. Exemplos de diferentes adaptações morfológicas incluem presença de disco facial, para auxiliar na audição em ambientes florestais, como em *Harpia* e *Micrastur*; asas

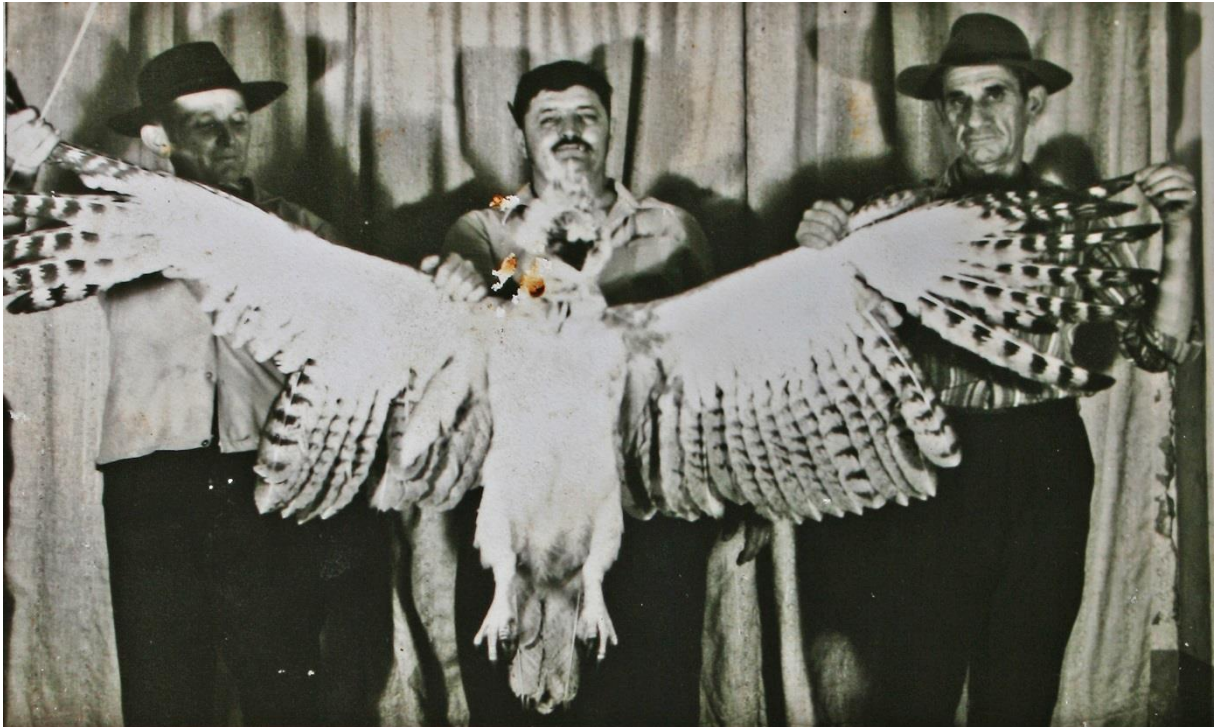
pontiagudas, para um voo mais rápido, como em *Falco* e *Ictinia*; calos ásperos nos dedos, para segurar peixes, como em *Pandion* e *Busarellus*; bico em formato de “garfo”, para alimentação especializada em caramujos, como em *Rostrhamus* e *Chondrohierax*; cauda longa, para manobras rápidas em ambientes florestais, como em *Spizaetus*, *Accipiter* e *Micrastur*; patas longas, para forragear em ocos de árvores, como em *Geranospiza*; rêmiges macias, para um voo silencioso, como em diversos membros da família Strigidae (corujas); e pescoço nu, para evitar acúmulo de gordura quando se alimentam de carcaças, como nos abutres do velho mundo e os urubus do novo mundo (Cathartidae) (BROWN; AMADON, 1978; DEL HOYO et al., 1994; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; KÖNIG; WEICK, 2008).

A riqueza de rapinantes no mundo ultrapassa as 500 espécies, havendo alguma falta de consenso por conta de diferentes classificações utilizadas. Ferguson-Lees e Christie (2001) consideram haver 340 espécies diurnas (Cathartiformes, Accipitriformes e Falconiformes), enquanto König e Weick (2008) distinguem 212 espécies noturnas (Strigiformes). No Brasil sabe-se da ocorrência de 98 espécies de rapinantes, sendo três endêmicas do país, com ocorrência restrita à Mata Atlântica costeira (SOARES et al., 2008; CBRO, 2014). No Rio Grande do Sul existem registros de 62 espécies, tendo quatro delas sido consideradas extintas (BENCKE et al., 2003; BENCKE et al., 2010). No entanto, *Spizaetus ornatus* e *Harpia harpyja* recentemente tiveram seus *status* removidos dessa condição, movidos por redescobertas (MENDONÇA-LIMA et al., 2006; MELLER et al., 2011; FZB, 2013). Além disso, três novas espécies foram descobertas no estado gaúcho neste século; duas delas no ano de 2010 no Parque Estadual do Turvo (KRÜGEL, 2002; BENCKE, 2010; MELLER; BENCKE, 2012). Esse parque possui registros de 46 espécies de rapinantes, sendo uma das áreas mais importantes para preservação do grupo no Rio Grande do Sul, ainda mais por se tratar do último local do estado com ocorrência de *H. harpyja* (Figura 1) (MELLER et al., 2011; FZB, 2013).

#### Amplitude ecológica do grupo

Os rapinantes estão entre os grupos de aves menos conhecidos e mais difíceis de serem estudados. É muito raro que questões ecológicas sejam definidas através de estudos aplicados ao grupo. Existem, no entanto, aves bem conhecidas, como o falcão-peregrino (*Falco*

*peregrinus*), que acarretaram drásticas mudanças, como a questão dos organoclorados na América do Norte (NEWTON, 1979). Outras espécies, no entanto, são tão desconhecidas que nem seus ninhos e ovos foram descritos. Isso inclui algumas espécies florestais com ocorrência neotropical (BIERREGAARD, 1998).



**Figura 1 – Exemplar de *Harpia harpyja* jovem abatida em meados de 1970 nos arredores do Parque Estadual do Turvo, Derrubadas. Foto cedida ao autor por Aldori Biguelini.**

Algumas características ecológicas que de modo geral dificultam o estudo com o grupo dos rapinantes incluem: 1) ocupação de áreas de vida relativamente grandes, sendo a maioria das espécies de hábitos territorialistas; 2) ocorrência em baixa densidade populacional, com baixas taxas de reprodução; 3) deslocamento rápido; 4) aversão à aproximação humana; e 5) capacidade de habitarem áreas de difícil acesso (THIOLLAY, 1989; SICK, 1997; BIERREGAARD, 1998; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010).

As aves de rapina exploram todo tipo de hábitat, de montanhas a planícies e de densas florestas a tundras e vastas savanas. A preferência pelo tipo de hábitat varia de espécie para espécie, com a maior diversidade encontrada nas florestas tropicais (BROWN; AMADON, 1968; THIOLLAY, 1985; DEL HOYO et al., 1994; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001).

A qualidade do hábitat, no entanto, é um fator importante no tamanho da área de vida de qualquer rapinante, assim como também a disponibilidade de comida que existe neste hábitat. Outros fatores que podem influenciar são a idade e a competência de caça das aves em questão e de suas necessidades imediatas de alimentação (NEWTON, 1979). De maneira geral, os rapinantes tendem a escolher seus poleiros noturnos de forma semelhante às suas preferências de hábitat diurnas, muitas vezes optando por locais de nidificação (BROWN; AMADON, 1968).

Os rapinantes predam ou se alimentam de quase todas as formas existentes de animais, sejam vivas ou mortas, de elefantes a cupins (BROWN; AMADON, 1968). Se o alimento é uniformemente distribuído na paisagem, é mais econômico (necessita menos tempo viajando) para os indivíduos (ou pares) espaçarem-se e para cada um forragear dentro de um pequeno raio ao redor do ninho; mas se a comida é concentrada e imprevisível a vários locais e tempo, é mais eficiente para os indivíduos se agregarem numa colônia central e forragear em direção ao exterior sobre um raio mais amplo (NEWTON, 1979). Assim como outros grandes carnívoros, as aves de rapina podem passar por períodos de fartura ou escassez de alimento. Por conta disso têm adaptações especiais, como a capacidade de ingerir muito mais alimento do que o normal, ficando com o papo sobressaliente ao observador, e mais ainda a outras aves, que devem temer um gavião ou falcão de papo vazio muito mais do que um de papo cheio (BROWN; AMADON, 1968).

Apesar de ser um grupo que depende de atividades aéreas para sobrevivência, os rapinantes passam a maior parte do tempo empoleirados, dedicando apenas algumas horas do dia para a caça (SICK, 1997). O tamanho da espécie influencia fortemente nos seus hábitos de caça, assim como as características de seu voo (BROWN; AMADON, 1968). Na época de nidificação somente o macho caça, provendo todo o alimento necessário para a fêmea e os filhotes. A caça ocorre principalmente longe do ninho, enquanto a fêmea fica responsável pela incubação dos ovos e pelos cuidados dos filhotes (NEWTON, 1979).

Abutres e urubus têm grande habilidade de localizar carcaças isoladas e rapidamente se agregar em grandes números em áreas onde eles aparentemente eram escassos. Isso se dá basicamente através de comunicação visual, onde são observadas as atividades de aves vizinhas em voo, assim juntos formam uma rede comunicativa através da paisagem. Estas aves tendem a se espalhar mais e em altitudes maiores sobre áreas de baixa densidade de carcaças, e menos e em altitudes menores em áreas com alta densidade de carcaças (NEWTON, 1979). Nos urubus do novo mundo (Cathartiformes) o olfato pode desempenhar um papel importante na localização de carcaças, como demonstrado para *Cathartes aura*, que

tem esse sentido bastante desenvolvido em comparação a outras aves, sendo capaz de localizar carcaças aparentemente escondidas (SICK, 1997). Apesar de os urubus do novo mundo normalmente nidificarem longe um casal do outro, eles repousam gregariamente e alimentam-se em grupos, especialmente aqueles que não estão reproduzindo (NEWTON, 1979).

A alimentação não é o único fator que influencia na dispersão das espécies, locais de nidificação também estão envolvidos, o que afirma a importância da estrutura da paisagem como um fator na dispersão de ninhos. Tais locais característicos são de grande importância, porque, em qualquer paisagem, eles formam a base de distribuição para a população reprodutiva (NEWTON, 1979). Algumas espécies de grande porte possuem um longo período de imaturidade até chegarem à vida adulta. A razão desta longa imaturidade parece estar relacionada à dificuldade de se estabelecer como um adulto nidificante em espécies de longa vida, nas quais o grande tamanho corporal limita o número de indivíduos que podem sobreviver (BROWN; AMADON, 1968). A maioria das espécies é monogâmica, porém algumas são poligâmicas ou poliândricas. Os urubus são os únicos rapinantes que dividem igualmente, entre macho e fêmea, as funções de incubação e forrageamento (NEWTON, 1979).

As aves de rapina figuram como o grupo de aves mais notável quanto à utilização do voo planado. Ascendendo em termos, muitos rapinantes se deslocam por grandes distâncias, com diversas finalidades, como inspecionar território, se deslocar para áreas de caça, realizar voos de exibição e partir em longas migrações (BROWN; AMADON, 1968; NEWTON, 1979; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001). Espécies mais leves costumam levantar voo mais cedo que espécies mais pesadas, sendo a carga alar de cada ave determinante no horário em que a mesma levantará voo (BROWN; AMADON, 1968; NEWTON, 1979). Gaviões pequenos do gênero *Accipiter* costumam sobrevoar a floresta ainda cedo pela manhã, enquanto aves maiores, como as do gênero *Spizaetus* só o fazem a partir do meio/fim da manhã (BROWN; AMADON, 1968). Muitos rapinantes, como os urubus (Cathartidae), deslocam-se prioritariamente através de voos planados em termas, gastando, assim, pouquíssima energia e percorrendo vasto território enquanto forrageiam (DEL HOYO et al., 1994).

Assim como outras aves, muitos rapinantes realizam voos anuais - denominados migrações - para seus sítios de nidificação ou áreas de invernagem. É um evento fortemente associado à disponibilidade de alimento, o qual tende diminuir na estação fria. Supõe-se que espécies com fontes alimentícias reduzidas na estação de inverno são as mais migratórias



(BROWN; AMADON, 1968). Isso é especialmente válido para espécies que se alimentam de insetos voadores, como os gaviões *Elanoides* e *Ictinia* (FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001). A maioria dos gaviões que utiliza termas para voar não realiza migrações sobre superfície aquática, uma vez que esta não forma tais correntes ascendentes. Falcões (*Falco*) e gaviões do gênero *Circus*, por outro lado, o fazem sem hesitação. Os antecedentes das migrações parecem estar associados a irregulares eventos de vagância (BROWN; AMADON, 1968).

Apesar de poucas espécies possuírem dimorfismo sexual quanto à plumagem, com exceção dos Cathartiformes, todas as espécies rapinantes possuem diferenças de tamanho, sendo as fêmeas sempre maiores que os machos (FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; DEL HOYO et al., 1994). As causas parecem estar ligadas ao estilo de vida de “raptar” destas aves, uma vez que este dimorfismo evoluiu independentemente em grupos distintos, como as corujas e também aves não rapinantes, como os mandriões, sendo claramente uma característica adaptativa associada a este particular estilo de vida (NEWTON, 1979). A extensão desse dimorfismo está relacionada à dieta, sendo mais pronunciada em espécies que caçam presas de deslocamento rápido e proporcionalmente grande em relação a elas (NEWTON, 1979). O caso mais acentuado é o de *Falco rufigularis*, com o macho possuindo apenas 61% do tamanho da fêmea (FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2005). Esse dimorfismo sexual reverso indica que as fêmeas são geralmente dominantes sobre os machos (NEWTON, 1979).

A primeira plumagem penácea é sempre chamada de plumagem juvenil e é adquirida ainda no ninho, após a plumagem de ninhego. Na maioria das espécies pequenas há somente uma segunda plumagem antes da fase adulta, e em muitos casos essa plumagem retém as penas das asas e cauda, após a primeira muda de outono. Essa plumagem é conhecida por imatura ou subadulta e vem a ser substituída no fim do próximo verão. Em espécies que possuem sucessivas plumagens antes da maturidade não existe terminologia padronizada e muitas vezes são referidas então quanto ao ano (ex. plumagem de 2º ano, 3º ano, etc.). Algumas espécies podem adquirir maturidade sexual antes mesmo da maturidade da plumagem. Curiosamente as penas da plumagem imatura de gaviões são maiores que as dos adultos (BROWN; AMADON, 1968). Além do mais, aves jovens possuem, na maioria dos casos, plumagens bem distintas em relação à de seus pais, confundindo observadores menos experientes e, não raro, deixando até especialistas confusos quanto à identificação da espécie (FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001).

Alguns rapinantes jovens possuem plumagens que mimetizam outras espécies. Um dos casos mais interessantes é o de *Leptodon cayanensis*, que possui no mínimo três diferentes fases quando jovem, cada uma delas mimetizando plumagens adultas dos três representantes neotropicais mais amplamente distribuídos do gênero *Spizaetus*, com os quais compartilha distribuições (FOSTER, 1971; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001). Há também o caso clássico do jovem *Accipiter poliogaster* que imita o adulto *Spizaetus ornatus* (FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001). É interessante mencionar que existe um padrão geral adaptado na plumagem dos rapinantes em função da caça, que é o dorso ser mais escuro e o ventre mais claro. Este padrão o torna menos visíveis às suas presas (BROWN; AMADON, 1968).

#### Aves de rapina como bioindicadores

Uma vez que atuam como predadores de topo de cadeia, os rapinantes têm sido apontados como indicadores da qualidade ambiental dos ecossistemas. De uma maneira geral, um alto número de espécies e uma alta abundância significa que o ambiente está saudável, uma vez que suas presenças indicam que os recursos necessários para sua sobrevivência também são encontrados no local (FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001). Dessa forma, é esperado que habitats preservados possuam maior riqueza de espécies e em maiores abundâncias de indivíduos, enquanto áreas alteradas possuam menor riqueza e com pouca abundância de indivíduos.

Algumas aves de rapina são tão exigentes quanto ao habitat que para preservar integralmente a comunidade é preciso grandes áreas preservadas (THIOLLAY 1985b; THIOLLAY, 1989). Espécies como *Harpia harpyja* são frequentemente utilizadas como bandeira ou guarda-chuva, uma vez que assegurando sua ocorrência em uma área estamos conservando toda a fauna e flora que habitam o território de sua população. Em termos de necessidades ecológicas *Harpia harpyja* é considerada por alguns como ainda mais exigente do que a onça-pintada (*Panthera onca*) (CHEBEZ, 1994; ANFUSO et al., 2008).

#### Métodos de levantamento

As aves de rapina distinguem-se em vários aspectos de outros grupos de aves. Muitos métodos utilizados em estudos de aves não se aplicam a rapinantes, e mesmo dentro do grupo há métodos específicos para determinadas espécies (GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010). Como grupo, os rapinantes são bastante secretos e difíceis de serem estudados. A melhor maneira de encontrá-los é ficar observando de um ponto de vista externo, principalmente durante o período da manhã, quando as aves levantam voo e realizam exhibições (THIOLLAY, 1985a; SEIPKE; CABANNE, 2002). A condição climática, assim como a estação, pode interferir, uma vez que a formação de termas acontece com tempo bom, e muitas aves exibem-se mais frequentemente na época reprodutiva (BROWN; AMADON, 1968).

Dentre os principais métodos para a detecção de rapinantes estão: 1) Ponto fixo (visual ou de escuta); 2) Transecções (a pé); 3) Rotas por veículos; 4) Rotas por barcos; 5) Rotas aéreas; e 6) *Playback*. Estudos com métodos que incluam a radiometria também são efetivos, assim como monitoramento de ninhos, que têm trazido muitos conhecimentos sobre nidificação e dieta alimentar de várias espécies. Estudos com pelotas são efetivos particularmente no caso das corujas (Strigiformes) (GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010). Apesar dos rapinantes diurnos também expelirem pelotas com restos não digeridos de suas presas (i.e. penas, ossos e escamas), estas não são tão numerosas quanto as do grupo Strigiformes (corujas), e também não são tão úteis para estudos de dieta alimentar (BROWN; AMADON, 1968).

Um dos métodos mais apropriados para estudos em ambientes florestais é o do ponto-fixo, sobre o qual Granzinoli e Motta-Junior (2010) compilaram ressalvas importantes: 1) tempo por amostragem – pode variar de 30 minutos a 6 horas, dependendo dos objetivos do trabalho; 2) raio fixo – deve-se estabelecer um raio fixo (p. ex. 30, 150, 500 m) no ponto, considerando a detecção para o tipo de habitat e para a espécie; 3) distância entre pontos – pode variar de 400 m a 2 km, dependendo do tamanho da área de vida das espécies e do tamanho da área de estudo; 4) ponto de observação – deve permitir um ângulo de visão de 120°, com no máximo 60° de inclinação para o horizonte e não estar diretamente voltado para o sol.

Espécies de interesse especial

O Brasil é um dos países com maior número de espécies de aves ameaçadas de extinção, no entanto, muitos rapinantes não figuram como tal. Somente três espécies constam como ameaçadas a nível nacional, e somente uma é de hábitos florestais. As espécies são *Circus cinereus*, *Leucopternis lacernulatus* e *Harpohaliaetus coronatus*. Algumas espécies, no entanto, figuram como quase ameaçadas, incluindo exemplares fascinantes como *Harpia* e *Morphnus* (SOARES et al., 2008). Em estados sob o domínio da Mata Atlântica estas duas últimas espécies são muito raras atualmente, com pouquíssimos registros confirmados (BENCKE et al., 2006). Suas condições são amenizadas, porém, pelo bom estado de preservação das populações amazônicas (SOARES et al., 2008).

No Rio Grande do Sul a situação é particularmente preocupante, dado o grau de perturbação dos habitats naturais, especialmente em relação às espécies florestais. Bencke et al. (2003) consideram as aves de rapina entre os grupos de animais mais ameaçados de extinção no estado, tendo quatro delas sido consideradas “provavelmente extintas”, 16 classificadas em algum grau de ameaça de extinção e outras cinco com sua situação populacional não bem conhecida. Com a reavaliação do estado de conservação das espécies da fauna do Rio Grande do Sul (FZB, 2013) alguns rapinantes tiveram seus *status* de conservação modificados. Além das redescobertas de *Spizaetus ornatus* e *Harpia harpyja*, algumas outras espécies também foram reavaliadas, em sua grande maioria, amenizadas quanto à ameaça de extinção (Tabela 1).

### Principais ameaças

Nos últimos 100 anos, atividades humanas têm atuado contra aves de rapina como nunca antes. Dentre as principais ameaças aos rapinantes neotropicais estão a perda de habitat, a perseguição humana e o uso de pesticidas (NEWTON, 1979; THIOLLAY, 1985c). Outras ameaças podem ser significativas nas taxas de mortalidade de grande rapinantes, como a eletrocussão em linhas elétricas, as quais deveriam ser consideradas nos desenhos das linhas de transmissão. Muitas espécies têm sido reproduzidas em cativeiro, podendo ser reintroduzidas em ambientes que estejam saudáveis, como uma medida de recuperação, o que traz uma esperança ao futuro de muitas espécies de aves de rapina (NEWTON, 1979).

**Tabela 1 - Atualizações no status de conservação dos rapinantes do Rio Grande do Sul.**

<i>Espécie</i>	<i>Status velho</i>	<i>Status novo</i>
<i>Sarcoramphus papa</i>	CR – Criticamente em perigo	NT – Quase ameaçado
<i>Leptodon cayanensis</i>	CR – Criticamente em perigo	NT – Quase ameaçado
<i>Accipiter poliogaster</i>	CR – Criticamente em perigo	EN – Em perigo
<i>Busarellus nigricollis</i>	VU – Vulnerável	NA – Não aplicável
<i>Parabuteo unicinctus</i>	EN – Em perigo	NA – Não aplicável
<i>Parabuteo leucorrhous</i>	CR – Criticamente em perigo	VU – Vulnerável
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	VU – Vulnerável	NT – Quase ameaçado
<i>Pseudastur polionotus</i>	EN – Em perigo	VU – Vulnerável
<i>Morphnus guianensis</i>	PE – Provavelmente extinto	RE – Regionalmente extinto
<i>Harpia harpyja</i>	PE – Provavelmente extinto	CR – Criticamente em perigo
<i>Spizaetus tyrannus</i>	CR – Criticamente em perigo	EN – Em perigo
<i>Spizaetus melanoleucus</i>	CR – Criticamente em perigo	EN – Em perigo
<i>Spizaetus ornatus</i>	PE – Provavelmente extinto	CR – Criticamente em perigo
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	VU – Vulnerável	NA – Não aplicável
<i>Falco rufigularis</i>	EN – Em perigo	NA – Não aplicável
<i>Falco deiroleucus</i>	PE – Provavelmente extinto	RE – Regionalmente extinto
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	DD – Dados insuficientes	LC – Preocupação menor
<i>Strix virgata</i>	CR – Criticamente em perigo	DD – Dados insuficientes
<i>Asio stygius</i>	DD – Dados insuficientes	LC – Preocupação menor
<i>Asio flammeus</i>	DD – Dados insuficientes	NT – Quase ameaçada

Fontes: Bencke et al. (2003); FZB (2013).

## **Mata Atlântica e Conservação**

Apresentação, histórico e situação dos remanescentes

A Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, sendo listada entre os 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade, que são áreas de grande

incidência de biodiversidade, mas seriamente ameaçadas pela destruição de hábitat (TABARELLI et al., 2005; CONSERVATION INTERNATIONAL, 2014). Ao longo do tempo, a Mata Atlântica sofreu grande perda de seus ecossistemas naturais, atualmente restando pouco mais de 10% de sua cobertura original (RIBEIRO et al., 2009). Antes cobrindo uma área enorme, as florestas remanescentes agora formam arquipélagos de fragmentos muito pequenos, separados entre si (GASCON et al., 2000). Embora tenha sido em grande parte desmatada, a Mata Atlântica ainda abriga mais de 8.000 espécies endêmicas de plantas vasculares, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (MYERS et al., 2000).

A maioria das espécies oficialmente ameaçadas de extinção no Brasil habita a Mata Atlântica (TABARELLI et al., 2003). Atualmente, mais de 530 plantas, aves, mamíferos, répteis e anfíbios da Mata Atlântica estão ameaçados – algumas espécies, nacionalmente e, as endêmicas, globalmente. Diante de eventuais mudanças no hábitat este já alarmante número de espécies ameaçadas pode aumentar, pois a fragmentação generalizada da floresta limita a migração e a colonização de espécies, necessárias para a persistência das populações em longo prazo (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003).

Entre as causas imediatas da perda da Mata Atlântica está a sobreexploração dos recursos florestais por populações humanas (madeira, frutos, lenha, caça) e a exploração da terra para uso humano (pastos, agricultura e silvicultura) (DEAN, 1996). Em adição à incessante perda de hábitat, as matas remanescentes continuam a ser degradadas pela extração de lenha, exploração madeireira ilegal, coleta de plantas e produtos vegetais e invasão por espécies exóticas (GALETTI; FERNANDEZ, 1998; TABARELLI et al., 2004). A caça continua a reduzir a vida silvestre, mesmo dentro de áreas protegidas, nas regiões que contém os últimos grandes remanescentes florestais.

#### Estratégias de conservação – corredores de biodiversidade e reserva da biosfera

A reversão das tendências atuais de perda de habitat e fragmentação requer melhorias na fiscalização e controle, além de mecanismos inovadores de incentivo, que incluam aqueles direcionados à redução da pobreza e promoção do desenvolvimento social. Isso é essencial porque mais de 100 milhões de pessoas vivem na área da Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2011; HIROTA, 2003). Muito do que restou para se preservar na Mata Atlântica está em terras privadas e o estabelecimento de uma rede ampla e bem

desenhada de reservas privadas é agora reconhecida como indispensável na proteção da biodiversidade da região (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003).

Para se evitar mais desmatamentos e perda massiva de espécies na Mata Atlântica brasileira o desafio consiste na integração dos diversos instrumentos regulatórios, políticas públicas e novas oportunidades e mecanismos de incentivo para a proteção e restauração florestal, além dos vários projetos e programas independentes desenvolvidos pelos governos e ONGs, em uma única e abrangente estratégia para o estabelecimento de redes de paisagens sustentáveis ao longo da região (GALINDO-LEAL, 2003; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). Tais redes, que têm sido chamadas de corredores de biodiversidade, representam o fundamento básico de qualquer estratégia efetiva para a conservação de biomas altamente fragmentados (SANDERSON et al., 2003).

Apesar de haver um sistema de unidades de conservação na Mata Atlântica existem muitas espécies ameaçadas de extinção que não possuem ocorrência em nenhuma área protegida, o que reafirma a importância de conservação em áreas privadas ou criação de novos parques através de um mapeamento de áreas prioritárias (TABARELLI et al., 2005).

Tabarelli et al. (2005, p. 137) expõem uma estratégia integrada para a implementação de uma rede de paisagens sustentáveis ao longo da Mata Atlântica brasileira com o seguimento de cinco linhas gerais:

Primeiro, as ações de conservação devem ser planejadas com base em fronteiras naturais (áreas prioritárias para conservação ou corredores de biodiversidade), ao invés de limites políticos (municípios ou estados). Segundo, ampla colaboração entre agências governamentais e outras parcerias é vital para o desenho e implementação de paisagens sustentáveis. Terceiro, grandes corredores de conservação deveriam estar ancorados em um amplo sistema de áreas protegidas. Em quarto lugar, a restauração de florestas de galeria é fundamental para o estabelecimento de conectividade entre fragmentos florestais, como forma de garantir que recursos hídricos críticos sejam mantidos na região. Finalmente, a implementação de redes de paisagens sustentáveis deveria ser monitorada utilizando-se os melhores indicadores de performance disponíveis, referentes a aspectos biológicos, sociais e econômicos, para garantir que estes recursos sejam utilizados de forma efetiva.

Uma das iniciativas de planejamento que está em continuidade é a implementação da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, criada em estágios de 1993 a 2001, que se estende por 14 estados brasileiros e cobre 29.473.484 ha. A estratégia e objetivos essenciais são os mesmos citados anteriormente – desenvolver políticas de conservação, criar e manejar áreas protegidas na escala de paisagem (CORRÊA, 1995).

## Ocupação da região noroeste do RS e o processo de perda das florestas

A região noroeste do Rio Grande do Sul era originalmente coberta por uma exuberante floresta distribuída ao longo de sua extensão. Essa floresta, conhecida como Mata do Alto Uruguai, faz parte do bioma Mata Atlântica e é classificada por alguns autores como Floresta Estacional Decidual (VELOSO et al., 1991; MARCHIORI, 2002). Ao longo do processo de ocupação pelos imigrantes, a extensa cobertura florestal da região teve sua paisagem gradualmente modificada. Primeiramente através do aproveitamento madeireiro, quando milhares de toras eram transportadas via rio Uruguai em forma de balsas (SILVA et al., 2005). Após a derrubada das árvores, as matas davam lugar a atividades de pecuária e agricultura, descaracterizando totalmente a paisagem e afetando a fauna nativa (ALBUQUERQUE, 1977). Ao longo desse processo de ocupação, poucos remanescentes significativos permaneceram intactos. De forma semelhante, essa fragmentação ocorreu ao longo de todo o bioma da Mata Atlântica, onde mais de 80% dos fragmentos restantes têm área menor a 50 hectares (RIBEIRO et al., 2009).

Na região noroeste do Rio Grande do Sul, atualmente, existe apenas um remanescente em condições de conservar a fauna que originalmente habitava a região, o Parque Estadual do Turvo (PET), com área de 17.491 hectares (ALBUQUERQUE, 1977; SILVA et al., 2005). Esse local é conhecido por ser o último refúgio de espécies criticamente ameaçadas de extinção no estado, como a onça-pintada, a anta e a harpia (FONTANA et al., 2003; BENCKE et al., 2006; FZB, 2013). Além de ser uma área preservada, o PET está conectado à extensa região florestada de Misiones, Argentina, mais precisamente à Reserva Yabotí, com área de 253.773 hectares, motivo pelo qual consegue manter em longo prazo populações de espécies com necessidade de grandes áreas de vida (GUADAGNIN; MENEGHETI, 1994; BENCKE et al., 2003; SILVA et al., 2005; BENCKE et al., 2006; FIALHO; SETZ, 2007).

Apesar de sua singularidade, em termos de conservação de espécies ameaçadas a nível regional, o PET não é o único remanescente significativo da região noroeste do estado. Distante apenas 18 km está a Terra Indígena do Guarita (TIG), com área de 23.406 hectares, sendo pouco mais da metade (54,67% ou 12.797 hectares) de cobertura florestal (FIALHO; SETZ, 2007). Apesar dos problemas de conservação que contêm, reservas indígenas são cada vez mais reconhecidas como vitais para conservação da biodiversidade, devido à grande extensão de suas áreas (RYLANDS; BRANDON, 2005). Dentre as principais perturbações que ocorrem na TIG estão a caça – levada a cabo por índios e não-índios – e a atividade de



extração seletiva de madeira (FIALHO; SETZ, 2007). Mesmo sendo esperada a ocorrência de várias espécies ameaçadas de extinção a nível regional, estudos faunísticos ainda são raros na TIG, embora incentivados, como no caso particular de rapinantes florestais (BENCKE et al., 2003).

Tanto o PET como a TIG estão inclusos na área da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, sendo o primeiro considerado como área de alta prioridade para a conservação, enquanto o segundo como área insuficientemente conhecida, mas de provável importância biológica (MARCUIZZO et al., 1998; MMA, 2002). Já houve tentativas de implantação de um corredor entre as duas áreas, o que é favorecido pela paisagem, já que o rio Parizinho, ao longo de seu percurso, atua como corredor natural entre elas, uma vez que nasce próximo à TIG e desagua no rio Uruguai delimitando a porção leste do PET. Apesar de haver uma cobertura florestal significativa, não existe nenhum esforço em andamento para estabelecer este corredor (SILVA et al., 2005; FIALHO; SETZ, 2007).

Os desafios da conservação da biodiversidade permanecem até mesmo em áreas protegidas, não só em termos de administração e manejo, mas também na proteção das próprias unidades de conservação, já que o Brasil continua seus ambiciosos programas de desenvolvimento de energia, infraestrutura, indústria e agricultura (RYLANDS; BRANDON, 2005). É justamente o caso particular sob o qual se encontra o PET, que, além dos desafios administrativos que possui, tem parte de sua área ameaçada de alagamento em função do aproveitamento energético no Rio Uruguai pelo Complexo Hidrelétrico Garabi-Panambi (GUADAGNIN; MENEGHETI, 1994; BENCKE et al., 2006). O lago formado pelo barramento do rio Uruguai pela Hidrelétrica de Panambi prevê o alagamento de 10% da área do PET, o que corresponde a cerca de 1750 hectares de floresta primária (DOMINGUEZ, 2012). Se o projeto desta usina for levado a diante, os impactos sobre a fauna do parque repercutirão diretamente em espécies topo de cadeia, através da desconexão entre os indivíduos que ocorrem no PET e as populações mais numerosas de Misiones, Argentina. Assim, é muito provável que em poucas décadas a onça-pintada e a harpia entrem em extinção no Rio Grande do Sul, caso medidas contrárias à implantação, principalmente da hidrelétrica de Panambi, em Alecrim, não sejam tomadas por parte das autoridades competentes.

## **Ecologia de Paisagens**

A palavra ecologia pode ser definida como o estudo do lugar onde se vive, com ênfase sobre a totalidade ou o padrão de relações entre os organismos e o seu ambiente (ODUM, 2012). Não existe uma definição única para paisagem, no entanto, uma das definições mais clássicas, de Von Humbolt, é de que a paisagem define-se como as características totais de uma região (FARINA, 1998). Baseado nessas duas definições, o termo ecologia de paisagem poderia ser definido como o estudo das características totais de uma região, enfatizando-se o padrão de relações entre os organismos e seu ambiente.

A ecologia de paisagem pode ser aplicada em três níveis. Historicamente a disciplina foi originada na perspectiva humana, no entanto pode ser também aplicada na perspectiva geobotânica e na perspectiva animal. Apesar de estar conceitualmente relacionada à perspectiva humana, a perspectiva animal sofre, no entanto, uma variação em termos de escala, conforme varia a espécie em questão (FARINA, 1998).

Existem diversos processos que atuam em uma paisagem e que revelam padrões em seu funcionamento, sejam eles na escala espacial ou temporal. Um dos processos mais bem conhecidos e importantes em estudos de ecologia de paisagem é a fragmentação, que pode ser considerada a imagem negativa da conectividade (FARINA, 1998). Basicamente são necessários dois tipos de informação a serem gerados em estudos de ecologia de paisagem: os atributos do fragmento e os atributos da paisagem onde o fragmento situa-se.

Os atributos do fragmento são mais simples de serem gerados, e incluem o seu tamanho e a sua forma. O tamanho do fragmento é simplesmente a medida de sua área. A forma do fragmento varia conforme sua regularidade. Fragmentos regulares (circulares) tendem a ter menos borda que fragmentos irregulares (alongados, em forma de corredores, etc.). Quanto mais irregular o fragmento for, maior área de borda terá, conseqüentemente, com menos áreas interiores. Para algumas espécies as bordas até podem ser habitats utilizáveis, mas outras as evitam (FARINA, 1998; PRIMACK; RODRIGUES, 2001). O índice de borda de um fragmento pode ser medido pela simples relação de seu perímetro pela sua área (L/S). Este índice varia de acordo com o tamanho do fragmento mesmo quando a sua forma se mantém constante (FARINA, 1998).

Atributos da paisagem são mais complexos e, uma vez que serão gerados em uma resolução inferior à do fragmento, são menos precisos também. O arranjo espacial do fragmento em um mosaico, ou seja, a sua posição na paisagem, é uma das métricas importantes no contexto fragmento-paisagem. A medida pode ser feita através da abundância relativa das diferentes matrizes, ou de uma matriz de interesse em relação à área restante do mosaico (SAUNDERS, 1991; FARINA, 1998). O grau de isolamento, ou conectividade, é

outro atributo a ser considerado, uma vez que a distância de um fragmento a outro é um importante parâmetro na análise de uma paisagem (FARINA, 1998). O grau de isolamento de um fragmento pode ser calculado através de uma combinação de possibilidades (BAKER; CAI, 1992). O índice de proximidade (PX) é uma das métricas utilizadas para medida do grau de isolamento de um fragmento, onde  $PX = \sum(Sk/nk)$ . Sk representa a área do fragmento e nk é a distância do fragmento vizinho mais próximo ao fragmento k (GUSTAFSON; PARKER, 1992).

### Perda de hábitat e estrutura de paisagens fragmentadas

O atual nível de desenvolvimento da agricultura permite-nos explorar os ambientes de tal forma que a vegetação nativa de determinadas áreas tem sido suprimida a níveis alarmantes, restando muito pouco de hábitat original (SAUNDERS et al., 1991). Quando um hábitat é destruído, fragmentos de hábitat geralmente são deixados para trás. Estes fragmentos são frequentemente isolados uns dos outros por uma paisagem altamente modificada ou degradada (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Estes remanescentes situam-se em diferentes posições numa paisagem, e em diferentes tipos de solo; possuem diferentes tipos de vegetação, e variam em tamanho, forma, isolamento, e tipo de propriedade. O processo de fragmentação afeta diferentemente os fragmentos, conforme seu tamanho. Fragmentos grandes são menos afetados pelo processo, enquanto fragmentos pequenos sofrem bastante (SAUNDERS et al., 1991).

Em termos de paisagem, no entanto, o tamanho do fragmento não é o único atributo relevante aos efeitos do processo de fragmentação. O grau de isolamento, a presença de ecótono e corredores, e a estrutura de metapopulações também devem ser levados em conta (FARINA, 1998). A fragmentação pode ser considerada um processo contínuo e, em termos de paisagem, a matriz e os fragmentos são os elementos que tem que ser considerados, seja a paisagem fragmentada ou não (WIENS, 1994).

A fragmentação geralmente resulta em uma paisagem com remanescentes de vegetação nativa cercada por uma matriz agrícola ou outro uso humano da terra. Como resultado, os fluxos de radiação, a dinâmica dos ventos, a água, e os nutrientes através da paisagem são alterados significativamente. Por outro lado, as alterações podem acarretar

influências importantes na biota remanescente dos fragmentos, especialmente próximo à borda destes com a matriz circundante (SAUNDERS et. al, 1991).

#### A fragmentação vista pela teoria de biogeografia de ilhas

A partir da teoria de biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson (1967), estabeleceu-se a forte tendência a comparar os processos ocorrentes na fragmentação aos ocorrentes em ilhas isoladas por uma matriz oceânica. Apesar de haverem semelhanças nesta comparação, existem discordâncias em sua aplicação (WALTER, 2004). O tamanho da área e o grau de isolamento não são as únicas variáveis a explicar as características da fauna nos processos de fragmentação (FARINA, 1998). Uma das explicações do enfraquecimento dessa metáfora é que em fragmentos existe uma falta de polaridade entre a “ilha” (fragmento) e o “oceano” (matriz circundante), como ocorre em ilhas verdadeiras (WALTER, 2004).

De fato, fragmentos não podem ser considerados como verdadeiras ilhas, pois sua matriz circundante não é completamente hostil para as espécies. O resultado disso é que existe um maior fluxo na dispersão das espécies, e mesmo a utilização dessa matriz em diferentes graus, conforme as características ecológicas de cada espécie (FARINA, 1998). Além do mais, a dinâmica de áreas remanescentes é predominantemente orientada por fatores surgidos na paisagem circundante (SAUNDERS et al., 1991), o que reafirma a matriz circundante como uma variável exercendo influências na fauna ocorrente nos fragmentos, através de processos de dispersão e estabelecimento. A detecção de barreiras numa paisagem não é algo simples. Na verdade, bordas entre dois diferentes tipos de habitat nunca possuem a função de verdadeiras barreiras (FARINA, 1998).

#### Conservação da biodiversidade em termos de paisagem

A ecologia de paisagem é uma ciência importante na conservação da biodiversidade, especialmente das espécies ameaçadas de extinção. Uma vez que a perda de hábitat é a principal causa de extinção de espécies no planeta, entendermos as relações que envolvem os seres vivos e o ambiente que habitam é certamente algo promissor para avanços na área da

biologia da conservação (FARINA, 1998; PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Um dos processos resultantes da perda de hábitat é a fragmentação. Esta é um dos mais severos processos para perda de biodiversidade, avançando em taxas alarmantes ao redor do mundo, reduzindo grandes trechos de cobertura florestal, assim como campos e savanas naturais (FARINA, 1998). A fragmentação é considerada um dos processos que exerce papel central na ecologia de paisagem e planejamento de conservação (SAUNDERS et. al, 1991).

A fragmentação exerce influência negativa em muitas espécies de plantas e animais, e também nos processos ecológicos naturais. Quanto menores os fragmentos resultantes da destruição do hábitat, maior a perda de densidade populacional das espécies, aumentando o risco de extinção local (FARINA, 1998). Espécies sensíveis às bordas (espécies interiores) podem ter sua abundância reduzida, enquanto grandes predadores, como felinos e águias de grande porte, desaparecem (CHEBEZ, 1994; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; FONTANA et al., 2003). Os efeitos da fragmentação sobre os organismos dependem também do quanto uma espécie possui hábitos especializados. Espécies generalistas são menos afetadas pela fragmentação que espécies especialistas (FARINA, 1998).

Fragmentação significa isolamento geográfico, após a extinção local a probabilidade de recolonização depende fortemente da distância dos fragmentos ao núcleo principal e da qualidade do hábitat circundante (FARINA, 1998). Pesquisas e manejo em ecossistemas fragmentados deveriam ser direcionados ao entendimento e controle das influências externas tanto quanto são ao da biota dos fragmentos em si. Há uma grande necessidade de desenvolvimento de uma abordagem integrada ao manejo da paisagem, que inclua unidades de conservação no contexto total da paisagem (SAUNDERS et al., 1991).

#### A importância da paisagem para a conservação de rapinantes

Sabe-se que as principais ameaças às aves brasileiras são a perda, a degradação e a fragmentação de habitats, e também a caça (MARINI; GARCIA, 2005). Como grupo, as aves de rapina são um dos que mais sofrem com as mudanças no hábitat, possuindo pouca tolerância à fragmentação florestal e alta sensibilidade à caça (THIOLLAY, 1984). Grandes manchas florestais conseguem preservar grande parte da comunidade original, enquanto manchas pequenas são bastante pobres na riqueza de espécies (THIOLLAY, 1985b). A perda da riqueza de rapinantes associa-se ao fato de que muitas espécies possuem segregação

espacial, precisando de amplas áreas como território para sobreviver (NEWTON, 1979). Ainda que por natureza as aves de rapina possuam grande capacidade dispersiva, pela exigência de hábitat, muitas espécies não se adaptam às condições impostas pela fragmentação, especialmente em uma paisagem pouco favorável, com pouca vegetação nativa, fragmentos pequenos e isolados, corte seletivo de madeira e caça (THIOLLAY, 1985b; 1989).

O tamanho do hábitat é relevante quando se trata de conservação de aves de rapina, já que muitas espécies possuem grandes áreas de vida e não conseguem manter suas populações ao longo do tempo em processos de perda de hábitat, como a fragmentação excessiva (THIOLLAY, 1985b; 1989). A área de vida dos rapinantes é determinada principalmente pelo número de locais de alimentação (ou poleiros de caça) e pela distância entre eles, e pode alterar em forma e tamanho ao longo da estação reprodutiva, tornando-se maior conforme ela termina. Pares que estão em reprodução tendem a utilizar áreas maiores que aqueles que não estão, enquanto indivíduos solitários ocupam áreas ainda menores, correspondendo às diferentes necessidades alimentares de cada caso. No inverno, todas as aves têm largos alcances e se sobrepõem em suas áreas de vida, e juvenis caçam em áreas ainda maiores que os adultos (NEWTON, 1979).

Com grande capacidade de dispersão, é possível que as aves de rapina escolham os caminhos por onde vão vagar, conforme a disponibilidade de hábitat de sua preferência. Certamente uma paisagem que preserva grandes trechos de mata nativa atrairá mais facilmente um rapinante florestal em seu processo de dispersão do que uma paisagem visivelmente desmatada. Isso indica como um corredor florestal funciona com as aves de rapina. Em uma paisagem fragmentada, portanto, a conectividade entre os remanescentes implica uma variável importante, pois favorece a ocorrência de espécies que apresentam maiores requerimentos ecológicos (THIOLLAY 1985b).

Já que possuem grande autonomia de voo e deslocam-se com rapidez pelos ambientes (BROWN; AMADON, 1968), a proximidade de remanescentes e o grau de conectividade com áreas fontes, atuando como dispersoras e estabelecendo uma dinâmica de metapopulações em uma paisagem, pode ser um fator extremamente influenciável na presença/ausência de determinadas espécies em áreas fragmentadas, fazendo menção ao pressuposto pela teoria de biogeografia de ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). Nesse contexto, fragmentos pequenos podem não apresentar condições para o estabelecimento de populações de espécies com baixa densidade populacional ou requerentes de grandes territórios de caça, mas podem servir como áreas de

pousio temporário, enquanto dispersam-se na paisagem em busca de habitats mais favoráveis. Seriam como trampolins onde algumas espécies encontrariam fontes de alimento e repouso antes de investir energia na procura de áreas mais propensas ao estabelecimento de um território. Mesmo poucas, ou uma só árvore, isolada em uma paisagem agrícola pode ser de crucial importância na dispersão de rapinantes (THIOLLAY, 1985b). Quando muito isoladas, no entanto, algumas áreas podem representar sumidouros para espécies com grandes requerimentos ecológicos.

O nível de conservação ambiental de um determinado habitat é também outra variável significativa para a preservação de rapinantes. No caso de remanescentes florestais, diversos impactos podem representar limitações à ocorrência das espécies, como pastoreio, fragmentação por estradas, corte seletivo de madeira, atividades de caça e presença de ferais. O pastoreio dentro de um fragmento suprime ou prejudica substancialmente a vegetação de sub-bosque, na qual parte da fauna que serviria como presa para rapinantes se torna escassa. É o caso de alguns roedores, por exemplo. Estradas podem alterar a forma dos fragmentos, ocasionando maior efeito de borda, com consequências à qualidade ambiental de suas áreas interiores (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

O corte seletivo de árvores e a caça são atividades que trazem grande perturbação à vida dos rapinantes. O primeiro, além de remover árvores de grande porte, que muitas vezes servem de poleiros ou locais de nidificação, torna o habitat menos favorável, e também ocasiona a formação de clareiras. Estas, quando em grande número, podem afetar uma floresta de diversas formas, como a questão do efeito de borda (THIOLLAY, 1985b). A caça afeta o número de presas disponíveis, assim como ocasionalmente os próprios rapinantes são abatidos. Espécies de grande porte, como águias, são as que sofrem mais severamente as consequências impostas pela caça e o abatimento de indivíduos (THIOLLAY, 1984).

Essa dissertação de mestrado tem por objetivo avaliar as consequências da perda da cobertura florestal sobre a comunidade de aves de rapina diurnas da região do Alto Uruguai, RS, assim como investigar a comunidade de rapinantes da Terra Indígena do Guarita. A dissertação está estruturada de acordo com as normas da Universidade Federal de Santa Maria (MDT) e é composta por três artigos:

### **Artigo 01: Efeitos da fragmentação florestal sobre rapinantes da Mata do Alto Uruguai**

**Artigo 02: Aves de rapina da Terra Indígena do Guarita****Artigo 03: About the occurrence of the Harpy Eagle *Harpia harpyja* (Accipitriformes: Accipitridae) in Turvo State Park, Rio Grande do Sul, Brazil**

No artigo 01 foram avaliadas as consequências da perda e fragmentação florestal da região do Alto Uruguai sobre a comunidade de aves de rapina. Para tanto, foram amostrados diferentes fragmentos, sob diferentes atributos, assim como em diferentes contextos de paisagem.

No artigo 02 foram investigadas a riqueza, a composição e a frequência de ocorrência das aves de rapina diurnas ocorrentes na Terra Indígena do Guarita, tendo seus resultados comparados aos encontrados no Parque Estadual do Turvo, através de semelhantes métodos e esforços amostrais.

No artigo 03 são descritos registros de *Harpia harpyja* no Parque Estadual do Turvo, incluindo o último registro documentado para o Rio Grande do Sul.



## REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, E.P. Sobre o desaparecimento da fauna da região do Alto Uruguai e a importância do Parque Florestal Estadual do Turvo na sua preservação. **Roessléria**, Porto Alegre, Vol. 1, p. 143-149, 1977.

ALBUQUERQUE, J.L.B. Conservation and Status of Raptors in Southern Brazil. **Birds of Prey Bull**, Vol. 3, p. 88-94, 1986.

ANFUSO, J.; SUAREZ, M.V.G.; CHEBEZ, J.C. Nuevo registro de nidificación de la harpía (*Harpia harpyja*) en la provincia de Misiones, Argentina y consideraciones sobre su conservación. **Nótulas Faunísticas**, vol. 21, p. 1-13, 2008.

BAKER, W.L.; CAI, Y. The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. **Landscape Ecology**, vol. 7, p. 291-302, 1992.

BENCKE, G.A. New and significant bird records from Rio Grande do Sul, with comments on biogeography and conservation of the southern Brazilian avifauna. **Iheringia, Série Zoologia**, vol.100, p.391-402, 2010.

BENCKE, G.A.; FONTANA, C.S.; DIAS, R.A.; MAURÍCIO, G.N.; MÄHLER, JR., J.K.F. Aves, p. 189-479. Em: FONTANA, C.S.; BENCKE, G.A.; REIS, R.E. (eds). **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. EDIPUCRS, Porto Alegre, 2003.

BENCKE, G.A.; MAURÍCIO, G.N.; DEVELEY, P.F.; GOERCK, J.M. **Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica**. SAVEBrasil, São Paulo, 2006.

BENCKE, G.A.; DIAS, R.A.; BUGONI, L.; AGNE, C.E.; FONTANA, C.S.; MAURÍCIO, G.N.; MACHADO, D.B. Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoología**, vol. 100, p. 519-556, 2010.

BIERREGAARD JR., R.O. Conservation status of birds of prey in the South American tropics. **Journal of Raptor Research**, vol. 32, p. 19-27, 1998.

BROWN, L.; AMADON, D. **Eagles, Hawks and Falcons of the World**. Country Life Books, London, 1968.

CHEBEZ, J.C. **Los que se van: Especies argentinas en peligro**. Albatros, Buenos Aires, 1994.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (CBRO). **Listas das Aves do Brasil**. 11ª ed, 2014. Disponível em: < <http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm> >. Acesso em: 26 mar. 2014.

CONSERVATION INTERNATIONAL. **Atlantic Forest**. 2014. Disponível em: <[http://www.conservation.org/where/priority\\_areas/hotspots/south\\_america/Atlantic-Forest/Pages/default.aspx](http://www.conservation.org/where/priority_areas/hotspots/south_america/Atlantic-Forest/Pages/default.aspx) > Acesso em: 26 mar. 2014.

CORRÊA, F. **A reserva da biosfera da mata atlântica: roteiro para o entendimento de seus objetivos e seu sistema de gestão**. Série Cadernos da Reserva da Biosfera (2). Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília. 1995

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. Companhia das letras, São Paulo. 1996.

DEL HOYO, J.; ELLIOT, A.; SARGATAL, J. **Handbook of the birds of the world. Volume 2. New World Vultures to Guineafowl**. Lynx Edicions, Barcelona, 1994.

DOMINGUEZ, C. O silêncio dos afogados. O desaparecimento da população ribeirinha no noticiário sobre a construção da Hidrelétrica de Garabi. **Razón y Palabra**, vol. 79, 2012. Disponível em: <<http://www.razonypalabra.org.mx/>>. Acesso em: 26 mar. 2014.

FARINA, A. **Principles and Methods in Landscape Ecology**. Chapman and Hall, London, 1998.

FERGUSON-LEES, J.; CHRISTIE, D.A. **Raptors of the World**. Houghton Mifflin Company, New York, 2001.

FERGUSON-LEES, J.; CHRISTIE, D.A. **Raptors of the World: A field Guide**. Princetown University Press, New Jersey, 2005.

FIALHO, M.S.; SETZ, E.Z.F. **Riqueza e abundância da fauna de médio e grande porte em três modelos de áreas protegidas no sul do Brasil**. 2007. 118 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

FONTANA, C.S.; BENCKE, G.A.; REIS, R.E. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul**. Edipucrs, Porto Alegre, 2003.

FOSTER, M.S. Plumage and behavior of a juvenile Gray-headed Kite. **Auk**, vol. 88: 163-166, 1971.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: Período 2008-2010**. Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, São Paulo, Brasil. 2011. Disponível em: <[http://mapas.sosma.org.br/site\\_media/download/atlas\\_2008-10\\_relatorio%20final\\_versao2\\_julho2011.pdf](http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2008-10_relatorio%20final_versao2_julho2011.pdf)> Acesso em: 26 mar. 2014.

FZB. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. **Consulta Pública: avaliação do estado de conservação de espécies – Fauna – RS – 2012/2013**. 2013. Disponível em: <[http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id\\_modulo=1&id\\_uf=23](http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id_modulo=1&id_uf=23)>. Acesso em: 24 fev. 2014

GALETTI, M.; FERNANDEZ, J.C. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in the industry structure and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology**, vol. 35, p. 294-301, 1998.

GALINDO-LEAL, C. Putting the pieces back together: fragmentation and landscape conservation, p. 372-380, 2003. Em: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (eds). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science e Islands Press, Washington D.C., 2003.

GASCON, C.; WILLIAMSON, B.; FONSECA, G.A.B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, vol. 288, p. 1356-1358, 2000.

GRANZINOLLI, M.A.M.; MOTTA-JUNIOR, J.C. Aves de rapina: levantamento, seleção de habitat e dieta, p. 169-188, 2010. Em: MATTER et al. (orgs). **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Technical Books, Rio de Janeiro, 2010.

GUADAGNIN, D.L.; MENEGHETI, J.O. **Zonificación del Parque Estadual do Turvo, RS, Brasil, y directivas para el plan de manejo**. 1994. 49 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Vida Silvestre) – Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, 1994.

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

HIROTA, M.M. Monitoring the Brazilian Atlantic Forest cover, p. 60-65, 2003. Em: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (eds). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science e Islands Press, Washington D.C., 2003.

KÖNIG, C.; WEICK, F. **Owls of the World. 2 ed.** Yale University Press, New Haven and London, 2008.

KRÜGEL, M.M. Registro documentado de *Chondrohierax uncinatus* (Temminck, 1822) (Falconiformes: Accipitridae) para o Rio Grande do Sul. **Ararajuba**, vol. 11, n. 1, 83-84, 2003.

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

MARCHIORI, J.N.C. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul: enfoque histórico e sistemas de classificação**. Edições EST, Porto Alegre, 2002.

MARCUZZO, S.; PAGEL, S.M.; CHIAPPETTI, M.I.S. A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. **Mab Unesco**, São Paulo, vol. 11, p. 5-60, 1998.

MARINI, M.A.; GARCIA, F.I. Conservação de Aves no Brasil. **Megadiversidade**, vol. 1, p. 95-102, 2005.

MENDONÇA-LIMA, A.; ZILIO, F.; JOENCK, C.M.; BARCILLOS, A. Novos Registros de *Spizaetus ornatus* (Accipitridae) no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, vol. 14, n. 3, p. 279-282, 2006.

MELLER, D.A.; BENCKE, G.A. First record of the Broad-winged Hawk *Buteo platypterus* in southern Brazil, with a compilation of published records for the country. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 20, n. 1, p. 75-80, 2012.

MELLER, D.A.; MARINHO, J.R.; SOARES, B.M. **Aves de Rapina do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2011. 73 f. Monografia (Especialização em Ciências Ambientais) – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Santo Ângelo, 2011.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização, sustentável e repartição de**

**benefícios da biodiversidade brasileira.** Secretaria de Biodiversidade e Florestas, MMA, Brasília, 2002.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, vol. 403, p. 853-858, 2000.

NEWTON, I. **Population Ecology of Raptors.** Buteo Books, Vermillion, 1979.

ODUM, E. **Ecologia.** Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 2012.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação.** E. Rodrigues, Londrina, 2001.

RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** MMA/SBF, Brasília, 2003.

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

RYLANDS, A.B.; BRANDON, K. Unidades de Conservação Brasileiras. **Megadiversidade**, vol. 1, p. 27-35, 2005.

SANDERSON, J.; ALGER, K.; FONSECA, G.A.B., GALINDO-LEAL, C., INCHAUSTY, V.H. & MORRISON, K. **Biodiversity conservation corridors: planning, implementing, and monitoring sustainable landscapes.** Conservation International, Washington, D.C., 2003.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, vol. 5, p. 18-32, 1991.

SEIPKE, S.H.; CABANNE, G.S. Rapaces observadas en un área selvática de San Pedro, Misiones, Argentina. **Ornitologia Neotropical**, vol. 13, p. 273-282, 2002.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira. 2 ed.** Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 1997.

SILVA, C.P.; MÄHLER JR., J.K.F.; MARCUZZO, S.B.; FERREIRA, S. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Turvo.** Secretaria Estadual do Meio Ambiente, Porto Alegre. 2005.

Disponível em: <[http://www.sema.rs.gov.br/upload/Plano\\_manejo\\_PETurvo.pdf](http://www.sema.rs.gov.br/upload/Plano_manejo_PETurvo.pdf)> Acesso em: 26 mar. 2014.

SOARES, E.S.; AMARAL, F.S.R.; CARVALHO FILHO, E.P.M.; GRANZINOLLI, M.A.; ALBUQUERQUE, J.L.B.; LISBOA, J.S.; AZEVEDO, M.A.G.; MORAES, W.; SANAIOTTI, T.; GUIMARÃES, I.G. **Plano de ação nacional para a conservação de aves de rapina**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, Série Espécies Ameaçadas, vol. 5, 2006.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, vol. 13, p. 1419-1425, 2004.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, vol.1, p. 132-138, 2005.

THIOLLAY, J.M. Raptor Community Structure of a Primary Rain forest in French Guiana and Effect of Human Hunting Pressure. **Raptor Research**, vol. 18, n. 4, p. 117-122, 1984.

THIOLLAY, J.M. Falconiformes of Tropical Rainforests: A review, p. 155-165, 1985. Em: NEWTON, I.; CHANCELLOR, R.D. (eds). **Conservation Studies on Raptors**. Norwich: ICBP/Paston Press, Technical Publication 5, 1985a.

THIOLLAY, J.M. Composition of Falconiformes Communities Along Successional Gradients from Primary Rainforest to Secondary Habitats, p. 181-190, 1985. Em: NEWTON, I.; CHANCELLOR, R.D. (eds). **Conservation Studies on Raptors**. Norwich: ICBP/Paston Press, Technical Publication 5, 1985b.

THIOLLAY, J.M. The Tropical Rainforest Raptors: State of Knowledge, World Situation and Conservation Strategy, p. 223-225, 1985. Em: NEWTON, I.; CHANCELLOR, R.D. (eds). **Conservation Studies on Raptors**. Norwich: ICBP/Paston Press, Technical Publication 5, 1985c.

THIOLLAY, J.M. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. **Conservation Biology**, vol. 3, p. 128-137, 1989.

WALTER, H. The mismeasure of islands: implications for biogeographical theory and the conservation of nature. **Journal of Biogeography**, vol. 31, p. 177-197, 2004.

WIENS, J.A. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on Bird conservation. **Ibis**, vol. 137, p. 97-104, 1994.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

## ARTIGO 1

# EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL SOBRE RAPINANTES DA MATA DO ALTO URUGUAI

Dante Andres Meller, Demétrio Luís Guadagnin

### Resumo

A perda das florestas tem causado grande impacto à biodiversidade do planeta. A Mata Atlântica é um dos exemplos mais críticos da perda de biodiversidade associada à destruição do hábitat e à sua consequente fragmentação. Como predadores de topo, as aves de rapina são afetadas pelo desmatamento, onde diversas espécies tendem a desaparecer com a perda e fragmentação dos habitats. Na região da Mata do Alto Uruguai, entre o Parque Estadual do Turvo (PET) e a Terra Indígena do Guarita (TIG), a paisagem foi drasticamente alterada, restando apenas fragmentos da cobertura original, os quais se encontram sob diferentes atributos e contextos. Nessa área nós amostramos a comunidade de rapinantes em 14 fragmentos, que a partir de imagens de satélite tiveram suas métricas calculadas. Analisamos os resultados e os mesmos apresentaram íntima relação entre a riqueza de rapinantes e a área do fragmento, com maior número de espécies em fragmentos grandes e menor em pequenos. O grau de isolamento dos fragmentos, suas formas e a cobertura florestal no entorno de cada um não apresentaram relação com o número de espécies. Nossos resultados destoam a aqueles encontrados em outros grupos faunísticos, onde, além do tamanho do fragmento, o grau de isolamento, a quantidade de hábitat e a forma também surtem efeito sobre a riqueza de espécies. Como rapinantes se deslocam com facilidade, o grau de isolamento e a conectividade devem perder relevância, já que ao se elevar a grandes altitudes rapinantes facilmente podem cruzar áreas de hábitat não adequado. Nesse contexto foram realizados registros significativos nos fragmentos, incluindo espécies vinculadas a florestas, como *Harpagus diodon*, *Leptodon cayanensis* e *Spizaetus melanoleucus*. Sugerimos, por fim, um novo desenho para o corredor que liga o PET à TIG, uma vez que um bloco único entre essas duas áreas pode ser mais eficiente na conservação da fauna local do que um corredor em forma de linha.

**Palavras-chaves:** Aves de rapina; biogeografia de ilhas; desmatamento; ecologia de paisagem; Mata Atlântica

### Abstract

The loss of forests has caused great impact on biodiversity. The Atlantic Rain Forest is one of the most critical examples of biodiversity loss associated with the destruction of habitat and its consequent fragmentation. As top predators, birds of prey are affected by deforestation, where lots of species tends to disappear with habitat loss and fragmentation. In the region of



Alto Uruguay forest, between Turvo State Park (“Parque Estadual do Turvo” - PET) and the Indigenous Land of Guarita (“Terra Indígena do Guarita” - TIG) the landscape was drastically altered, leaving only fragments of the original cover, which are under different attributes and contexts. In this area we collected data from the community of raptors in 14 fragments, which from satellite images have their metrics calculated. The results were analyzed and presented intimate relationship between the richness of birds of prey and the area of the fragment, with larger number of species in large fragments and fewer in small ones. The degree of isolation of fragments, their forms and the forest cover around each showed no relationship to the number of species. Our results are out of place to those found in other faunal groups, where, in addition to the size of the fragment, the degree of isolation, the amount of habitat and the form also produce effect on species richness. As raptors moves easily, the degree of isolation and connectivity must lose relevance, since as to soar at high altitudes raptors can easily cross areas of none suitable habitat. In this context, significant records were carried out in fragments, including species linked to forests, as *Harpagus diodon*, *Leptodon cayanensis* and *Spizaetus melanoleucus*. We suggested, at last, a new design for the corridor that connects the PET to the TIG, since a single block between those two areas can be more efficient in the conservation of the local fauna than a line-shaped corridor.

**Keywords:** Atlantic Rain Forest; birds of prey; deforestation; island biogeography; landscape ecology

## Introdução

O desenvolvimento da agricultura tem nos permitido explorar de tal forma os ambientes que algumas áreas preservam muito pouco da vegetação nativa, resultando em uma paisagem modificada, apenas com remanescentes da cobertura original (SAUNDERS et al., 1991; FARINA, 1998). Quando um hábitat é destruído, fragmentos geralmente são deixados para trás, frequentemente isolados uns dos outros por uma paisagem degradada (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). O processo de fragmentação produz efeitos diferentes conforme o tamanho de cada remanescente, sendo fragmentos grandes menos afetados na perda de espécies do que os pequenos (SAUNDERS et al., 1991; BANKS-LEITE et al., 2012). Fragmentos pequenos ou aqueles que possuem formas alongadas possuem uma grande área de borda que não é habitável para diversas espécies (FARINA, 1998; RIBEIRO et al., 2009). A distância entre os remanescentes e a falta de conectividade também afetam a riqueza de espécies, pois conforme o isolamento aumenta, diminuem-se os fluxos biológicos entre os fragmentos de hábitat (TAYLOR et al., 1993). A quantidade de hábitat é, por fim, outro fator que influencia a riqueza de espécies, particularmente aquelas sensíveis, que tendem a desaparecer com baixos níveis de cobertura nativa (MARTENSEN et al., 2012).

Aves de rapina ainda são pouco conhecidas ecologicamente, especialmente espécies que ocupam densas florestas neotropicais (ALBUQUERQUE, 1986; BIERREGAARD, 1998; SEIPKE; CABANNE, 2002). Algumas características ecológicas que dificultam o estudo com o grupo dos rapinantes incluem: 1) ocupação de áreas de vida relativamente grandes, sendo a maioria das espécies de hábitos territorialistas; 2) ocorrência em baixa densidade populacional, com baixas taxas de reprodução; 3) deslocamento rápido; 4) aversão à aproximação humana; e 5) capacidade de habitarem áreas de difícil acesso (BROWN; AMADON, 1968; NEWTON, 1979; THIOLLAY, 1989; DEL HOYO et al., 1994; SICK, 1997; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010). Sabe-se, no entanto, que são organismos bastante sensíveis a distúrbios antrópicos, sobretudo por muitas espécies ocuparem o topo das teias alimentares, o que faz do grupo uma referência em estratégias de conservação de qualquer área (NETWON, 1979; THIOLLAY, 1989; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001).

Uma das florestas tropicais que mais sofreu com a perda de hábitat é a Mata Atlântica, que possui agora pouco mais de 10 % de sua cobertura original, em grande parte composta por fragmentos pequenos, com menos de 50 ha (RIBEIRO et al., 2009). Tamanha perda de

hábitat fez com que diversas espécies da Mata Atlântica estejam agora em crítica ameaça de extinção, especialmente aquelas que são endêmicas (TABARELLI et al., 2003). Diversos rapinantes florestais têm desaparecido da Mata Atlântica, tendo como situação mais crítica espécies com grandes requerimentos ecológicos, como *Harpia harpyja* e *Morphnus guianensis*, que só não se encontram em situação de grava ameaça por ainda possuírem populações viáveis na Amazônia (SOARES et al., 2006). No Rio Grande do Sul (RS), além da vasta perda de florestas, o limite meridional de ocorrência da Mata Atlântica faz com que muitas espécies sejam naturalmente raras, o que as torna ainda mais susceptíveis ao desaparecimento (BENCKE et al., 2003). A conservação de rapinantes na Mata Atlântica depende de estratégias em escala geográfica pertinentes à área de vida que ocupam, representando um desafio para um bioma altamente impactado pela perda de hábitat e com intensa ocupação humana.

Tendo em vista que o desmatamento é a principal causa do declínio de populações de aves de rapina florestais, e que mesmo eventuais retiradas de madeira e atividades de caça são o suficiente para afetar a estrutura da comunidade (THIOLLAY, 1984; THIOLLAY, 1985b), podem ser reconhecidas três linhas nas estratégias de conservação aplicadas ao grupo, incluindo as que focam na conservação de grandes áreas, em áreas trampolins e em corredores (NEWTON, 1979; THIOLLAY, 1985b, THIOLLAY, 1989; ALBUQUERQUE et al., 2006). O presente estudo teve como objetivo investigar como as aves de rapina respondem à fragmentação da Mata do Alto Uruguai no RS, comparando a comunidade encontrada a aquela das áreas núcleos da região.

## **Material e Métodos**

### Área de estudo

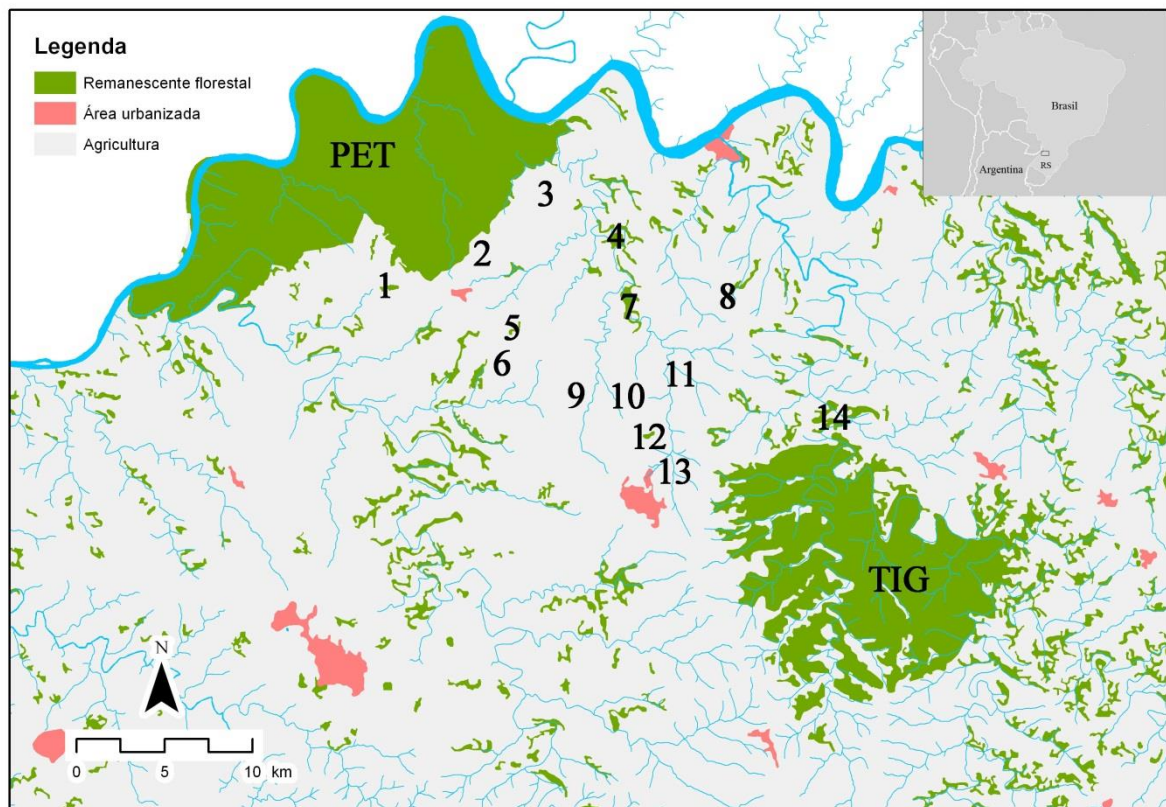
O estudo foi realizado no extremo noroeste do RS, onde estão inseridos o Parque Estadual do Turvo (PET) e a Terra Indígena do Guarita (TIG). Originalmente a região era coberta em grande parte por vegetação de Floresta Estacional Decidual, também conhecida por Mata do Alto Uruguai (VELOSO et al., 1991). Ao longo do processo de colonização essa região sofreu gradativamente a destruição de suas florestas, tanto para o estabelecimento de

lavouras, como para o aproveitamento de madeira, vindo a perda de hábitat se agravar com o incremento das monoculturas extensivas (ALBUQUERQUE, 1977). A instalação de usinas hidrelétricas também representa atualmente uma ameaça à perda de hábitat na região, alagando matas ciliares que servem de refúgio para muitas espécies da fauna (BENCKE et al., 2006). Poucos são os remanescentes florestais significativos nesta região, muitos deles encontram-se isolados, degradados ou pequenos demais para sustentar integralmente sua fauna original (ALBUQUERQUE, 1977; FONTANA et al., 2003; FIALHO; SETZ, 2007).

Por outro lado, nesta região situa-se a área mais importante para a conservação da fauna gaúcha ameaçada de extinção, o PET (GUADAGNIN; MENEGHETI, 1994; FONTANA et al., 2003; BENCKE et al., 2006). Esta área protegida representa o limite sul de um grande bloco florestal de cerca de 300.000 ha, que está conectado com outras áreas da província de Misiones (Argentina) até o Parque Nacional do Iguazu, Paraná, perfazendo um só bloco de mais de um milhão de hectares de florestas relativamente bem preservadas (ALBUQUERQUE, 1986; CHEBEZ, 1994; SILVA et al., 2005; BENCKE et al.; 2006). Já a TIG encontra-se ilhada em uma matriz fragmentada, predominantemente agrícola (FIALHO; SETZ, 2007). Da mesma forma, entre esses dois grandes remanescentes florestais de Mata do Alto Uruguai estão diversos fragmentos pequenos, isolados e impactados pela ocupação humana de uso da terra (ALBUQUERQUE, 1977; SILVA et al., 2005; FIALHO; SETZ, 2007). Mesmo o PET possuindo uma reconhecida importância no cenário ambiental do RS a região circundante ao parque tem ganhado muito pouco destaque em estratégias conservacionistas.

#### Delineamento amostral

As unidades selecionadas para amostra incluíram remanescentes florestais situados entre o PET e a TIG. A seleção teve por objetivo representar a diversidade de atributos presentes nos remanescentes da região. Catorze (14) unidades amostrais com diferentes atributos e em diferentes contextos de paisagem foram analisadas através de imagens de satélite e percorridas *in loco* (figura 2).



**Figura 2 – Localização das 14 unidades amostrais do estudo (ver anexos 3 a 16 para vegetação em escala mais detalhada de cada fragmento e do mosaico ao seu redor); PET (Parque Estadual do Turvo); TIG (Terra Indígena do Guarita).**

#### Método e esforço amostral

Através de uma busca ativa com enfoque no espaço aéreo de cada unidade amostral, utilizando-se dos métodos de *ponto fixo* e *transecções*, foram estimadas a riqueza específica, a composição e a frequência de ocorrência das aves das famílias Cathartidae, Accipitridae e Falconidae. A frequência de ocorrência deu-se pelo número de registros em cada unidade amostral, sendo cada espécie contabilizada no máximo uma vez por período amostral. As duas técnicas de observação empregadas no levantamento consistem em registrar por meio de contato visual e/ou auditivo os indivíduos a partir de um determinado local (*ponto fixo*) ou ao longo de um caminho (*transecções*), sendo recomendadas para ambientes florestais (THIOLLAY, 1985a; SEIPKE; CABANNE, 2002; GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010). As técnicas foram utilizadas conforme as possibilidades de acesso no entorno de cada fragmento.

As observações foram aplicadas dentro do período do meio da manhã ao começo da tarde, uma vez que o pico de atividade de grande parte dos rapinantes diurnos concentra-se nesses horários (THIOLLAY, 1985a; SEIPKE; CABANNE, 2002; GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010). As condições climáticas consideradas propícias para amostra excluíram dias chuvosos, com nevoeiro ou de vento forte, pois tais fatores impedem a visualização e a propagação do som, comprometendo a detecção das espécies (THIOLLAY, 1985a; GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010).

O esforço amostral teve variações em relação ao tamanho de cada fragmento, sendo que fragmentos pequenos tiveram um menor tempo de observação que fragmentos grandes. De tal modo evitou-se superestimações em fragmentos pequenos e subestimações em fragmentos grandes. Quanto à periodicidade, as amostragens foram estacionais, sendo que cada fragmento foi amostrado uma vez por estação, compreendendo quatro amostragens ao longo do período de pesquisa, estendendo-se de novembro de 2012 a novembro de 2013. Para visualização das espécies foram utilizados binóculos 10x42. A identificação das aves baseou-se nas características apresentadas em Ferguson-Lees e Christie (2005) e os nomes científicos e em português na lista do CBRO (2014).

#### Descrição da estrutura da paisagem

O perímetro de cada um dos 14 remanescentes amostrados foi delimitado em detalhe através de imagens orbitais pelo programa *Google Earth*, sendo posteriormente posto em escala e georreferenciado a partir do programa *AutoCAD 2012*, onde novamente foram delimitados os perímetros e calculadas as métricas de interesse (tabela 2). Os dados geraram mapas de cada unidade amostral e do mosaico num raio de 2 km ao redor do centroide do fragmento (anexos: 3-16).

Os atributos espaciais dos fragmentos e do mosaico foram medidos através dos seguintes descritores: 1) Tamanho – área do fragmento calculada em hectares; 2) Grau de isolamento – distância do PET, da TIG e da área fonte (PET ou TIG) mais próxima (adaptado de GUSTAFSON; PARKER, 1992); 3) Conectividade – cobertura florestal nativa em estado primário ou secundário avançado num raio de 2 km a partir do centroide do fragmento (adaptado de SAUNDERS, 1991; FARINA, 1998); 4) Perímetro e índice de borda – distância

do perímetro do fragmento em metros e índice gerado pelo perímetro dividido pela área (FARINA, 1998).

**Tabela 2. Atributos espaciais de 14 fragmentos florestais da Mata do Alto Uruguai, RS. As métricas de paisagem foram calculadas no programa AutoCAD 2012.**

	<i>Métrica</i>	<i>Média</i>	<i>Mín.</i>	<i>Máx.</i>	<i>Desvio-Padrão</i>
<i>Tamanho (ha)</i>	Area	22,24	2,31	73,59	22,25
<i>Distância PET (km)</i>	distPET	9,17	0,37	21,53	6,34
<i>Distância TIG (km)</i>	distTIG	10,82	0,63	22,91	6,4
<i>Grau de Isolamento*</i>	Dist	4,82	0,37	9,21	3,04
<i>Cobertura florestal (ha)**</i>	Cobflor	273,87	56,58	536,75	157,53
<i>Perímetro (m)</i>	Peri	3372,26	666,35	8678,24	2670,3
<i>Índice de borda***</i>	Forma	1,92	0,82	3,19	0,69

\* Área/distância da área fonte (TIG ou PET) mais próxima

\*\* Quantidade de floresta nativa em estágio primário ou secundário avançado num raio de 2 km a partir do centroide do fragmento

\*\*\* Perímetro/área – calculados em m/m<sup>2</sup>

## Análise de dados

Foram construídas curvas de acumulação de espécies através do método de rarefação com reescalonamento do eixo x para os 14 fragmentos deste estudo. Também foram incluídas na análise as riquezas de rapinantes encontradas na TIG (MELLER; GUADAGNIN, em prep.) e no PET (MELLER et al., 2011). Uma linha comparativa foi traçada no ponto em que o nível de abundância da maior comunidade se encontra com o nível da menor, da direita para a esquerda, a fim de comparar a riqueza de rapinantes encontrada nas três diferentes áreas (GOTELLI; COLWELL, 2001). As análises foram feitas através do programa *Ecosim 7.72* e o gráfico foi gerado pelo programa *Microsoft Excell 14.0*.

Para testar quais variáveis dos fragmentos influenciam na riqueza e frequência de ocorrência de rapinantes foram rodadas análises de GLM pelo modelo de Gaussian. Os dados foram logaritmizados e as análises feitas através do programa *R*.

## Resultados

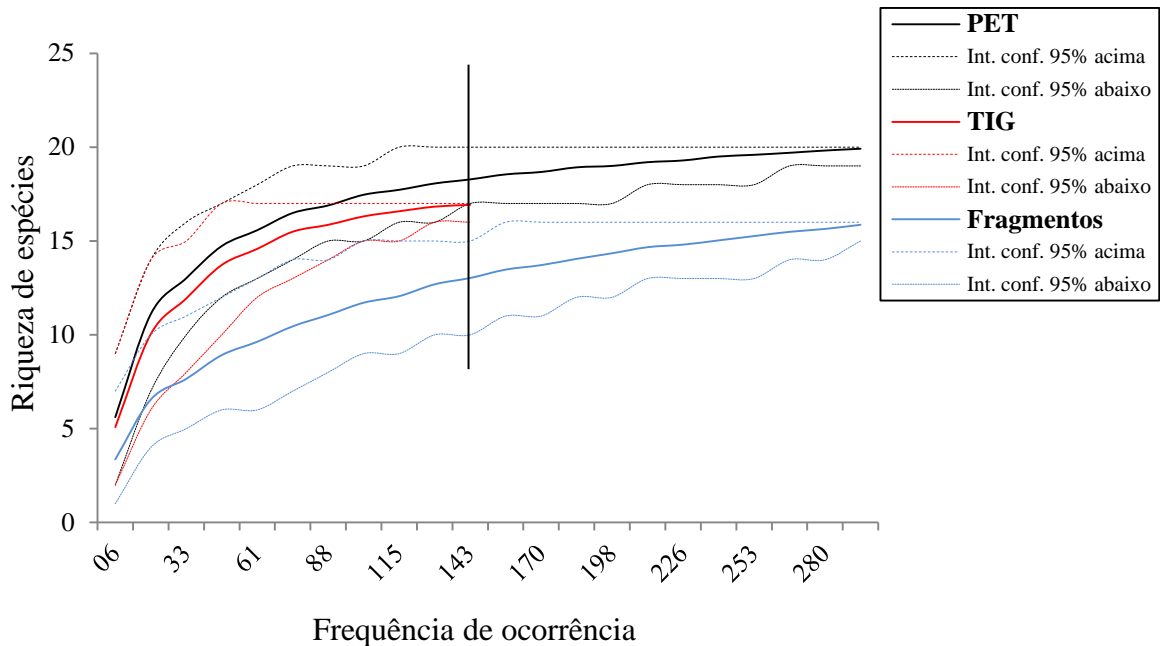
O esforço amostral do estudo totalizou em 3150 minutos. Dentre todos os fragmentos o que apresentou a menor riqueza foi o fragmento 8, com três espécies apenas, tendo também a menor frequência de ocorrência, com seis registros. Já o fragmento 14 apresentou a maior riqueza, representada por nove espécies e o fragmento 7 obteve o maior valor para a frequência de ocorrência, com 22 registros. A média de riqueza nos fragmentos ficou em 6,07 espécies, com desvio-padrão de 2,02 e a média de frequência de ocorrência ficou em 13,05, com desvio-padrão de 5,04. A riqueza e a frequência de ocorrência contabilizaram 16 espécies e 189 registros de rapinantes no somatório de todos os fragmentos (tabela 3).

**Tabela 3. Estrutura da comunidade de rapinantes em 14 fragmentos da Mata do Alto Uruguai, RS.**

	<i>Média</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>Desvio-padrão</i>	<i>Total</i>
<i>Riqueza de espécies</i>	6,07	3	9	2,02	16
<i>Frequência de ocorrência</i>	13,05	6	22	5,04	189

A curva de acumulação de espécies apresentou menor riqueza para o conjunto dos fragmentos do que para os grandes remanescentes florestais da região, representados pelo PET e a TIG. Analisando o ponto de comparação das três comunidades (linha vertical onde o nível de abundância da maior comunidade se encontra com nível da menor), podemos afirmar que os fragmentos possuem menor riqueza que as demais áreas, pois não há sobreposição dos intervalos de confiança, confirmando a diferença significativa existente (figura 3). Isso permite observar que certas espécies têm sua ocorrência limitada a grandes blocos florestais, não sendo os fragmentos utilizados por elas, indicando como o desmatamento afeta algumas espécies mais do que outras. Com relação à TIG e ao PET, uma vez que os intervalos de confiança se sobrepuseram no gráfico acima, podemos afirmar que não há diferença significativa entre a riqueza de espécies nessas áreas. Essa comparação, no entanto, é analisada de maneira mais aprofundada em Meller e Guadagnin (em prep.).





**Figura 3. Curvas de acumulação de espécies pelo método de rarefação com reescalonamento do eixo x de três áreas da Mata do Alto Uruguai: PET - Parque Estadual do Turvo (MELLER, et al. 2011); TIG - Terra Indígena do Guarita (MELLER; GUADAGNIN, em prep.); Fragmentos – 14 unidades deste estudo.**

*Cathartes aura*, *Coragyps atratus* e *Rupornis magnirostris* foram as espécies com maior frequência de registros, sendo encontradas em todos os fragmentos. As mais raras foram *Heterospizias meridionalis*, *Geranoaetus albicaudatus*, *Milvago chimango*, *M. chimachima* e *Micrastur ruficollis*, todas registradas em apenas um fragmento, sendo as três primeiras espécies características de áreas abertas (THIOLLAY, 1985b). Também foram registradas *Elanoides forficatus*, *Ictinia plumbea* e *Harpagus diodon*, que são espécies migratórias que ocorrem somente na primavera e verão (BELTON, 1994; MELLER et al., 2011); e *Accipiter striatus*, *Buteo brachyurus* e *Caracara plancus*. *Leptodon cayanensis* e *Spizaetus melanoleucus* representaram os únicos registros de espécies ameaçadas (anexo 2).

**Registros significativos.** *Leptodon cayanensis* (gavião-de-cabeça-cinza): Registrado quatro vezes; duas vezes (anexo 17 – fig. A e B) nas proximidades do PET, nos fragmentos 1 e 3; outra vez nas proximidades da TIG, no fragmento 14; e outra vez (anexo 17 – fig. C) relativamente distante do PET e da TIG, sobrevoando o fragmento 10, que é pequeno e situa-se isolado em uma paisagem predominantemente agrícola. *Harpagus diodon* (gavião-bombachinha): Registrado três vezes; duas ocasiões, nos fragmentos 7 e 11, em um mosaico com bastante cobertura florestal; e em outra ocasião um jovem (anexo 17 – fig. D) foi encontrado no fragmento 5 que é de médio tamanho, mas isolado em paisagem agrícola.

*Spizaetus melanoleucus* (gavião-pato): Registrado três vezes; em duas ocasiões no fragmento 3, que situa-se próximo ao PET; e em outra (anexo 17 – fig. E) no fragmento 11, relativamente distante da TIG e do PET, mas num mosaico com bastante cobertura florestal.

#### Relação entre estrutura da comunidade e atributos da paisagem

A análise da comunidade de rapinantes pelos atributos da paisagem de cada fragmento apresentou apenas o tamanho como um fator de significância, o qual é determinante de quantas espécies e em que frequência elas ocorrem nos remanescentes florestais da Mata do Alto Uruguai. Aspectos como isolamento, conectividade e estrutura não exerceram influência na ocorrência de rapinantes, sendo somente a área do fragmento importante (tabela 4).

**Tabela 4. Síntese das análises GLM através do modelo Gaussian entre a riqueza de espécies nos fragmentos pelas métricas logaritmizadas dos 14 fragmentos da Mata do Alto Uruguai, RS. Veja tabela 2 para acrônimos das métricas.**

<i>Modelos</i>	<i>Logarea</i>	<i>logdistPET</i>	<i>logdistTIG</i>	<i>logdist</i>	<i>Logcobflor</i>	<i>logperi</i>	<i>Logforma</i>
<i>1 (completo)</i>	0,605	0,845	0,83	0,664	0,749	0,603	0,604
<i>2</i>	0,567	-	-	0,17	0,706	0,565	0,566
<i>3</i>	0,821	0,505	-	-	0,975	0,818	0,819
<i>4</i>	0,996	-	0,865	-	0,879	0,998	0,998
<i>5</i>	0,409	-	-	0,216	-	0,779	-
<i>6</i>	0,513	0,476	-	-	-	0,696	-
<i>7</i>	0,441	-	0,859	-	-	0,866	-
<i>8</i>	0,004**	-	-	0,186	0,578	-	-
<i>9</i>	0,009**	0,558	-	-	0,997	-	-
<i>10</i>	0,012*	-	0,815	-	0,801	-	-
<i>11</i>	0,002**	-	-	0,198	-	-	-
<i>12</i>	0,004**	0,502	-	-	-	-	-
<i>13</i>	0,006**	-	0,803	-	-	-	-

Níveis de significância: 0,01\*\*; 0,05\*.

## Discussão

Este estudo demonstra que a riqueza de rapinantes é afetada pela fragmentação na Mata do Alto Uruguai, onde menos espécies ocupam os fragmentos do que os grandes blocos florestais. Esse padrão é também observado em diferentes fragmentos, onde o tamanho é a única causa de alterações na estrutura da comunidade, sendo a riqueza de espécies significativamente afetada pela perda de mata. Diversos estudos com outros grupos animais observam que variáveis como isolamento, cobertura florestal e forma exercem influência na riqueza de espécies, diferentemente dos nossos resultados com aves de rapina (TAYLOR et al., 1993; FARINA, 1998; RIBEIRO et al., 2009; MARTENSEN et al., 2012). Como rapinantes são organismos que possuem extrema facilidade de locomoção (BROWN; AMADON, 1968; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001) ambientes pouco adequados podem ser ultrapassados sem dificuldade, o que torna fatores como isolamento e conectividade menos necessários na busca por áreas habitáveis, não necessitando de corredores com hábitat favorável para se deslocar de um local a outro. A forma do fragmento pode igualmente apresentar pouca influência na riqueza de rapinantes pelo fato da matriz circundante normalmente não ser um ambiente estéril, podendo ser aproveitada de diferentes formas (WALTER, 2004). De fato, rapinantes ocupam áreas de borda, mesmo aquelas espécies genuinamente florestais, utilizando-as inclusive para caçar (BROWN; AMADON, 1968; THIOLLAY, 1985b; DEL HOYO et al., 1994; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001; MELLER et al., 2011).

É interessante notar que algumas espécies não florestais ocorrem nas áreas dos fragmentos, o que é comum em áreas altamente modificadas por desmatamentos, que, como resultado, criam uma vasta rede de ambientes abertos. A dinâmica da composição de rapinantes por gradientes de conservação é claramente revelada em estudos amazônicos feitos por Thiollay (1985b), onde uma substituição gradual de espécies é observada conforme a floresta é convertida em áreas abertas. Na selva paranaense argentina e paraguaia Zurita e Bellocq (2007) também observaram um padrão de substituição de rapinantes com a redução da cobertura florestal, onde cinco espécies só foram encontradas em uma paisagem com mais de 60% de floresta, enquanto outras sete estavam presentes em circunstâncias diversas e duas espécies de áreas abertas aumentaram sua ocorrência com a redução das matas. Na região da Mata do Alto Uruguai alguns trabalhos apontam essa dinâmica de conversão na composição

pela alteração da cobertura vegetal. O fato é, por exemplo, observado no plano de manejo do PET (SILVA et al., 2005), explicando a procedência de espécies não florestais no seu entorno – incluindo dois dos três rapinantes diurnos de áreas abertas registrados em nosso estudo (*Heterospizias meridionalis* e *Milvago chimango*). A outra espécie é *Geranoaetus albicaudatus*, já citada para a região por Mähler (1996).

Em estudo com rapinantes em área de selva extensa na província de Misiones (Argentina) Seipke e Cabanne (2002) não registraram espécies de áreas abertas, sendo a única observação de *Caracara plancus* considerada como um evento errático. Já Meller et al. (2011) em estudos com rapinantes no PET, apesar de registrarem *C. plancus* 3,6 vezes mais em áreas de borda, ainda assim tiveram um índice relativamente alto de contatos com a espécie em áreas de interior (0,16 contatos/hora). Por outro lado, espécies consideradas tipicamente florestais, tanto por Thiollay (1985b), como por Seipke e Cabanne (2002), foram curiosamente registradas nos fragmentos de nosso estudo. É o caso de *Harpagus diodon* e *Leptodon cayanensis*. Já *Spizaetus melanoleucus*, que é conhecido por preferir mosaicos entremeados por áreas abertas e florestas preservadas (THIOLLAY, 1985b; BENCKE et al., 2003), apesar de observado em fragmentos, deve ter sua ocorrência restringida a um certo raio dos grandes blocos florestais, visto que a ave nunca foi avistada em outros setores mais afastados da região.

Apesar do método utilizado no levantamento ser o mais recomendado para estudos com rapinantes diurnos (THIOLLAY, 1985a; GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010), ele não contempla espécies não planadoras, especialmente as que possuem hábitos crepusculares, podendo passar despercebidas pela técnica. É o caso dos falcões-florestais do gênero *Micrastur*, que neste estudo foram representadas por um único registro auditivo. Apesar disso, a grande maioria das espécies é observada através dos métodos de ponto fixo e transecções, como demonstram outros levantamentos (THIOLLAY, 1989; SEIPKE; CABANNE, 2002; MELLER et al., 2011). Além do mais, ao incluir um novo método para detecção de espécies diurnas que não possuem hábitos planadores – Strigiformes não representados aqui – os achados provavelmente não acrescentariam mudanças significativas nas análises, uma vez que seriam representados por poucas espécies, as quais não são muito abundantes na região (SEIPKE; CABANNE, 2002; MELLER et al., 2011).

## Implicâncias de manejo

Visto a importância que a área de estudo possui para a comunidade de rapinantes da Mata do Alto Uruguai, ações de conservação deveriam ser planejadas como mitigação aos impactos de perda de habitat levados a cabo na região. Como exemplo de degradação temos a construção e a previsão de diversas usinas hidrelétricas no rio Turvo e no rio Uruguai, e em especial os impactos projetados para o alagado do complexo Garabi-Panambi, incluindo uma parte do PET (BENCKE et al., 2006; DOMINGUEZ, 2012). Como medida mitigatória efetiva deveria ser posta em prática a implantação do corredor do rio Parizinho, ligando o PET à TIG (SILVA et al., 2005; FIALHO; SETZ, 2007). Três dos maiores fragmentos avaliados no nosso estudo situam-se às margens deste rio (fragmentos 4, 7 e 11). Essa região, em vista da declividade, preserva fragmentos relativamente grandes, e não por acaso estes foram os três maiores fragmentos avaliados no estudo. Comparados aos outros fragmentos, estes tiveram alta riqueza, com oito espécies de rapinantes, sendo superados apenas pelo fragmento 14. Além disso, em um dos fragmentos foi registrada a ocorrência de *Spizaetus melanoleucus*, ave de rapina de grande porte, ameaçada de extinção no RS, e que necessita de requerimentos ecológicos específicos para sua sobrevivência (BENCKE et al., 2003). Os altos valores de riqueza nos três fragmentos indicam o local como área estratégica para implantação do corredor do rio Parizinho.

É sugerido, no entanto, um novo modelo de área para este corredor, a fim de evitar que alguns mamíferos cinegéticos, como a anta, o cateto e o queixada dispersem do PET para a TIG. Tais espécies estiveram presentes no passado na área indígena, tendo sido dizimadas pela caça (FIALHO; SETZ, 2007). Um corredor contínuo, apesar de poder recolonizar a TIG com espécies localmente extintas, não é viável antes que esforços conservacionistas sejam aplicados no local, caso contrário o corredor provavelmente atuaria como um sumidouro para espécies procuradas para caça. Sabe-se, no entanto, que corredores ecológicos são importantes para trocas de fluxo gênico, especialmente entre populações isoladas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001), como ocorre com muitas espécies na TIG. O corredor, apesar de colocar algumas espécies em risco, beneficiaria muitas outras, em especial aquelas com pouca facilidade de dispersão, como certas espécies de aves, pequenos mamíferos, répteis e anfíbios. Uma alternativa para evitar a perda de espécies cinegéticas que dispersariam das áreas fontes para o corredor onde teriam risco de serem abatidas é a criação de uma área trampolim entre o PET e a TIG. Essa alternativa inibiria a saída de mamíferos de grande porte do PET nos

mesmos níveis em que ocorre atualmente, permitindo, porém, outras espécies dispersarem entre o PET e a TIG com mais facilidade. No contexto das aves de rapina, esse desenho de área está de acordo com os resultados encontrados em nosso estudo, onde um fragmento grande representaria a melhor alternativa para uma comunidade mais rica, independente da distância das áreas fontes. Além disso, os três maiores fragmentos do estudo (4, 7 e 11) encontram-se justamente nesse contexto, a no mínimo 5 km de distância tanto do PET, como da TIG, o que torna o desenho do corredor como área trampolim viável.

Por fim, cabe notar que estiveram ausentes nos fragmentos espécies que tiveram seus *status* de conservação reavaliados no RS. Caso que merece destaque é o de *Sarcoramphus papa*, que já foi considerada criticamente em perigo (BENCKE et al., 2003), mas que na atualização da lista é rerepresentada como quase ameaçada (FZB, 2013). Apesar da espécie não ser tão rara no PET (MELLER et al., 2011), e também ocorrer na TIG (MELLER; GUADAGNIN, em prep.), nosso estudo revela que *S. papa* não ocorre nos fragmentos da região, tendo sua ocorrência atualmente limitada ao PET e a TIG na Mata do Alto Uruguai. Apesar de não haverem registros históricos da espécie para afirmar que ocorresse mais amplamente na região antes do processo de desmatamento, vindo a sumir depois disso, sabe-se ao menos de um registro da década de 60 no município de São Paulo das Missões, onde uma ave foi abatida e uma foto como exibição foi feita (Meller em prep.). Atualmente a espécie talvez ainda ocorra na Terra Indígena de Nonoai/Rio da Várzea, onde há formação de Floresta Ombrófila Mista, dado o tamanho de sua área (BENCKE et al., 2003). O registro divulgado por Bernardi et al. (2008), em Frederico Westphalen, deve se tratar muito provavelmente de uma ave errática, que deveria estar dispersando entre os grandes blocos florestais da região, já que o município situa-se no meio daquelas três grandes áreas citadas acima (TEIXEIRA et al., 2009). Na Argentina, Olrog (1985) considerou haver uma população de apenas 10 a 15 pares de *S. papa*, o que posteriormente foi considerado muito baixo por Chebez (2009). De qualquer forma, sabe-se que o urubu-rei necessita de grandes territórios florestados desabitados para sobreviver e nidificar (BENCKE et al. 2003; CHEBEZ, 2009), que são cada vez mais escassos, ficando evidente que na região da Mata do Alto Uruguai a espécie sofre a ameaça de desaparecimento pelo desmatamento e perseguição humana. Assim como a outras espécies, a presença do urubu-rei parece depender fortemente da conexão com as extensas florestas de Misiones (Argentina).

## **Agradecimentos**

Gostaríamos de agradecer à família Elsenbach por todo apoio, tanto nas pesquisas de campo, como nos suportes de hospedagem. Andrei Saviczki ajudou em pesquisas de campo. Glayson Bencke, Marilise Krügel, Éverton, Eduardo Vélez e Sandra Hartz deram valiosas sugestões no delineamento da pesquisa. Bóris Sokolovicz contribuiu de forma importante nas análises de paisagem e Alice S. Campana elaborou o mapa da figura 2. Por fim, agradecemos a todos os moradores que permitiram nosso acesso aos diferentes fragmentos amostrados.

## Referências

- ALBUQUERQUE, E.P. Sobre o desaparecimento da fauna da região do Alto Uruguai e a importância do Parque Florestal Estadual do Turvo na sua preservação. **Roessléria**, Porto Alegre, Vol. 1, p. 143-149, 1977.
- ALBUQUERQUE, J.L.B. Conservation and Status of Raptors in Southern Brazil. **Birds of Prey Bull**, Vol. 3, p. 88-94, 1986.
- ALBUQUERQUE, J.L.B.; GHIZONI-JR., I.R.; SILVA, E.S. et al. Águia-cinzenta (*Harpyhaliaetus coronatus*) e o Gavião-real-falso (*Morphnus guianensis*) em Santa Catarina e Rio Grande do Sul: prioridades e desafios para sua conservação. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Vol. 14, p. 411-415, 2006.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Decisions on temporal sampling protocol influence the detection of ecological patterns. **Biotropica**, vol. 44, p. 378–385, 2012.
- BELTON, W. **Aves do Rio Grande do Sul, distribuição e biologia**. São Leopoldo: Unisinos. 584 p, 1994.
- BENCKE, G.A.; FONTANA, C.S.; DIAS, R.A.; MAURÍCIO, G.N.; MÄHLER, JR., J.K.F. Aves, p. 189-479. Em: FONTANA, C.S.; BENCKE, G.A.; REIS, R.E. (eds). **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. EDIPUCRS, Porto Alegre, 2003.
- BENCKE, G.A.; MAURÍCIO, G.N.; DEVELEY, P.F.; GOERCK, J.M. **Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica**. SAVEBrasil, São Paulo, 2006.
- BERNARDI, I.P.; TEIXEIRA, E.M; JACOMASSA, F.A.F. Registros Relevantes da Avifauna do Alto Uruguai, Rio Grande do Sul, Brasil. Porto Alegre: **Biociências**, Vol. 16, n. 2, p. 134-137, 2008.
- BIERREGAARD JR., R.O. Conservation status of birds of prey in the South American tropics. **Journal of Raptor Research**, vol. 32, p. 19-27, 1998.
- BROWN, L.; AMADON, D. **Eagles, Hawks and Falcons of the World**. Country Life Books, London, 1998.



COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (CBRO). **Listas das Aves do Brasil**. 11ª ed, 2014. Disponível em: < <http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm> >. Acesso em: 26 mar. 2014.

CHEBEZ, J.C. **Los que se van: Especies argentinas en peligro**. Albatros, Buenos Aires, 1994.

CHEBEZ, J.C. **Otros que se van. Fauna Argentina Amenazada**. Buenos Aires: Albatros, 2009.

DEL HOYO, J.; ELLIOT, A.; SARGATAL, J. **Handbook of the birds of the world. Volume 2. New World Vultures to Guineafowl**. Lynx Edicions, Barcelona, 1994.

FARINA, A. **Principles and Methods in Landscape Ecology**. Chapman and Hall, London, 1998.

FERGUSON-LEES, J.; CHRISTIE, D.A. **Raptors of the World**. Houghton Mifflin Company, New York, 2001.

FERGUSON-LEES, J.; CHRISTIE, D.A. **Raptors of the World: A field Guide**. Princetown University Press, New Jersey, 2005.

FIALHO, M.S.; SETZ, E.Z.F. **Riqueza e abundância da fauna de médio e grande porte em três modelos de áreas protegidas no sul do Brasil**. 2007. 118 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

FONTANA, C.S.; BENCKE, G.A.; REIS, R.E. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul**. Edipucrs, Porto Alegre, 2003.

FZB. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. **Consulta Publica: avaliação do estado de conservação de espécies – Fauna – RS – 2012/2013**. 2013. Disponível em: < [http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id\\_modulo=1&id\\_uf=23](http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id_modulo=1&id_uf=23)>. Acesso em: 24 fev. 2014

GOTELLI, N.J; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecol. Lett.** Vol. 4, n 4, p. 379-391, 2001.

GRANZINOLLI, M.A.M.; MOTTA-JUNIOR, J.C. Aves de rapina: levantamento, seleção de habitat e dieta, p. 169-188, 2010. Em: MATTER et al. (orgs). **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Technical Books, Rio de Janeiro, 2010.

GUADAGNIN, D.L.; MENEGHETI, J.O. **Zonificación del Parque Estadual do Turvo, RS, Brasil, y directivas para el plan de manejo.** 1994. 49 f. Dissertação (Mestrado em Manejo de Vida Silvestre) – Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, 1994.

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

MÄHLER JR., J.K.F. Contribuição ao conhecimento da Avifauna do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Biol. Leopold.**, vol. 18, p. 123-128, 1996.

MARTENSEN, A.C; RIBEIRO, M.C.; BANKS-LEITE, C.; et al. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation biology**, vol. 26, n 6, p. 1100-1111, 2012.

MELLER, D.A.; MARINHO, J.R.; SOARES, B.M. **Aves de Rapina do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil.** 2011. 73 f. Monografia (Especialização em Ciências Ambientais) – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Santo Ângelo, 2011.

MELLER; D.A.; GUADAGNIN, D.L. Aves de rapina da Terra Indígena do Guarita. Em prep.

NEWTON, I. **Population Ecology of Raptors.** Buteo Books, Vermillion, 1979.

OLROG, C.C. Status of Wet Forest Raptors in Northern Argentina, 191-197. Em: I. Newton e R.D. Chancellor (eds). **Conservation Studies on Raptors.** Norwich: ICBP/Paston Press, Technical Publication 5, 1985.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação.** E. Rodrigues, Londrina, 2001.

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

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, vol. 5, p. 18-32, 1991.

SEIPKE, S.H.; CABANNE, G.S. Rapaces observadas en un área selvática de San Pedro, Misiones, Argentina. **Ornitología Neotropical**, vol. 13, p. 273-282, 2002.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. 2 ed. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 1997.

SILVA, C.P.; MÄHLER JR., J.K.F.; MARCUZZO, S.B.; FERREIRA, S. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Turvo**. Secretaria Estadual do Meio Ambiente, Porto Alegre. 2005. Disponível em: <[http://www.sema.rs.gov.br/upload/Plano\\_manejo\\_PETurvo.pdf](http://www.sema.rs.gov.br/upload/Plano_manejo_PETurvo.pdf)> Acesso em: 26 mar. 2014.

SOARES, E.S.; AMARAL, F.S.R.; CARVALHO FILHO, E.P.M.; GRANZINOLLI, M.A.; ALBUQUERQUE, J.L.B.; LISBOA, J.S.; AZEVEDO, M.A.G.; MORAES, W.; SANAIOTTI, T.; GUIMARÃES, I.G. **Plano de ação nacional para a conservação de aves de rapina**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, Série Espécies Ameaçadas, vol. 5, 2006.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; COSTA, C.M.R. The Atlantic Forest of Brazil: endangered species and conservation planning. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook*, p. 86-94. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, D.C, 2003.

TAYLOR, P.D; FAHRIG, L.; HEINEN, K.; MERRIAM, H.G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, vol. 68, n. 3, p. 571-573, 1993.

TEIXEIRA, E.M.; BERBARDI, I.P.; JACOMASSA, F.A.F. Avifauna de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas**, vol. 22, n. 4, p. 117-124, 2009.

THIOLLAY, J.M. Raptor Community Structure of a Primary Rain forest in French Guiana and Effect of Human Hunting Pressure. **Raptor Research**, vol. 18, n. 4, p. 117-122, 1984.

THIOLLAY, J.M. Falconiformes of Tropical Rainforests: A review, p. 155-165, 1985. Em: NEWTON, I.; CHANCELLOR, R.D. (eds). **Conservation Studies on Raptors**. Norwich: ICBP/Paston Press, Technical Publication 5, 1985a.

THIOLLAY, J.M. Composition of Falconiformes Communities Along Successional Gradients from Primary Rainforest to Secondary Habitats, p. 181-190, 1985. Em: NEWTON, I.; CHANCELLOR, R.D. (eds). **Conservation Studies on Raptors**. Norwich: ICBP/Paston Press, Technical Publication 5, 1985b.

THIOLLAY, J.M. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. **Conservation Biology**, vol. 3, p. 128-137, 1989.

WALTER, H. The mismeasure of islands: implications for biogeographical theory and the conservation of nature. **Journal of Biogeography**, vol. 31, p. 177-197, 2004.

WIENS, J.A. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on Bird conservation. **Ibis**, vol. 137, p. 97-104, 1994.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

ZURITA, G.A.; BELLOCQ, M.I. Pérdida y fragmentación de la Selva Paranaense: efectos sobre las aves rapaces diurnas. **Hornero**, vol, 22, n. 02, p. 141-147, 2007.

## ARTIGO 2

# AVES DE RAPINA DA TERRA INDÍGENA DO GUARITA

Dante Andres Meller, Demétrio Luis Guadagnin

### Resumo

O Rio Grande do Sul é um dos estados brasileiros que apresenta situação mais crítica em relação à perda de florestas, acarretando, juntamente, grande perda de biodiversidade. Por ser o limite meridional de ocorrência de muitos rapinantes florestais, a situação é agravada, fato é que muitos se encontram ameaçados de extinção a nível regional. Algumas áreas, no entanto, permanecem ainda pouco conhecidas no que diz respeito à comunidade de aves de rapina. É o caso da Terra Indígena do Guarita (TIG), situada no noroeste do estado. Nós selecionamos sete locais na porção norte da TIG, onde amostramos os rapinantes diurnos através do método do ponto fixo. Realizamos registros inéditos de espécies ameaçadas de extinção a nível regional, que incluíram *Sarcoramphus papa*, *Leptodon cayanensis* e *Spizaetus melanoleucus*. Outra espécie de interesse conservacionista teve sua presença confirmada na área: *Chondrohierax uncinatus*. Os resultados foram comparados aos encontrados em semelhante metodologia aplicada no Parque Estadual do Turvo (PET) e apresentaram pouca diferença na estrutura das duas comunidades de rapinantes. Isso demonstra o quão importante as florestas da TIG são para a conservação de rapinantes na região da Mata do Alto Uruguai, podendo formar com o PET e as florestas de Misiones (Argentina) uma estrutura de metapopulações. Dentre as principais ameaças às aves de rapina da TIG estão o desmatamento para implantação de agricultura, a retirada de árvores de grande porte (extração madeireira), o abatimento de rapinantes e a caça de suas presas.

**Palavras-chaves:** Áreas protegidas; conservação; Mata do Alto Uruguai; rapinantes; reservas indígenas

### Abstract

Rio Grande do Sul state is one of the Brazilian states with most critical situation regarding the loss of forests, leading along, great loss of biodiversity. Because it is the southern boundary of the occurrence of many forest raptors, the situation becomes even more critical, so that many species are threatened of extinction at regional level. Some areas, however, still remains poorly studied in respect to birds of prey community. This is the case of the Indigenous Land of Guarita ("Terra Indígena do Guarita" - TIG), located in the northwest region of the state. We selected seven sites in the northern portion of TIG and sampled diurnal raptors through the fixed point method. We performed inedited records of endangered species at regional level, which involved *Sarcoramphus papa*, *Leptodon cayanensis* and *Spizaetus melanoleucus*. Another species of conservation concern had its presence confirmed in the area: *Chondrohierax uncinatus*. The results were compared to those found in similar methodology

applied in Turvo State Park (“Parque Estadual do Turvo” - PET) and showed little difference in the structure of the two communities of raptors. This demonstrates how important the forests of TIG are for the conservation of raptors in the region of Alto Uruguay Forest. Among the main threats to the birds of prey of TIG are the deforestation for agriculture, the removal of large trees (logging), the shooting of raptors and the hunting of their prey.

**Keywords:** Alto Uruguay Forest; conservation; Indigenous Reserves; protected areas; raptors

## Introdução

A Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais destacados no planeta, tanto pela riqueza de espécies que possui, como pelo grau de ameaça em que se encontra, o que faz do bioma um dos 25 *hotspots* mundiais (TABARELLI et al., 2005; CONSERVATION INTERNATIONAL, 2014). A perda das florestas foi tão intensa que atualmente restam pouco mais de 10% de sua cobertura original, que se estendia ininterruptamente desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul (RS), adentrando ainda a porção leste do Paraguai e nordeste da Argentina (Misiones) (RIBEIRO et al., 2009). Associada à perda de hábitat houve também grande perda de biodiversidade, fazendo com que cerca de 530 espécies sejam classificadas como ameaçadas de extinção no bioma (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). No RS o caso pode ser mais crítico, pois a extinção ou o acentuado declínio populacional de diversas espécies da fauna silvestre foram consequências da destruição de mais de 95% de suas florestas originais (FONTANA et al., 2003). Interessante é que apesar desses níveis elevados de perda de hábitat, a Mata Atlântica ainda abriga a maior parte de sua biodiversidade original (MYERS et al., 2000). No RS, por exemplo, ainda hoje são registradas pela primeira vez no estado espécies nos domínios da Mata Atlântica, enquanto outras já tidas como extintas são redescobertas (BENCKE et al., 2010; FZB, 2013).

Aves de rapina são seres bastante sensíveis à perda de hábitat. Por necessitarem de grandes áreas de vida muitas espécies são vulneráveis à fragmentação, ocasionando seu desaparecimento quando não mais existem grandes blocos contínuos de hábitat (THIOLLAY, 1985). Em função disso a conservação de rapinantes depende de estratégias que preservem áreas de grande tamanho, onde a comunidade possa estabelecer populações viáveis para cada espécie (THIOLLAY, 1989). Essa realidade é muito rara na Mata Atlântica, estando as populações de várias espécies brasileiras asseguradas em função das vastas florestas da Amazônia (SOARES et al, 2006). Rapinantes são sensíveis a perturbações antrópicas, e mesmo que não haja perda de hábitat – a principal causa de seu desaparecimento – a caça de suas presas e o abate de alguns indivíduos podem também afetar negativamente suas populações (THIOLLAY, 1989). A conservação do grupo depende de estratégias em escalas geográficas pertinentes à área de vida que ocupam.

No RS poucas são as áreas capazes de abrigar as espécies florestais com maiores necessidades ecológicas, estando grande parte de suas populações reduzidas e desconectadas, enquadradas em algum grau de ameaça de extinção e dependentes de áreas contínuas ao

território gaúcho para sua permanência a longo prazo no estado (ALBUQUERQUE, 1986; BENCKE et al., 2003; FZB, 2013). O extenso desmatamento, levado a cabo pelos imigrantes, foi o que levou muitas espécies rapinantes a esta situação crítica. Algumas regiões, como a noroeste, sofreram desmatamentos intensivos, primeiro para o aproveitamento madeireiro, seguido da pecuária, da agricultura e, mais recentemente, para a instalação de usinas hidrelétricas (ALBUQUERQUE, 1977; FONTANA, 2003; FZB, 2013). Devido a isto, poucas áreas florestais significativas foram preservadas. Depois do Parque Estadual do Turvo (PET), a Terra Indígena do Guarita (TIG) é a mais significativa delas em termos de extensão. Essas duas áreas estão localizadas relativamente próximas. O PET é o parque mais antigo do RS, tendo sua fauna e flora relativamente bem conhecidas (SILVA et al., 2005). Já a TIG, apesar de representar a primeira área indígena do estado, tem sua fauna e flora ainda pouco estudadas, sendo grande parte do conhecimento adquirido através de visitas rápidas ou de relatos indígenas de moradores do local (BENCKE et al., 2003; FIALHO; SETZ, 2007).

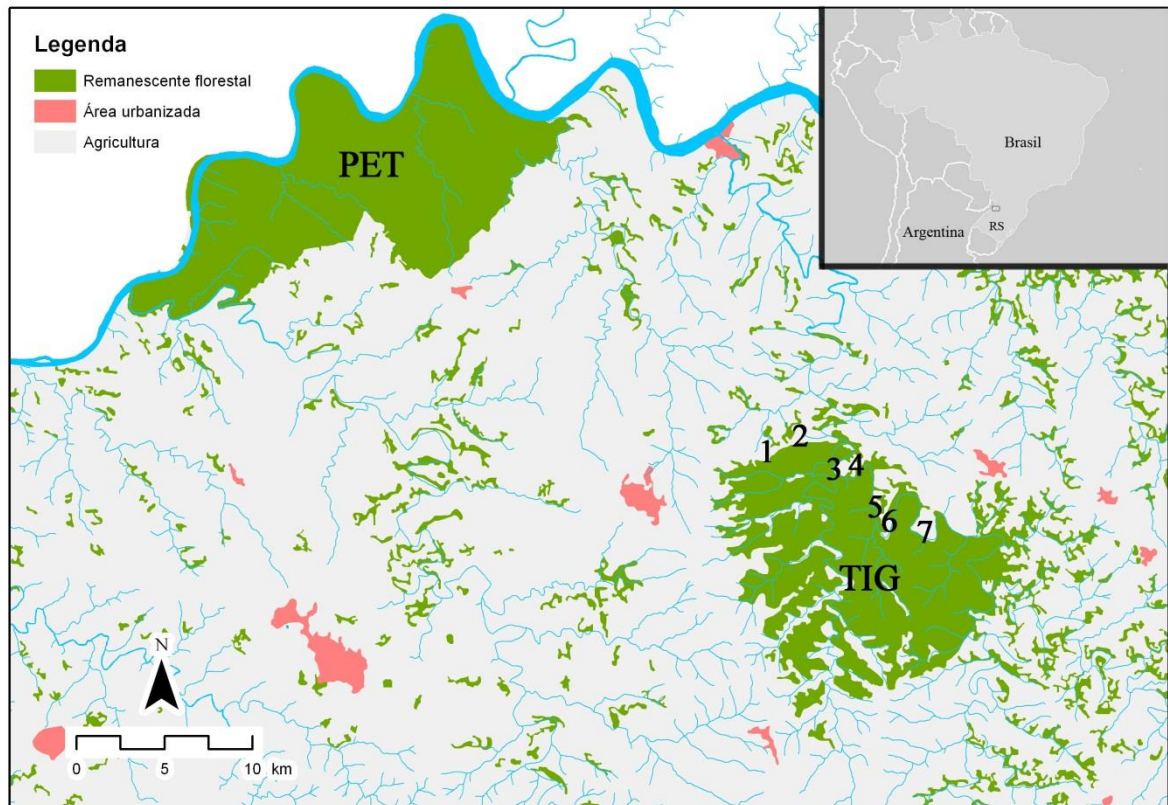
Alguns grupos em particular merecem atenção em relação à sua diversidade na TIG. É o caso das aves de rapina, que nunca foram estudadas no local (BENCKE et al., 2003), e nem tão pouco são citadas nos relatos indígenas (FIALHO; SETZ, 2007). Portanto, achou-se oportuno levantar a riqueza e a composição da comunidade de rapinantes diurnos, comparando os dados encontrados com aqueles do PET e, com base nisto, avaliar o estado de preservação que a TIG possui em relação a aquelas aves.

## **Material e métodos**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado na Terra Indígena do Guarita (TIG) localizada no extremo noroeste do Rio Grande do Sul, distante apenas 18 km do Parque Estadual do Turvo (PET) (figura 4). A TIG possui área de 23.406 hectares, sendo aproximadamente 55% com cobertura florestal. Outras coberturas de solo presentes na área incluem: cultivo de agricultura (1%), cultivo de campos (25,3%), capoeiras (8,5%) e outros, incluindo solo exposto e corpos d'água (8,5%) (FIALHO; SETZ, 2007).





**Figura 4 – Localização do Parque Estadual do Turvo (PET) e da Terra Indígena do Guarita (TIG), com os sete pontos amostrados neste estudo. Ponto 1 (27°21'09"S; 53°41'49"W); ponto 2 (27°20'37"S; 53°40'29"W); ponto 3 (27°21'21"S; 53°38'49"W); ponto 4 (27°21'33"S; 53°38'16"W); ponto 5 (27°22'55"S; 53°37'17"W); ponto 6 (27°23'02"S; 53°37'07"W); ponto 7 (27°23'20"S; 53°35'49"W).**

## Métodos

Foram selecionados sete pontos na porção norte da TIG, próximo ao rio Guarita, onde estão os trechos mais preservados de suas florestas (FIALHO; SETZ, 2007) (figura 4). Os pontos foram selecionados com base na ampla visão que proporcionam ao interior da área, permitindo a detecção de rapinantes através do método de ponto fixo. Esse método consiste em registrar por meio de contato visual e/ou auditivo os indivíduos a partir de um determinado ponto, sendo fortemente recomendado para ambientes florestais (THIOLLAY, 1985; SEIPKE; CABANNE, 2002; GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010). Através desse método foram estimadas a riqueza específica, a composição e a frequência de

ocorrência - representada pelo número de amostras em que cada espécie foi observada - das aves das famílias Cathartidae, Accipitridae e Falconidae.

Levando em conta que o pico de atividade de grande parte dos rapinantes diurnos concentra-se no período da manhã até o começo da tarde (THIOLLAY, 1985; SEIPKE; CABANNE, 2002; GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010), as observações foram aplicadas dentro desse período. Outro fator considerado foram as condições climáticas, sendo que dias chuvosos, com nevoeiro ou de vento forte foram evitados, pois impedem a visualização e a propagação do som, comprometendo a detecção das espécies (THIOLLAY, 1985; GRANZINOLLI; MOTTA-JUNIOR, 2010). As observações foram sazonais, com um esforço amostral de 2 horas por estação em cada ponto fixo, estendendo-se de novembro de 2012 a novembro de 2013. Para visualização das espécies foram utilizados binóculos 10x42. A identificação dos táxons baseou-se nas características apresentadas em Ferguson-Lees e Christie (2005) e os nomes científicos e os em português na lista do CBRO (2014).

#### Análise de dados

Para analisar a suficiência do esforço amostral foi construída uma curva de acumulação de espécies através do programa *Estimates 8.2*, com o uso de estimadores de riqueza não paramétricos. Após obter os gráficos com todos os estimadores, foram escolhidos aqueles de melhor desempenho, levando em consideração os seguintes critérios: 1) foram excluídos os estimadores que estavam abaixo da riqueza observada (Sobs); 2) foram excluídos os que iniciaram acima do Sobs; 3) foram excluídos os estimadores com maior instabilidade na curva; e 4) foram excluídos os que mantinham dependência com a curva do Sobs. Além disso, foi levado em consideração que um bom estimador independe do tamanho da amostra, atingindo a estabilização com um menor tamanho amostral, e que apresenta menor desvio padrão no final da curva.

Através de um gráfico de *boxplot* rodado pelo programa *Past 2.15* foram comparadas a riqueza e a frequência de ocorrência da TIG com aquelas encontradas no PET por Meller et al. (2011).

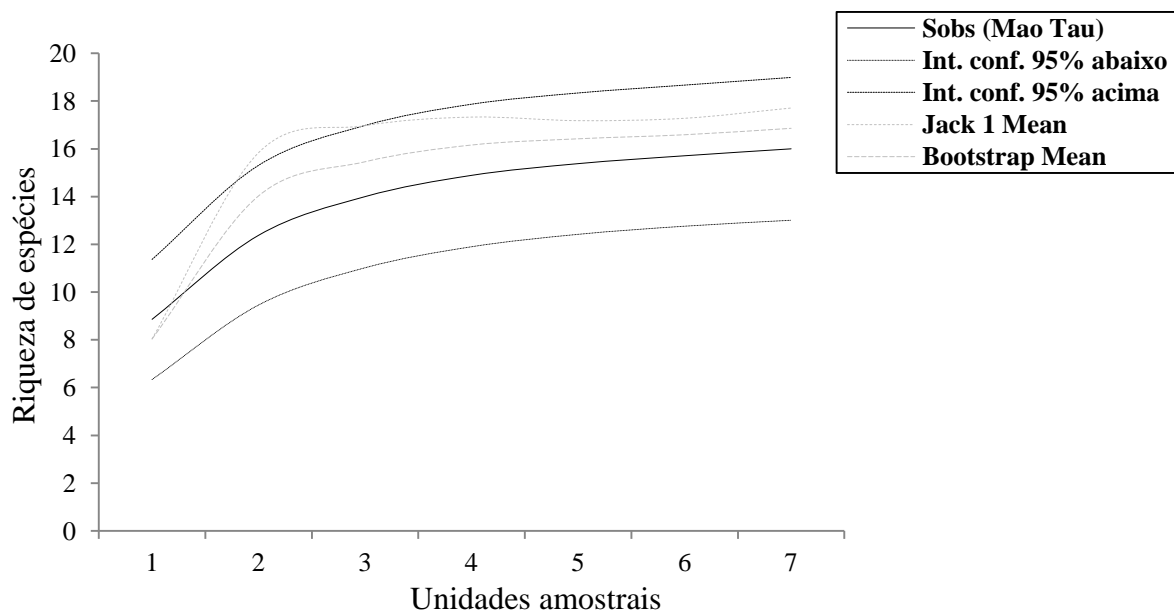
## Resultados

O esforço amostral do estudo totalizou em 3360 minutos de observações de campo, resultando em uma riqueza de 17 espécies de aves de rapina pertencentes às famílias Cathartidae, Accipitridae e Falconidae (tabela 5).

**Tabela 5. Estrutura da comunidade de rapinantes em sete pontos amostrais na Terra Indígena do Guarita (TIG), RS.**

	<i>Média</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>Desvio-padrão</i>	<i>Total</i>
<i>Riqueza de espécies</i>	10,29	7	14	2,14	17
<i>Frequência de ocorrência</i>	20,43	18	25	2,88	143

Com base na riqueza observada (Sobs) e nos estimadores de melhor desempenho (Jack 1 e Bootstrap) pôde-se notar que houve uma estabilização na curva, estando a riqueza dos estimadores dentro dos intervalos de confiança da riqueza observada (figura 5).



**Figura 5. Gráfico com curva observada (Sobs), intervalos de confiança e estimadores de riqueza de melhor desempenho (Jack 1 e Bootstrap) para os rapinantes da Terra Indígena do Guarita.**

As espécies com maior número de registros no estudo foram *Cathartes aura* e *Coragyps atratus*, seguidas de *Rupornis magnirostris*; enquanto a com menos registros foi *Elanus leucurus*, seguida de *Chondrohierax uncinatus*, *Leptodon cayanensis* e *Geranoaetus albicaudatus* (anexo 18). Três espécies registradas estão em categorias de ameaça de extinção a nível regional e uma lista como insuficientemente conhecida (BENCKE et al., 2003). Espécies ameaçadas foram registradas em 10 oportunidades, sendo nove locais distintos na relação espécie-ponto. A seguir são descritos aqueles que considerados significativos de espécies raras ou ameaçadas de extinção a nível regional.

*Sarcoramphus papa* (urubu-rei). Registrada três vezes: no dia 5/11/12 um indivíduo foi avistado no ponto 1 sobrevoando a área da TIG junto a alguns *Cathartes aura* e *Coragyps atratus* em uma termal; dois indivíduos foram avistados sobrevoando alto o entorno da TIG no dia 26/02/13 no ponto 3; outros dois indivíduos foram avistados sobrevoando a área no ponto 2 no dia 30/09/13, onde um foi fotografado (figura 6). *Leptodon cayanensis* (gavião-de-cabeça-cinza). Registrada três vezes: no dia 09/11/13 um jovem foi avistado em sobrevoo no ponto 2; nesse mesmo local no dia 30/09/13 outro indivíduo foi avistado; e no dia 31/08/13 um exemplar adulto foi ouvido emitindo seu chamado enquanto se elevava em uma termal juntos a alguns *C. atratus* no ponto 1. Nesta ocasião a ave foi observada realizando exhibições do tipo *butterfly display* (CABANNE, 2005). *Chondrohierax uncinatus* (caracoleiro). Registrada duas vezes: no dia 09/11/12 duas aves sobrevoavam um local próximo ao rio Guarita no ponto 7; no dia 09/11/13 novamente um indivíduo foi avistado neste local. Adicionalmente um registro ocasional é relatado aqui, quando no período do estudo um indivíduo jovem foi fotografado (figura 7) sobrevoando um fragmento próximo ao rio Turvo (27°23'45"S, 53°53'38"W) no município de Três Passos. *Harpagus diodon* (gavião-bombachinha). Registrada seis vezes: nos dias 4/11/12 e 30/09/13 avistada no ponto 2; nos dias 7/11/12 e 09/11/13 a espécie foi avistada no ponto 4; no dia 09/11/12 avistada no ponto 6; no dia 09/11/12 dois indivíduos foram avistados no ponto 5; e no dia 09/11/13 três foram vistos nesse ponto, quando um foi fotografado (figura 8). *Spizaetus melanoleucus* (gavião-pato). Registrada cinco vezes: no dia 9/11/13 avistado no ponto 3; no dia 09/11 dois indivíduos (macho e fêmea pelas proporções de tamanho) realizavam voos com exhibições de acasalamento, incluindo manobras aéreas com preensão de garras no ponto 7; no dia 29/05/13 dois foram vistos no ponto 4; no dia 25/03/13 um indivíduo foi visto no ponto 6; e no dia 02/06/13 duas aves foram novamente vistas neste ponto, sendo uma fotografada (figura 9). *Micrastur ruficollis* (falcão-caburé). Registrada quatro vezes: no dia 6/11/13 ouvido no ponto 3; no dia 09/11/13 ouvido no ponto 5 e no ponto 2; e no dia 31/08/13 ouvido no ponto 1.



**Figuras 6-9 (Fotos: Dante Meller): 6. *Sarcoramphus papa*; 7. *Chondrohierax uncinatus*; 8. *Harpagus diodon*; 9. *Spizaetus melanoleucus*.**

## Discussão

Esse é o primeiro estudo com a comunidade de aves de rapina da TIG, e os achados demonstram claramente a importância que a área possui na conservação do grupo na Mata do Alto Uruguai. Comparando os resultados encontrados em nosso estudo com aqueles de Meller et al. (2011) em observações no PET através de semelhante metodologia, pode-se observar uma forte semelhança de estrutura entre a comunidade de rapinantes das duas áreas (tabela 6).

**Tabela 6. Estrutura da comunidade de rapinantes amostrados em sete pontos na Terra Indígena do Guarita (TIG) e em 14 pontos no Parque Estadual do Turvo (PET\*), RS.**

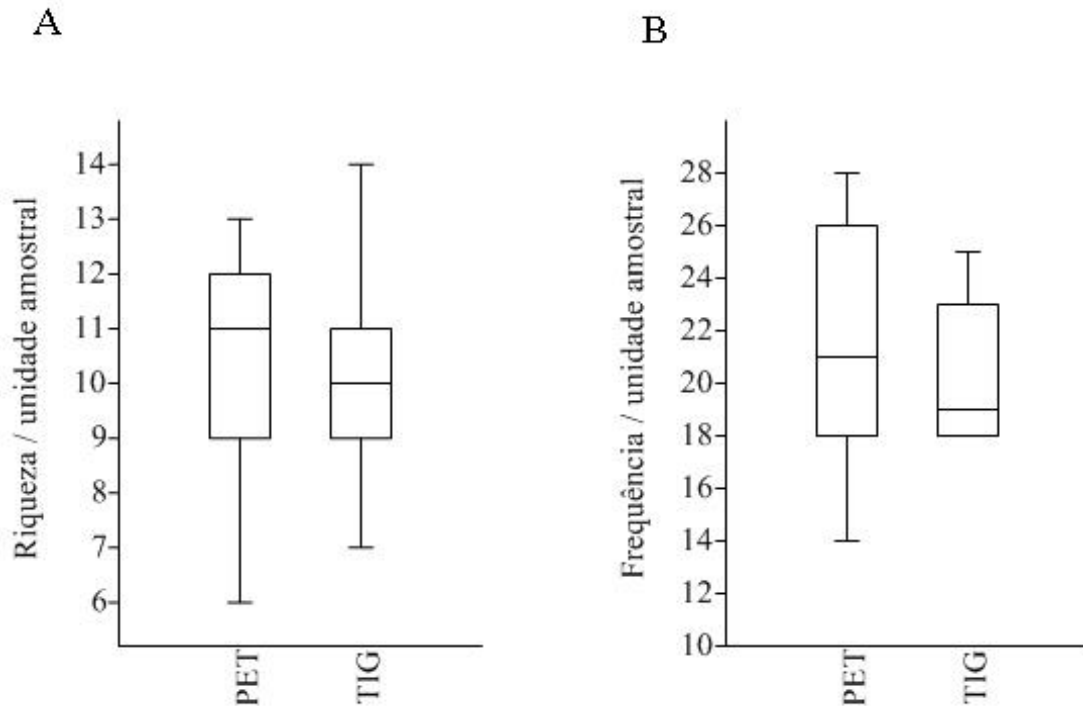
	<i>N</i>	<i>Média riq.</i>	<i>Desv-pad riq.</i>	<i>Média freq.</i>	<i>Desv-pad freq.</i>
<i>TIG</i>	7	10.29	2.14	20.43	2.88
<i>PET*</i>	14	10.36	2.1	21.21	4.41

\* Fonte: Meller et al. (2011).

A semelhança em termos de localização, tipo de vegetação e tamanho de área entre o PET e a TIG sugere estruturas de fauna parecidas, no entanto, devido ao PET não sofrer extração madeireira, ter menor incidência de caça e ter conexão com as florestas de Misiones (Argentina) é esperado que possua um estado mais avançado de conservação. Apesar disto, a comunidade de rapinantes das duas áreas não apresentou diferenças significativas em nosso estudo, demonstrando que até certo nível as suas comunidades são comparáveis (figura 10).

Uma explicação para a TIG ter composição de rapinantes comparável ao PET é a proximidade que possui com este. Assim, a ocorrência de certas espécies em sua área pode estar ligada a uma estrutura de metapopulações, que incluiria, além da própria TIG, o PET e o maciço de Misiones (Argentina). O estilo de vida das aves de rapina permite que se desloquem com muita facilidade pela paisagem (NEWTON, 1979), permitindo a presença de várias espécies que não manteriam populações viáveis a longo prazo unicamente em função da área da TIG. É possivelmente o caso de *Spizaetus melanoleucus* e *Sarcoramphus papa*. Em contrapartida, apesar de Fialho e Setz (2007) demonstrarem haver semelhanças em relação à fauna cinegética da TIG e do PET, eles apontam diferenças especialmente em relação à mastofauna, que possui sete eventos de extinção na primeira, enquanto apenas um no

segundo. Segundo estes autores, apenas *Aburria jacutinga*, dentre as aves procuradas para a caça, parece não estar mais presente na TIG.



**Figura 10.** Gráfico *box plot* apresentando riqueza (A) e frequência de ocorrência (B) das espécies rapinantes registradas na Terra Indígena do Guarita (TIG) e no Parque Estadual do Turvo (PET).

*Sarcoramphus papa* e *Spizaetus melanoleucus* são citados pela primeira vez para a TIG. Outros registros locais conhecidos são provenientes do PET, para ambas espécies, Frederico Westphalen, para a primeira, e Iraí, para a segunda (BERNARDI et al., 2008; SANTOS; PETRY, 2010; MELLER et al., 2011). Merecem destaque, também, os registros de *Leptodon cayanensis* e *Chondrohierax uncinatus*. Ambas espécies possuem registros no PET (MELLER et al., 2011) e a primeira já havia sido avistada na TIG, em 23 de setembro de 2012, por um dos autores (DAM) junto a um grupo de observadores de aves, tendo fotos divulgadas no site [www.wikiaves.com](http://www.wikiaves.com) (ver arquivos 755079, 757462 e 804000). *Chondrohierax uncinatus* constava de um registro duvidoso na TIG (BENCKE, 2001), tendo agora então sido confirmada sua ocorrência na área.

Dado os diferentes esforços empregados, não se sabe ao certo se a comunidade de rapinantes da TIG é tão diversa quanto a do PET, que possui registros de muitas outras aves, chegando ao número de pelo menos 46 espécies de aves de rapina no local (MELLER et al., 2011). Tal esforço nunca foi empregado na TIG para essa constatação, sendo que rapinantes noturnos (Strigiformes), por exemplo, nunca foram pesquisados na área. Devido ao isolamento, tamanho da área e impactos existentes em seu interior supõe-se que a TIG não suporte espécies como *Spizaetus ornatus* e *Harpia harpyja*, que possuem ocorrência confirmada no PET e no bloco de Misiones (Argentina) (CHEBEZ, 1994; SEIPKE; CABANNE, 2002; MELLER et al., 2011). Thiollay (1985b) observa que a caça é um grande limitador para a ocorrência de águias em uma área florestal, o que poderia ser um fator limitante àquelas aves. Além disso, assume-se que a ocorrência de tais espécies no PET só se dá devido à conexão que possui com as grandes florestas de Misiones (Argentina), que sustentam populações viáveis a longo prazo (BENCKE et al., 2003). Apesar da figura 10 não apresentar diferenças significativas, os dados podem indicar uma leve tendência a um melhor estado de conservação do PET. Os resultados de Fialho e Setz (2007) sugerem isso de forma mais clara, principalmente em relação à mastofauna.

Independentemente do por que espécies rapinantes com grandes requerimentos ecológicos ainda ocorrem na TIG, é fato que esta área colabora na conservação das aves de rapina da Mata do Alto Uruguai a ponto de suportar espécies raras e ameaçadas de extinção. Medidas de conservação que envolvam as comunidades indígenas locais devem ser planejadas e executadas para amenizar os impactos na área e ajudar na preservação de espécies ameaçadas regionalmente. Tais medidas devem incluir fiscalização, pesquisa, educação ambiental e ecoturismo.

## **Agradecimentos**

Gostaríamos de agradecer à família Elsenbach por todo apoio, tanto nas pesquisas de campo, como nos suportes de hospedagem e a Andrei Saviczki pela ajuda em campo. A Glayson Bencke, Marilise Krügel e Sandra Hartz pela ajuda no delineamento da pesquisa. Também somos gratos a Éverton Behr e a Eduardo Vélez por sugestões valiosas a este trabalho. Alice S. Campana fez o mapa da figura 4. Por fim, agradecemos a Cláudio Furini pela oportunidade de conhecer um pouco mais a TIG.



## Referências

- ALBUQUERQUE, E.P. Sobre o desaparecimento da fauna da região do Alto Uruguai e a importância do Parque Florestal Estadual do Turvo na sua preservação. **Roessléria**, Porto Alegre, Vol. 1, p. 143-149, 1977.
- ALBUQUERQUE, J.L.B. Conservation and Status of Raptors in Southern Brazil. **Birds of Prey Bull**, Vol. 3, p. 88-94, 1986.
- BENCKE, G.A. **Lista de referências das aves do Rio Grande do Sul**. Fundação do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- BENCKE, G.A.; FONTANA, C.S.; DIAS, R.A.; MAURÍCIO, G.N.; MÄHLER, JR., J.K.F. Aves, p. 189-479. Em: FONTANA, C.S.; BENCKE, G.A.; REIS, R.E. (eds). **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. EDIPUCRS, Porto Alegre, 2003.
- BENCKE, G.A.; DIAS, R.A.; BUGONI, L.; AGNE, C.E.; FONTANA, C.S.; MAURÍCIO, G.N.; MACHADO, D.B. Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoológica**, vol. 100, p. 519-556, 2010.
- BERNARDI, I.P.; TEIXEIRA, E.M.; JACOMASSA, F.A.F. Registros Relevantes da Avifauna do Alto Uruguai, Rio Grande do Sul, Brasil. Porto Alegre: **Biociências**, v. 16, n. 2, p. 134-137, 2008.
- CABANNE, G.S. Observaciones sobre los vuelos de exhibición de tres milanos de la selva Atlántica: el Milano Cabeza Gris (*Leptodon cayanensis*), el Milano Plomizo (*Ictina plumbea*) y el Milano de Corbata (*Harpagus diodon*). **Ornitología Neotropical**, Vol. 16, p. 197–204, 2005.
- CHEBEZ, J.C. **Los que se van: Especies argentinas en peligro**. Albatros, Buenos Aires, 1994.
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (CBRO). **Listas das Aves do Brasil**. 11ª ed, 2014. Disponível em: < <http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm> >. Acesso em: 26 mar. 2014.
- CONSERVATION INTERNATIONAL. **Atlantic Forest**. 2014. Disponível em: <[http://www.conservation.org/where/priority\\_areas/hotspots/south\\_america/Atlantic-Forest/Pages/default.aspx](http://www.conservation.org/where/priority_areas/hotspots/south_america/Atlantic-Forest/Pages/default.aspx)> Acesso em: 26 mar. 2014.

FERGUSON-LEES, J.; CHRISTIE, D.A. **Raptors of the World**. Houghton Mifflin Company, New York, 2001.

FERGUSON-LEES, J.; CHRISTIE, D.A. **Raptors of the World: A field Guide**. Princetown University Press, New Jersey, 2005.

FIALHO, M.S.; SETZ, E.Z.F. **Riqueza e abundância da fauna de médio e grande porte em três modelos de áreas protegidas no sul do Brasil**. 2007. 118 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

FONTANA, C.S.; BENCKE, G.A.; REIS, R.E. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul**. Edipucrs, Porto Alegre, 2003.

FZB. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. **Consulta Pública**: avaliação do estado de conservação de espécies – Fauna – RS – 2012/2013. 2013. Disponível em: <[http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id\\_modulo=1&id\\_uf=23](http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id_modulo=1&id_uf=23)>. Acesso em: 24 fev. 2014

GRANZINOLLI, M.A.M.; MOTTA-JUNIOR, J.C. Aves de rapina: levantamento, seleção de habitat e dieta, p. 169-188, 2010. Em: MATTER et al. (orgs). **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Technical Books, Rio de Janeiro, 2010.

MELLER, D.A.; MARINHO, J.R.; SOARES, B.M. **Aves de Rapina do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2011. 73 f. Monografia (Especialização em Ciências Ambientais) – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Santo Ângelo, 2011.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, vol. 403, p. 853-858, 2000.

NEWTON, I. **Population Ecology of Raptors**. Buteo Books, Vermillion, 1979.

RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. MMA/SBF, Brasília, 2003.

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

SANTOS, M.F.B.; PETRY, M.V. Registros recentes de aves de importância conservacionista no extremo norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas**, vol. 23, p. 161-168, 2010.

SEIPKE, S.H.; CABANNE, G.S. Rapaces observadas en un área selvática de San Pedro, Misiones, Argentina. **Ornitologia Neotropical**, vol. 13, p. 273-282, 2002.

SILVA, C.P.; MÄHLER JR., J.K.F.; MARCUZZO, S.B.; FERREIRA, S. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Turvo**. Secretaria Estadual do Meio Ambiente, Porto Alegre. 2005. Disponível em: <[http://www.sema.rs.gov.br/upload/Plano\\_manejo\\_PETurvo.pdf](http://www.sema.rs.gov.br/upload/Plano_manejo_PETurvo.pdf)> Acesso em: 26 mar. 2014.

SOARES, E.S.; AMARAL, F.S.R.; CARVALHO FILHO, E.P.M.; GRANZINOLLI, M.A.; ALBUQUERQUE, J.L.B.; LISBOA, J.S.; AZEVEDO, M.A.G.; MORAES, W.; SANAIOTTI, T.; GUIMARÃES, I.G. **Plano de ação nacional para a conservação de aves de rapina**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, Série Espécies Ameaçadas, vol. 5, 2006.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, vol.1, p. 132-138, 2005.

THIOLLAY, J.M. Falconiformes of Tropical Rainforests: A review, p. 155-165, 1985. Em: NEWTON, I.; CHANCELLOR, R.D. (eds). **Conservation Studies on Raptors**. Norwich: ICBP/Paston Press, Technical Publication 5, 1985.

THIOLLAY, J.M. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. **Conservation Biology**, vol. 3, p. 128-137, 1989.

### ARTIGO 3

## ABOUT THE OCCURRENCE OF THE HARPY EAGLE *HARPIA HARPYJA* (ACCIPITRIFORMES: ACCIPITRIDAE) IN TURVO STATE PARK, RIO GRANDE DO SUL, BRAZIL

Dante Andres Meller, Demétrio Luís Guadagnin

### Abstract

We present here evidences on the presence of Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) in Turvo state park in Rio Grande do Sul state, Brazil. Our evidences forced a changed into the conservation status of the species, removing the species of extinct category in this state.

**Keywords:** Conservation; hunting; threatened species

### Resumo

Nós apresentamos aqui evidências sobre a presença do gavião-real (*Harpia harpyja*) no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. Nossas evidências forçaram uma mudança no estado de conservação da espécie, removendo-a da categoria extinta neste estado.

**Palavras-chaves:** Caça; conservação; espécies ameaçadas

From physical aspect the Harpy Eagle (*Harpia harpyja* Linnaeus, 1758) is the most formidable raptor in the world (BROWN; AMADON, 1968). It is also the most powerful aerial hunter in tropical forests of new world, hunting arboreal mammals as big as capuchin (*Cebus*) and howler (*Alouatta*) monkeys (PERES, 1990; DEL HOYO, 1994). The Harpy Eagle inhabits lowland forests, ranging from southern Mexico south to eastern Bolivia, southern Brazil, and extreme northern Argentina (BROWN; AMADON, 1968). Besides its wide distribution, the species has disappeared from large parts of former range; in Brazil, the Harpy Eagle is still reasonably common only in Amazonia, being rare, or even extinct, elsewhere (DEL HOYO, 1994; SICK, 1997; SOARES et al., 2006).

In Rio Grande do Sul state (RS) there are few records of Harpy Eagle in literature, and they are also very old. Five specimens were shot before the 1940's and they are now deposited in different museums of the state (BENCKE et al., 2003). In Santa Catarina state there is one relative recent record, made by Albuquerque (1995), who observed a pair in Serra do Tabuleiro state park. In Misiones (Argentina) there is relatively more information on the actual presence of Harpy Eagles, with recent records, including nests (ANFUSO et al., 2008; CHEBEZ, 2008). In this province, the species has also been observed in areas close to Turvo state park ("Parque Estadual do Turvo" - PET), in Derrubadas, RS (BENCKE et al., 2003; CHEBEZ, 2008; KRAUCZUK, in litt.). Based on Misiones records and on non-confirmed observations in PET, the occurrence of the Harpy Eagle was speculated both by Belton (1994) and Bencke et al. (2003), considering it still could be found PET. Although, both authors listed the species as extinct in RS.

About the occurrence of Harpy Eagle in PET, there are several information, mostly based on visual observations by local people, which may not recognize properly the forest eagles species that occurs in the area. So, one can easily think about Harpy Eagle, after seeing an Ornate Haw-Eagle (*Spizaetus ornatus*) or even and Black-and-white Hawk-Eagle (*S. melanoleucus*), both presents in the area (MELLER et al., 2011). Considering this, we recognize here three records as being of Harpy Eagle, putting the other ones as uncertain. Two of these records are based on visual observations by people with some experience with the local avifauna. One of them was made by Eduardo Albuquerque (in litt.) in 1982, in the area of the Yucumã Waterfalls. This record is cited by Bencke et al. (2003), suggesting the species may still be there, but the record has never been recognized at all, prove of it was the maintenance of the species as extinct in RS by those authors. The scene of extinction came to move after a Harpy Eagle was observed in January 2011 in PET. The eagle was perched in an *Apuleia leiocarpa* aside Yucumã Waterfalls in the Brazilian side of Uruguay River, and it was

observed by argentinean ranger Victor Matuchaka (in litt.), who though it was a female, because its huge size. This record confirms the actual presence of the species in PET, even as if the Harpy Eagle occupies only temporally the place. The visual observations cited above gained a definitive credit when a historical record made in the surroundings of PET was recently rediscovered. A young Harpy Eagle was shot in the locality of Desimigrados, in Derrubadas municipality, in the 1970's by local people who were frightened by the size of the bird (figure 11). This fact is far known by antique people living in Derrubadas, because a note with the photo was published in a local journal named "Jornal da Terra", in Tenente Portela municipality. We couldn't find that note, only the original photo.



**Figure 11 – A young *Harpia harpyja* shot in 1970's in the surroundings of Turvo State Park, Derrubadas, Rio Grande do Sul. Image given by Aldori Biguelini.**

Besides its huge size, the conspicuousness of the Harpy Eagle can make it pass unobserved in a forest. Different from others eagles and hawks, the Harpy rarely soars, flying mostly below the canopy then above the forest (BROWN; AMADON, 1968; FERGUSON-LEES; CHRISTIE, 2001). This is why traditional methods of surveying birds of prey do not work with Harpy Eagles, and could explain the absence of the species in raptors surveys in

PET by Meller et al. (2011), conducted by the time the species was observed in Yucumã Waterfalls (see above). Although the Harpy Eagle can be hard to find, it is conspicuous while sunbathing on prominent emergent perches in early morning (THIOLLAY, 1989; DEL HOYO, 1994), exactly the conditions the record of 2011 was made in PET.

These records not only confirmed the occurrence of Harpy Eagle in PET, as they also forced to a change into the species conservation status in RS, which now figures as Critically Endangered (FZB, 2013). The confirmation of the presence of Harpy Eagle indicates once more the relevance PET has in conserving biodiversity of RS, as this species can only be found in well preserved areas, being even more demanding than jaguars (CHEBEZ, 2008), which also can be found in the area (KASPER et al., 2007). At the moment, hydroelectric speculation works to conclude Garabi-Panambi complex, which assume to flood important areas of PET, impacting the last forest Harpy Eagle can be found in RS, putting an interrogation point if the species will still be present after that impact.

### **Acknowledgments**

We would like to thanks Aldori Biguelini for given the photo. Enio Elsenbach and Nilton Martens gave relevant information about historical facts and also helped to locate the photo. Andrei Saviczki helped in interviews. Ernesto Krauczuk, Victor Matuchaka and Eduardo Albuquerque provided important data about records.

### **References**

ANFUSO, J.; SUAREZ, M.V.G.; CHEBEZ, J.C. Nuevo registro de nidificación de la harpía (*Harpia harpyja*) en la provincia de Misiones, Argentina y consideraciones sobre su conservación. **Nótulas Faunísticas**, vol. 21, p. 1-13, 2008.

ALBUQUERQUE, J.L.B. Observations of rare raptors in Southern Atlantic Rainforest of Brazil. **Journal of Field Ornithology**, vol. 66, n. 3, p. 363-369, 1995.

BELTON, W. **Aves do Rio Grande do Sul, distribuição e biologia**. Unisinos, São Leopoldo, 1994.

BENCKE, G.A.; FONTANA, C.S.; DIAS, R.A.; MAURÍCIO, G.N.; MÄHLER, JR., J.K.F. Aves, p. 189-479. Em: FONTANA, C.S.; BENCKE, G.A.; REIS, R.E. (eds). **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul**. EDIPUCRS, Porto Alegre, 2003.

BROWN, L.; AMADON, D. **Eagles, Hawks and Falcons of the World**. Country Life Books, London, 1968.

CHEBEZ, J.C. **Los que se van: Especies argentinas en peligro**. Albatros, Buenos Aires, 2008.

DEL HOYO, J.; ELLIOT, A.; SARGATAL, J. **Handbook of the birds of the world. Volume 2. New World Vultures to Guineafowl**. Lynx Edicions, Barcelona, 1994.

FERGUSON-LEES, J.; CHRISTIE, D.A. **Raptors of the World**. Houghton Mifflin Company, New York, 2001.

FZB. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. **Consulta Pública**: avaliação do estado de conservação de espécies – Fauna – RS – 2012/2013. 2013. Disponível em: <[http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id\\_modulo=1&id\\_uf=23](http://www.liv.fzb.rs.gov.br/livcpl/?id_modulo=1&id_uf=23)>. Acesso em: 24 fev. 2014

KASPER, C.B.; MAZIM, F.D.; SOARES, J.B.G.; OLIVEIRA, T.G.; DE FABIÁN, M.E. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1087-1100, 2007.

MELLER, D.A.; MARINHO, J.R.; SOARES, B.M. **Aves de Rapina do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2011. 73 f. Monografia (Especialização em Ciências Ambientais) – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Santo Ângelo, 2011.

PERES, C.A. A Harpy Eagle successfully captures an adult male Red Howler Monkey. **Wilson Bulletin**, vol. 102, p. 560-561, 1990.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. 2 ed. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 1997.

SOARES, E.S.; AMARAL, F.S.R.; CARVALHO FILHO, E.P.M.; GRANZINOLLI, M.A.; ALBUQUERQUE, J.L.B.; LISBOA, J.S.; AZEVEDO, M.A.G.; MORAES, W.; SANAIOTTI, T.; GUIMARÃES, I.G. **Plano de ação nacional para a conservação de aves de rapina**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, Série Espécies Ameaçadas, vol. 5, 2006.



THIOLLAY, J.M. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. **Conservation Biology**, vol. 3, p. 128-137, 1989.

**ANEXOS**

## Anexo 1

**Tabela 7 – Métricas de 14 fragmentos do Alto Uruguai, RS. PET: Parque Estadual do Turvo. TIG: Terra Indígena do Guarita.**

<i>Fragmento</i>	<i>Esforço amostral (minutos)</i>	<i>Tamanho (hectares)</i>	<i>Distância PET (metros)</i>	<i>Distância TIG (metros)</i>	<i>Grau de Isolamento*</i>	<i>Cobertura florestal no raio de 2 km (m<sup>2</sup>)</i>	<i>Conectividade (%)**</i>	<i>Perímetro (m)</i>	<i>Índice de borda***</i>
1	209	4,02	6087	13735	6,61	3522479,96	28,03	1193,52	0,030
2	203	4,35	371	18595	117,28	5055978,51	40,23	940,25	0,023
3	215	13,71	1053	18689	130,23	4351597,84	34,63	2807,99	0,020
4	295	73,59	5592	13723	131,59	3578958,16	28,48	6056,09	0,008
5	305	22,05	4669	13939	47,22	565824,31	4,50	3176,70	0,014
6	193	10,47	1293	22914	80,97	2257973,86	17,97	1647,70	0,016
7	285	59,35	8736	10193	67,94	3625050,86	28,85	8678,24	0,015
8	182	5,51	13416	8508	6,47	1907738,91	15,18	1119,25	0,020
9	193	8,23	10377	9206	8,94	942114,75	7,50	1255,20	0,015
10	182	10,36	11828	6783	15,27	1534677,02	12,21	3307,53	0,032
11	241	39,20	12807	5685	68,95	3204874,46	25,50	7564,83	0,019
12	257	20,06	14204	5173	38,78	1415086,61	11,26	2558,13	0,013
13	170	2,32	16644	3752	6,18	1012068,33	8,05	666,35	0,029
14	220	38,15	21531	625	610,32	5367474,26	42,71	6239,87	0,016

\* Área/distância da área fonte (TIG ou PET) mais próxima

\*\* Porcentagem (%) de cobertura florestal nativa em estado secundário médio a avançado no raio de 2 km ao redor do fragmento

\*\*\* Perímetro/área



Anexo 3

Fragmento 1



Escala 1:25000

Anexo 4

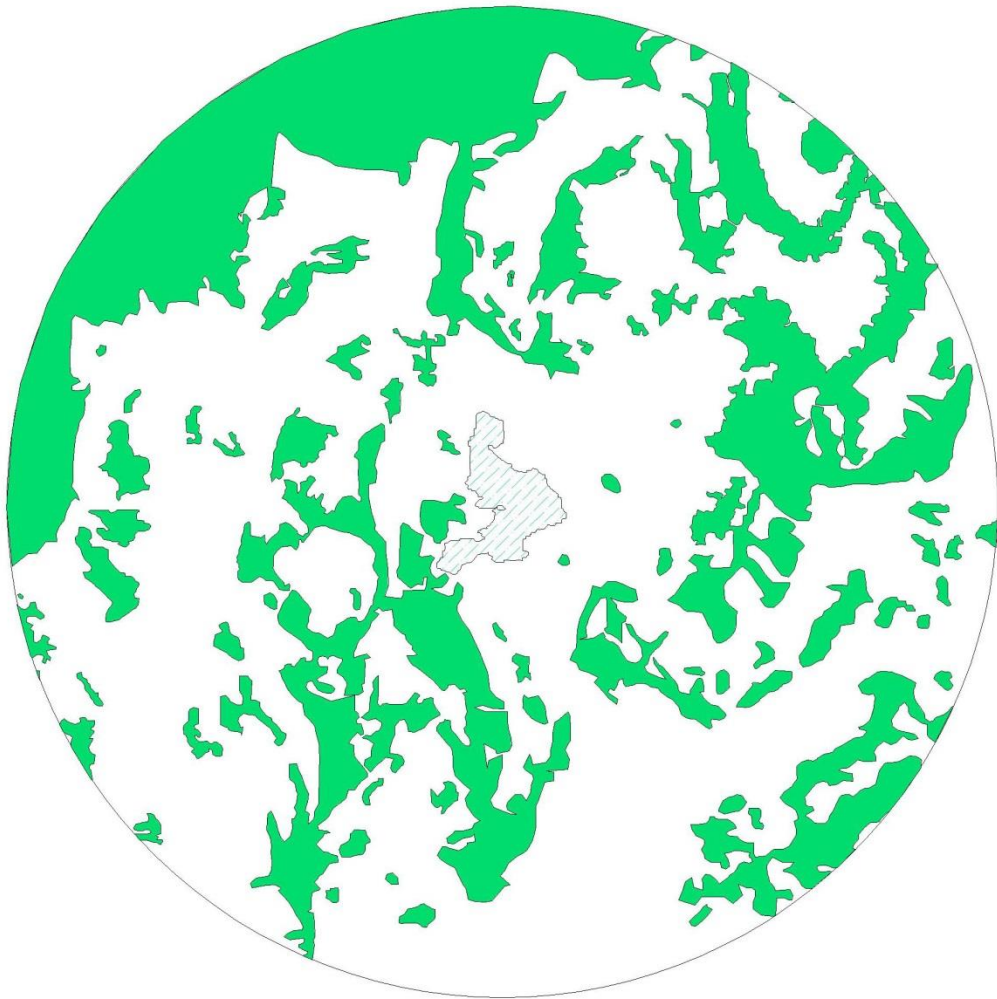
Fragmento 2



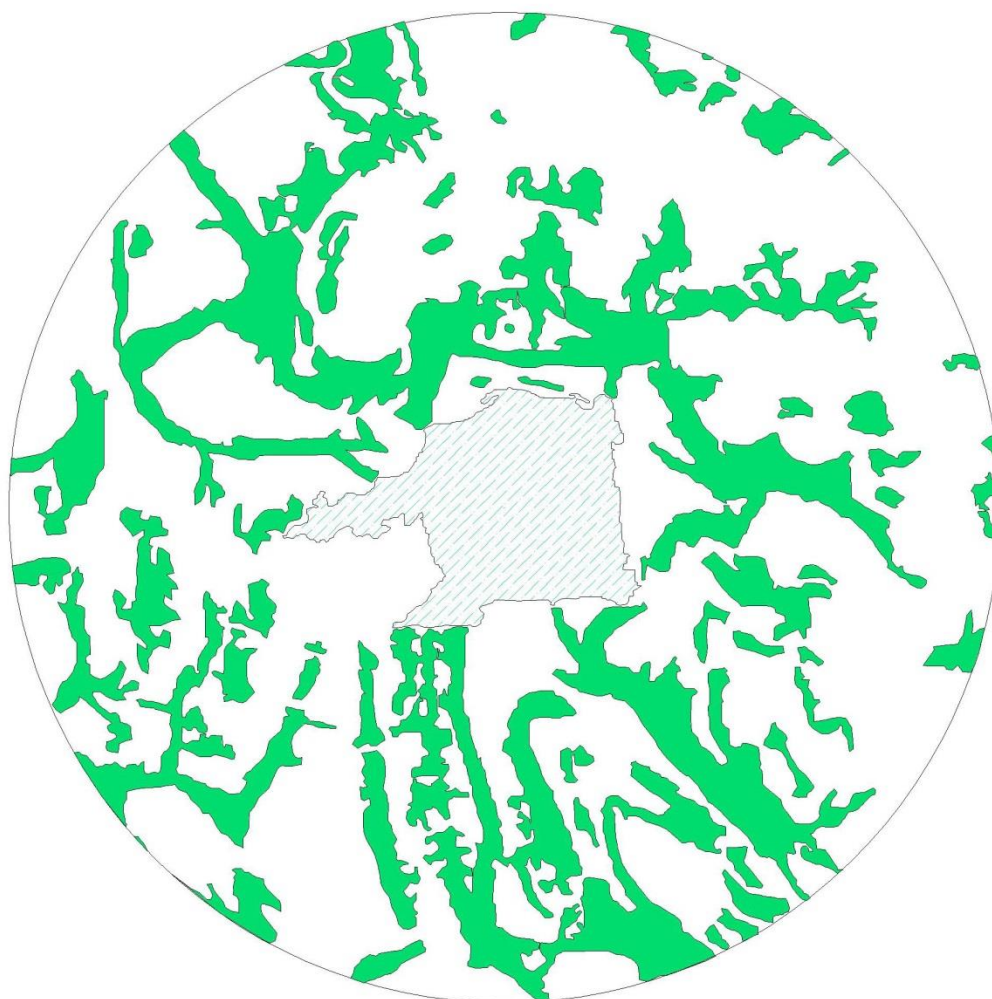
Escala: 1/25000

Anexo 5

Fragmento 3



Escala 1:25000

**Anexo 6****Fragmento 4**

Escala 1:25000



Anexo 7

Fragmento 5



Escala 1/25000

Anexo 8

Fragmento 6



Escala 1:25000

Anexo 9

**Fragmento 7**



Escala 1:25000

Anexo 10

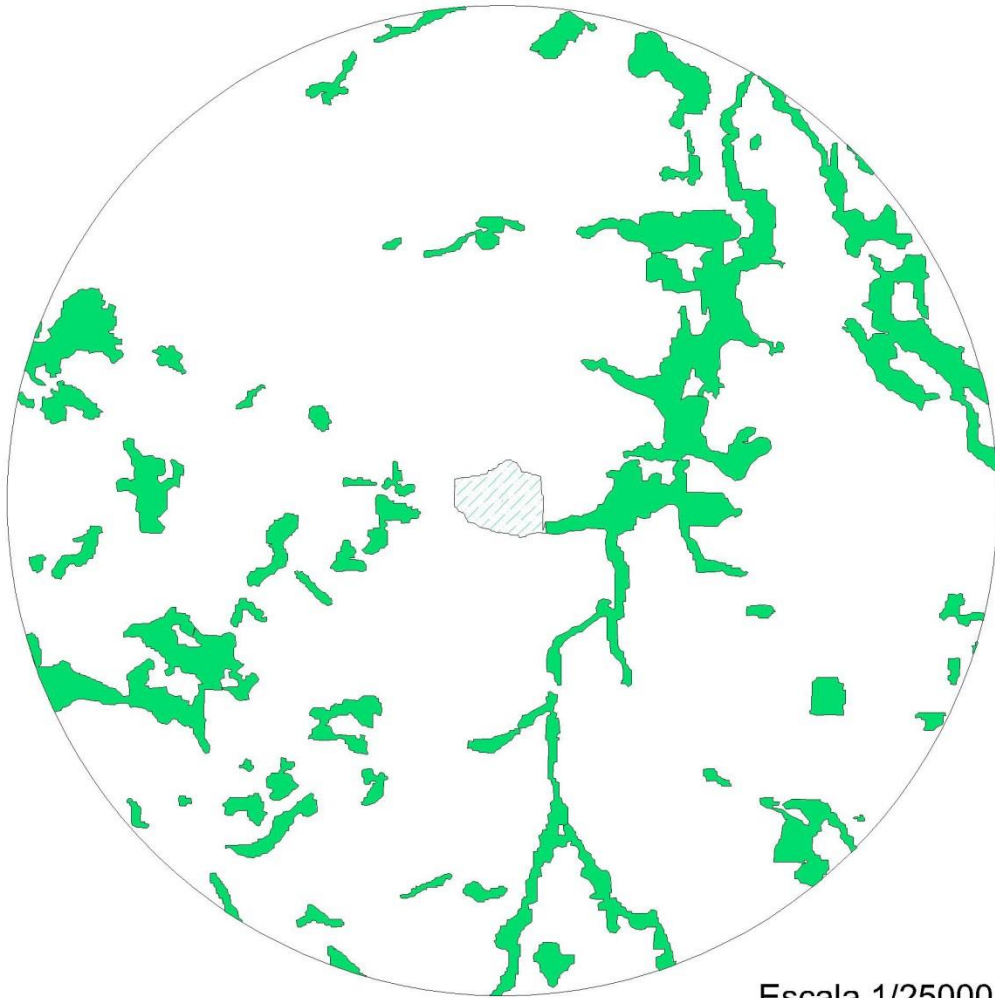
**Fragmento 8**



Escala 1:25000

Anexo 11

Fragmento 9



Escala 1/25000

Anexo 12

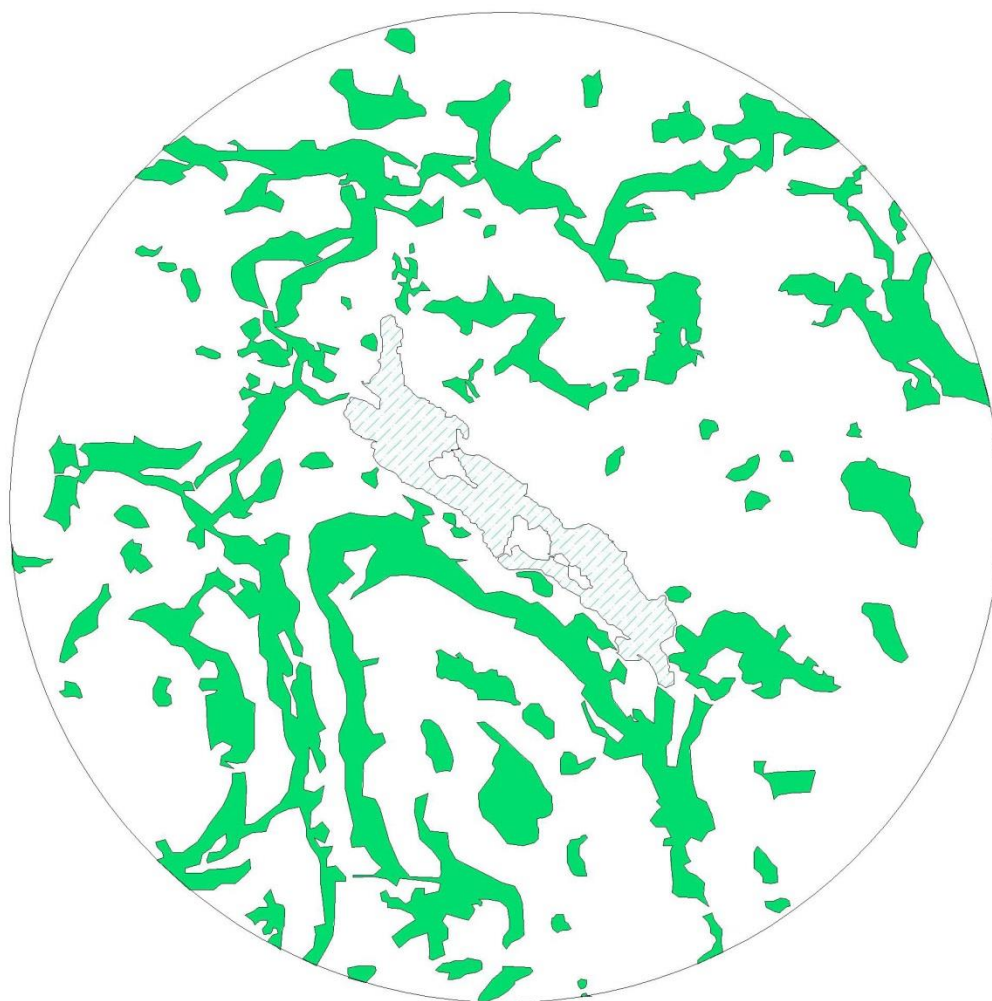
**Fragmento 10**



Escala 1:25000

## Anexo 13

## Fragmento 11



Escala 1:25000

## Anexo 14

## Fragmento 12



Escala 1:25000



## Anexo 15

## Fragmento 13



Escala 1:25000

Anexo 16

**Fragmento 14**



Escala 1:25000

## Anexo 17



A. *Leptodon cayanensis* jovem típico. B. *Leptodon cayanensis* adulto. C. *Leptodon cayanensis* jovem em fase clara. D. *Harpagus diodon* jovem. E. *Spizaetus melanoleucus*.  
Fotos: Dante Meller.

## Anexo 18

Tabela 9. Frequência de registros das aves de rapina diurnas encontradas na Terra Indígena do Guarita (TIG).

Espécie	<i>Pontos fixos TIG</i>						
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Cathartes aura</i>	4	4	4	4	4	4	4
<i>Coragys atratus</i>	4	4	4	4	4	4	4
<i>Sarcoramphus papa</i>	1	1	1				
<i>Leptodon cayanensis</i>	1	1					
<i>Chondrohierax uncinatus</i>							2
<i>Elanoides forficatus</i>		1	1	2	2		
<i>Elanus leucurs</i>		1					
<i>Harpagus diodon</i>		2		1	1	1	
<i>Accipiter striatus</i>	2		1		1		1
<i>Ictinia plumbea</i>	1	2	2	2	2	2	2
<i>Heterospizias meridionalis</i>							
<i>Rupornis magnirostris</i>	2	4	2	2	4	3	1
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>		1					1
<i>Buteo brachyurus</i>	3	1		2	1		1
<i>Spizaetus melanoleucus</i>			1	1		2	1
<i>Caracara plancus</i>	3	1	1	1	1	2	1
<i>Milvago chimachima</i>	1	1			1		
<i>Micrastur ruficollis</i>	1	1	1		1		

## CONCLUSÃO GERAL

O artigo “Efeitos da fragmentação florestal sobre rapinantes da Mata do Alto Uruguai” demonstra que a fragmentação das florestas ocasionou uma significativa perda na riqueza das aves de rapina que originalmente habitavam a Mata do Alto Uruguai e ainda estão presentes no Parque Estadual do Turvo (PET) e na Terra Indígena da Guarita (TIG). Além da comprovada diminuição de rapinantes nos fragmentos, existe uma variação na riqueza de espécies conforme as características de cada fragmento. Isso se dá exclusivamente em função da área de mata contínua em um remanescente, onde fragmentos pequenos possuem menor riqueza que fragmentos grandes. Ademais, algumas espécies parecem não habitar os fragmentos. É o caso de *Sarcoramphus papa*, que é encontrada tanto no PET como na TIG, mas não foi registrada em nenhum dos fragmentos, o que deve ser levado em conta na avaliação de seu *status* de conservação.

Visto que a ligação do PET com a TIG é importante para diversas populações de espécies ameaçadas ou raras na Mata do Alto Uruguai, estimulamos a criação do Corredor do Parizinho, propondo ao mesmo um novo desenho. Os resultados encontrados provam que para a comunidade de aves de rapina o tamanho dos remanescentes é mais importante do que outros fatores como isolamento, conectividade, forma e quantidade de hábitat no mosaico. Ao invés de propor um corredor em linha, desde o Pet até a TIG, pensamos que uma área “trampolim” entre as duas áreas protegidas, unindo os três maiores fragmentos do estudo, possa ter um efeito mais positivo para a conservação da fauna da região. Como a área “trampolim” ficaria distante cerca de 5 km tanto do PET como da TIG ela evitaria que espécies vulneráveis à caça dispersassem do PET e virassem alvo fácil para caçadores no corredor e na TIG. Uma vez que outros estudos apontam que fatores como conectividade e quantidade de hábitat na paisagem são importantes para diversos grupos faunísticos, excetuando os nossos achados com rapinantes, e os três fragmentos que formariam a área “trampolim” estão em um mosaico extremamente favorável, ressaltamos que o novo desenho do corredor não beneficiaria somente aves de rapina, mas também outros animais.

No artigo “Aves de rapina da Terra Indígena do Guarita” os resultados encontrados demonstram a importância que a área tem para os rapinantes da Mata do Alto Uruguai, possuindo uma comunidade comparável àquela encontrada no PET. São necessários mais esforços para chegar a um conhecimento razoavelmente completo das aves de rapina que

ocorrem na TIG, e avaliar se espécies com grandes requerimentos ecológicos, como *Spizaetus ornatus*, ocorrem por lá. Apesar de pouco reconhecimento no cenário conservacionista, pois a TIG ainda é pouco estudada, os resultados encontrados nos fazem considerar que estratégias devem ser planejadas e implantadas com o intuito de assegurar um bom estado de preservação de suas florestas no futuro.

Alguns registros de rapinantes feitos neste estudo foram cedidos para a “Avaliação do *Status* de Conservação de Espécies da Fauna do Rio Grande do Sul”. O caso mais relevante foi o registro histórico de *Harpia harpyja*, datado de meados de 1970, redescoberto durante este estudo, através de entrevistas com moradores de Derrubadas, RS. A foto encontra-se nos capítulos 01 e 04 e representa o último registro documentado da espécie no estado, tendo sido em parte responsável pela alteração de seu *status*, indo de “provavelmente extinta” para “criticamente em perigo” no RS. Apesar deste registro não estar diretamente relacionado aos objetivos e metodologia desta pesquisa, ele contribuiu para um melhor conhecimento das aves de rapina da Mata do Alto Uruguai, por isso foi descrito e um capítulo à parte.