



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA

Roberto B. C.

EFEITOS DA CRIAÇÃO DO RESERVATÓRIO DA UHE SERRA DA MESA  
(GOIÁS) SOBRE A COMUNIDADE DE AVES

Adriani Hass

Orientador: Roberto Brandão Cavalcanti

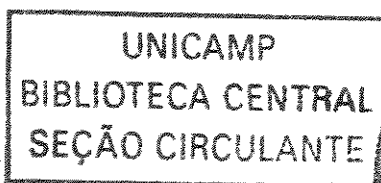
Este exemplar corresponde à redação final  
da tese defendida pelo(a) candidato (a)  
Adriani Hass  
e aprovada pela Comissão Julgadora.

Tese apresentada ao Instituto de  
Biologia da Universidade Estadual de  
Campinas para obtenção do título de  
Doutor em Ecologia.

200306558

Campinas

2002



UNICAMP  
BIBLIOTECA CENTRAL

UNIDADE	80
Nº CHAMADA	UNICAMP
	H275e
V	EX
TOMBO BC/	52463
PROC.	124103
C	<input type="checkbox"/>
D	<input checked="" type="checkbox"/>
PREÇO	R\$ 11,00
DATA	
Nº CPD	

CM00179859-4

BIB ID 281962

# **FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

**Hass, Adriani**

**H275e** Efeitos da criação do reservatório da UHE Serra da Mesa (Goiás) sobre a comunidade de aves/Adriani Hass. – Campinas, SP: [s.n.], 2002.

Orientador: Roberto Brandão Cavalcanti  
Tese(Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas .  
Instituto de Biologia.

1. Fragmentação. 2. Aves. 3. Cerrado. I. Cavalcanti, Roberto Brandão. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Data da defesa: 05 de julho de 2002

Banca Examinadora:

1. Prof. Dr. Roberto Brandão Cavalcanti

Roberto B. Cavalcanti

2. Profa. Dra. Andréa L. T. de Souza

Andréa L. T. de Souza

3. Prof. Dr. Jader Soares Marinho Filho

Jader Soares Marinho Filho

4. Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado

Ricardo Bomfim Machado

5. Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva

Wesley R. Silva

6. Profa. Dra. Eleonore Zulnara Setz

\_\_\_\_\_

7. Prof. Dr. João Vasconcellos Neto

\_\_\_\_\_

## SUMÁRIO

	Página
Sumário	iv
Sumário de figuras	v
Sumário de tabelas	vi
Agradecimentos	vii
Resumo	ix
Abstract	xii
Introdução Geral	01
Capítulo 1: Efeitos da fragmentação na riqueza de aves: reservatório da UHE Serra da Mesa, Goiás	06
Introdução	06
Área de Estudo	09
Metodologia	18
Resultados	23
Discussão	33
Referências Bibliográficas	49
Anexo 1.1	53
Anexo 1.2	
Capítulo 2: Diversidade de aves após impacto da construção da UHE Serra da Mesa	58
Introdução	58
Metodologia	60
Resultados	64
Discussão	74
Referências	88
Anexo 2.1	91
Anexo 2.2	96
Anexo 2.3	100
Capítulo 3: Impacto da fragmentação em categorias tróficas na comunidade de aves da UHE Serra da Mesa, Goiás	104
Introdução	104
Metodologia	106
Resultados	108
Discussão	113
Referências	123
Conclusão Geral: Fragmentação e processos ecológicos	125
Referências Bibliográficas	142
Anexos	

## SUMÁRIO DE FIGURAS

	Página
Figura 1.1.	12
Figura 1.2.	13
Figura 1.3	25
Figura 1.4	26
Figura 1.5	27
Figura 1.6	28
Figura 2.1	65
Figura 2.2	66
Figura 3.1	110
Figura 4.1.	127

## SUMÁRIO DE TABELAS

	Página
Tabela 1.	03
Tabela 1.1.	14
Tabela 1.2.	19
Tabela 1.3.	24
Tabela 1.4.	26
Tabela 1.5.	28
Tabela 1.6.	30
Tabela 1.7.	31
Tabela 1.8.	33
Tabela 2.1.	62
Tabela 2.2.	65
Tabela 2.3.	67
Tabela 2.4.	67
Tabela 2.5.	71
Tabela 2.6.	72
Tabela 3.1.	108
Tabela 3.2.	112
Tabela 4.1.	129
Tabela 4.2.	139
Tabela 4.3.	139

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que cruzaram meu caminho ao campo, que percorri muitas vezes saindo de Brasília, passando por São João da Aliança, Alto Paraíso, São Jorge, Colinas, Vila Borba (vila de 1 minuto) e chegando em Serra da Mesa. Entre a cidade e o campo, encontrei pessoas que modificaram meu modo de ser e pensar. A tese é o texto técnico e agradeço muitas as pessoas que me auxiliaram nessa etapa. Mas por trás dele existe uma história composta por pessoas e muitas fases, que estão aqui lembradas e a quem agradeço imensa e verdadeiramente. São elas:

*Roberto Brandão Cavalcanti*, meu orientador, com ampla experiência em conservação e com muitas idéias e ações de vanguarda, é o exemplo profissional que tento seguir. Guiou-me no estudo de comunidades, orientando-me e me dando a chance de estudar as aves do Cerrado, sempre me apoiando no decorrer desse longo trajeto.

*Andréa Lúcia Teixeira de Souza, Ricardo Bomfim Machado, Jader Soares Marinho Filho e Wesley Rodrigues da Silva e Eleonore Zulnara Setz*, membros da banca, que muito contribuíram para a elaboração final dessa tese, fornecendo idéias e sugestões em diversos aspectos de ecologia, sem dúvida melhorando a qualidade desse estudo.

*Jader Soares Marinho-Filho*, coordenador geral do projeto, que muito me incentivou no início de minha carreira, fornecendo oportunidades de discussão de diversos temas de ecologia durante as viagens a campo, sempre muito divertidas.

*Andréa L. T. de Souza e Marcel Okamoto Tanaka*, que sempre me ajudaram e deram importante contribuição na fase mais complicada da tese, com muita positividade. Discutimos muitas coisas, o que me ajudou a organizar as idéias e ir em frente. Verdadeiros amigos.

*Hamilton Garboggini*, o espião de Furnas, porém mais facilitava que atrapalhava. Bom companheiro de campo e exímio 'ajudante' nas redes, mas principalmente pelo apoio em um ambiente hostil de engenheiros.

*Daniela Cunha Coelho, Vivian da Silva Braz, Marcelo A. Bagno, Mieko Kanegae, Tarcísio Lira, Graziela Biavati, Flávio Rodrigues, Ana Paula Carmignotto, Alexandra Bezerra e Eurípedes Brito*, pela ajuda no campo e troca de idéias. Dani e Vivian são parceiras no trabalho e amigas na vida, me ajudaram muito, ouviram

muito e são pessoas muito especiais. Eurípedes foi o importante elo entre o grupo (muito temperamental), pessoa de origem simples, inteligência impressionante e com uma família exemplar.

*Flávio Rodrigues*, com quem convivo há muitos anos, mas ainda assim é capaz de me surpreender. Durante o estudo, foi meu companheiro de viagem na Toyota (ele está sempre com pressa!), no barco e nas 'ilhas'. Discutimos longamente sobre muitas coisas, umas boas outras nem tanto. Sendo tão próximo, a vida no campo nos levou ao limite, mas conseguimos chegar lá vivos e estruturados, por isso agradeço a ele a oportunidade de convivência e todo o carinho e o amor que tenho. Por ele, conheci algumas pessoas muito especiais, entre elas, o BG.

*Marcelo Araújo Bagno*, que me ensinou que tenho que observar os passarinhos e não somente identificá-los ("você tem que ir à coleção!!"), que aliás, fazia como ninguém. Meu parceiro em muitos outros estudos, uma figura... Pensei em dedicar esse estudo a ele, mas acho que o BG nem ligaria, ele com certeza não concordaria com a classificação que usei para guildas (embora o tenha consultado), acharia que ficou faltando 'falar' mais dos bichos, essas coisas. Ele faz parte da minha vida e é claro dessa tese, mais uma entre muitas. Grande saudade...

Família *Hass*, que são os verdadeiros responsáveis de eu estar aqui agora. *Nefertiti Hass*, minha irmã, que foi ao campo comigo e sempre me ajudou, Big *Alan Hass*, que sempre foi o culpado, mas se redime dos seus pecados me apoiando incondicionalmente e *Airton Hass Jr*, irmão companheiro, pertencente ao 'lado de lá' (engenheiro). Meus pais: *Ivonete* e *Airton Hass*, que são muito importantes na minha vida, com eles aprendi que as coisas não são sempre do jeito que a gente gostaria que fosse, excelente estágio para a vida aqui fora.

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pela bolsa concedida e a Furnas Centrais Elétricas / Serra da Mesa Energia pelo financiamento do estudo. Este estudo faz parte do projeto "Monitoramento de Vertebrados da UHE Serra da Mesa, Goiás", coordenado pelo Dr. Jader Soares Marinho Filho. IBAMA/CEMAVE pela licença concedida para captura e anilhamento de aves.



## RESUMO

Grandes empreendimentos, como hidrelétricas, ocasionam fragmentação e destruição de habitats, com perdas para a diversidade biológica. Pouco se sabe sobre as consequências biológicas para as comunidades de aves decorrentes do impacto gerado pela formação de grandes reservatórios de hidrelétricas. Meu objetivo foi detectar mudanças na riqueza, diversidade e na organização de categorias tróficas durante o processo de formação do reservatório da UHE de Serra da Mesa (Goiás). Estudei seis fragmentos (dois pequenos, dois médios e dois grandes), onde determinei a riqueza e diversidade (índice de Shannon –  $H'$ ) dessas áreas, usando o método de contagens por pontos, sem raio fixo, durante 20 min. Registrei todas as espécies de aves e suas respectivas abundâncias e acompanhei os fragmentos mensalmente entre julho de 1996 e julho de 1998 e, a partir daí, bimensalmente até junho de 1999. A riqueza de aves variou ao longo dos anos de estudo ( $F_{2,9} = 17,577$ ,  $p = 0,001$ ) e entre tamanhos dos fragmentos amostrados ( $F_{2,9} = 14,959$ ,  $p = 0,001$ ). A variação no índice Shannon de diversidade de cada ano dependeu apenas do ano de amostragem ( $F_{2,9} = 7,774$ ,  $p = 0,001$ ), não havendo influência do tamanho dos fragmentos ( $F_{2,9} = 2,573$ ,  $p = 0,131$ ), sendo que o modelo explicou mais de 76% da variação ( $r^2 = 0,76$ ). O índice de diversidade de modo geral aumentou no segundo ano e teve queda no terceiro, padrão similar ao da riqueza. A assembléia alimentar composta pelas espécies carnívoras apresentou diminuição no índice de diversidade ao longo dos anos ( $F_{2,10} = 7,317$ ;  $p = 0,011$ ), sendo os dois primeiros anos similares entre si e muito diferentes do último ano de amostragem que apresentou queda acentuada. Frugívoros também variaram ao longo dos três anos de estudo ( $F_{2,10} = 10,608$ ;  $p = 0,003$ ), com o primeiro ano de amostragem similar ao terceiro, porém ambos diferentes do segundo, onde a diversidade aumentou. Granívoros ( $F_{2,10} = 1,470$ ;  $p = 0,276$ ), nectarívoros ( $F_{2,10} = 0,080$ ;  $p = 0,923$ ) e onívoros ( $F_{2,10} = 1,999$ ;  $p = 0,186$ ) não apresentaram diferenças entre os três anos estudados. Já os

insetívoros apresentaram tendência à diferença entre anos ( $F_{2,10} = 3,513$ ;  $p = 0,06$ ), com o último ano de amostragem também tendendo à diminuição da diversidade em relação aos anos anteriores. O grupo das espécies piscívoras apresentou diferenças entre anos ( $F_{2,10} = 7,007$ ;  $p = 0,013$ ), com o primeiro ano diferindo dos demais, tendo aumento significativo da diversidade. Esses dados mostram que o efeito da fragmentação gerado pela construção de hidrelétricas é negativo na riqueza de aves em todos os fragmentos estudados e que as mudanças na diversidade ecológica da comunidade de aves também são negativas, ou seja, a diversidade diminuiu na região, independente do tamanho do fragmento. A comunidade trófica também se modificou em relação aos anos, porém essa mudança dependeu do tipo de guilda, sendo que alguns grupos foram muito afetados, como os predadores de topo de cadeia, e outros parecem ser indiferentes ao impacto (nectarívoros).

## ABSTRACT

Large infrastructure projects such as hydroelectric dams produce habitat destruction and fragmentation, with substantial impact on biodiversity. However, few studies have documented these effects in before-after comparative studies, and virtually none in tropical savanna ecosystems. The aim of this study was to detect changes in bird community richness, diversity, and organization of trophic categories during the process of creation of the 1790 sq. km. Serra da Mesa Hydroelectric Reservoir (Goiás). I chose six areas slated to become islands in the reservoir, and sampled them monthly between July 1996 and July 1998, then bimonthly through July 1999. The dam was closed in October 1996. Bird species were sampled through variable-width fixed point counts for 20 min. Species richness declined between years ( $F_{2,9} = 17.577$ ,  $p = 0.001$ ) and varied directly with sizes of the sampled areas/islands ( $F_{2,9} = 14.959$ ,  $p = 0.001$ ). The Shannon diversity Index varied significantly between years, with a maximum in the second year ( $F_{2,9} = 7.774$ ,  $p = 0.001$ ). However, diversity did not vary with area/island size ( $F_{2,9} = 2.573$ ,  $p = 0.131$ ). Dietary guilds changed significantly in diversity through time. Carnivores were stable in the first two years and declined in the third ( $F_{2,10} = 7.317$ ;  $p = 0.011$ ), Frugivores varied among the three years ( $F_{2,10} = 10.608$ ;  $p = 0.003$ ), with the first year being similar to the third, but both lower than the second. Granivores ( $F_{2,10} = 1.470$ ;  $p = 0.276$ ), nectarivores ( $F_{2,10} = 0.080$ ;  $p = 0.923$ ) and omnivores ( $F_{2,10} = 1.999$ ;  $p = 0.186$ ) did not show differences among years. The insectivores presented a tendency to differ among years ( $F_{2,10} = 3.513$ ;  $p = 0.06$ ), with the last year tending to the decrease in diversity in relation to the previous years. Piscivores showed differences among years ( $F_{2,10} = 7.007$ ;  $p = 0.013$ ), with the first year differing to the others with a significant increase in diversity. Overall, the richness and diversity decreased in all sites, independently of the fragment size, and dietary guilds showed various effects, with top predators declining and nectarivores unchanged. Fragmentation and isolation of Cerrado habitat in the Serra da

Mesa Reservoir had largely negative effects on the avifauna, for which compensation is necessary in the form of new protected areas in the region.

## INTRODUÇÃO GERAL

A população brasileira triplicou nos últimos 40 anos (IBGE 2001), deslocando-se da área agrária e rural para as cidades. Essa dispersão, associada às facilidades tecnológicas da vida moderna, aumentou a demanda por energia elétrica, que obviamente também cresceu de forma exponencial. O mundo todo sofre com o crescimento desenfreado da população humana e parece que essa é a principal causa da crise ecológica vivida na atualidade. Em nenhum outro período geológico a taxa de extinção de espécies foi tão alta, ou seja, hoje em cada 100 extinções, somente uma não está relacionada às atividades humanas, estando o restante associado, de alguma maneira, as transformações que o homem impõem ao ambiente (Raup e Stanley 1978 *apud* Primack e Rodrigues 2001).

O Brasil possui cerca de 170 milhões de habitantes, com taxa de crescimento em torno de 1,93% ao ano (IBGE 2001). Tal crescimento tem pressionado o sistema elétrico, entre outras áreas, e desde meados de 1990 a geração de energia elétrica já apresenta sinais de esgotamento (Eletronorte 2002). Os excedentes de água que davam garantia de abastecimento passaram a ser consumidos sem a compensação proporcional que deveria ser assegurada pelos períodos chuvosos. Em 1999, a energia elétrica obtida por meio do potencial hidráulico era responsável por 97% do suprimento de eletricidade no país (Eletronorte 2002). Em função da forte recessão das afluências dos reservatórios de águas das usinas hidrelétricas brasileiras, o governo Federal decretou a partir de 01/06/2001 o racionamento de energia elétrica no país.

Parte da solução da crise de energia elétrica brasileira apresentada pela ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica) é o acréscimo de 4.850 MW, provenientes da construção ou conclusão de 45 usinas (que estão previstas para o próximo quinquênio), a saber: Porto Primavera (SP), no rio

Paraná (continuidade da motorização), duas máquinas adicionais em Itaipu (Brasil/Argentina/Paraguai) e a entrada em operação das usinas Funil Grande (MG), Aimorés (MG), Cana Brava (em andamento, GO), Jauru (MT), Guaporé (MT), Ourinhos (SP/PR), Candonga (MG), Queimado (GO/MG), Corumbá IV (GO) e Itumirim (GO), dentre outras. Importante destacar que no caso de Itumirim, que barrará o rio Correntes no sudoeste de Goiás, e destruirá a única conexão que ainda resta entre o Parque Nacional das Emas e a Bacia do Paraná, o IBAMA não liberou para que Companhia Elétrica de Itumirim iniciasse as obras, embora o Operador Nacional do Sistema (ONS) já esteja contando com os 25 MW gerados por essa hidrelétrica. Para o rio Tocantins esperam-se dezenas de hidrelétricas, todas fazendo parte do chamado “sistema de aproveitamento hidrelétrico”, do qual Serra da Mesa é apenas o início.

Os efeitos negativos da criação de reservatórios artificiais pelo barramento de rios para geração de energia elétrica são pouco conhecidos. Existem alterações óbvias como a modificação no regime de fluxo de água a jusante e a montante da barragem (Smith e Petrere Jr. 2001). As mudanças na comunidade de peixes já são mais conhecidas e em muitas regiões a criação do lago artificial transforma completamente a ictiofauna (Oliveira 1994, Smith e Petrere Jr. 2001). Em Serra da Mesa a comunidade de peixes perdeu espécies ao longo do tempo, sendo que nesse reservatório não foi feito peixamento (Iglesias *et al.* 2001). Assim, a geração de energia elétrica por meio do aproveitamento hidráulico possui consequências para fauna aquática e, como abordado daqui a diante, para a fauna terrestre. Embora a energia elétrica proveniente de hidrelétricas seja considerada limpa, ela apresenta consequências biológicas em diferentes escalas (espacial e temporal) com grande perda para diversidade em geral.

Grandes regiões são perdidas para que se possa gerar energia, estima-se que a área inundada por aproveitamentos hidrelétrico no País seja em torno de 36.000 km<sup>2</sup>, correspondendo a

0,4% do território nacional (Aneel 2002). Os maiores reservatórios (acima de 1.000 km<sup>2</sup>) alagam cerca de 18.000 km<sup>2</sup>, o que corresponde a 0,2% do território brasileiro e 50 % da área total dos reservatórios. As represas geralmente são de grande extensão e as nove maiores represas têm em média de 2.000 km<sup>2</sup> de extensão (CBDB 2002), sendo que três delas se localizam no bioma Cerrado, com média abaixo da geral (Tabela 1).

Tabela 1. Características dos reservatórios artificiais brasileiros. Fonte: Aneel (2002) e CBDB (2002).

UHE	Empresa	Rio	Estado	Bioma	Potência MW	Área (km <sup>2</sup> )
Sobradinho	Chesf	São Francisco	BA	Caatinga	1.050	4.214
Tucuruí	Eletronorte	Tocantins	PA	Amazônico	4.125	2.430
Balbina	Eletronorte	Uatumã	AM	Amazônico	250	2.360
Porto Primavera	Cesp	Paraná	SP	Mata Atlântica	1.818	2.250
Serra da Mesa	Fumas	Tocantins	GO	Cerrado	1.200	1.784
Fumas	Fumas	Grande	MG	Cerrado	1.216	1.450
Itaipu	Itaipu	Paraná	BR/PY	Mata Atlântica	12.600	1.360
Ilha Solteira	Cesp	Paraná	SP	Mata Atlântica	3.230	1.077
Três Marias	Cernig	São Francisco	MG	Cerrado	517	1.059
Média ± DP						1.431,00 ±
Cerrado						362,87
Média ± DP total						1.988,22 ±
						985,83

O potencial elétrico brasileiro está estimado em 260 GW, sendo que mais de 59% desse potencial localiza-se nas bacias do Paraná, São Francisco e Tocantins, e o potencial instalado representa apenas 23% dessa estimativa (Aneel 2002). Cerca de 14.500 MW (autorizações concedidas) serão adicionados ao sistema elétrico nacional, o que representa novas construções e/ou ampliações de empreendimentos já existente (Aneel 2002). A capacidade a ser instalada (ou ampliada) para os

próximos anos se localiza principalmente na Bacia do Tocantins (36%), onde grande parte encontra-se nos domínios do Cerrado.

O estudo apresentado aqui se refere à avaliação do impacto da construção da hidrelétrica de Serra da Mesa (Goiás) na comunidade de aves, abordando os efeitos na riqueza de espécies (padrões de riqueza e extinção: capítulo 1), na diversidade (capítulo 2) e na organização das categorias tróficas das aves (capítulo 3).



### **Referências Bibliográficas**

- Agência Nacional de Energia Elétrica. 2002. *Atlas de Energia Elétrica do Brasil*. Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, ANEEL (SIH), Brasília, DF.
- Conselho Brasileiro de Barragens CBDB. 2002. Cadastro de barragens. Dados disponíveis on line (<http://www.cbdb.org.br>, data de acesso: 15 de junho de 2002).
- Eletronorte 2002. Informações sobre a crise de energia elétrica brasileira. Publicação on line ([www.eln.gov.br](http://www.eln.gov.br), data de acesso: 31 de janeiro de 2001).
- IBGE. 2001. *Contagem da População 1996 e Censo Demográfico 2000*. Publicação on line ([www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br), data de acesso: 31 de janeiro de 2002).
- Iglesias, R. R., R. Mazzoni e E. P. Caramaschi. 2001. Impacto da construção da barragem de Serra da Mesa (alto rio Tocantins - Goiás) sobre a comunidade de peixes. Resumos do XIX Encontro Brasileiro de Ictiologia 2001, Porto Alegre.
- Oliveira, J. C. 1994. Usinas hidrelétricas e seu impacto na ictiofauna: uma avaliação de estudos ambientais com destaque para os levantamentos. Seminário sobre a fauna aquática e o setor elétrico (Caderno IV: Estudos e levantamentos), Rio de Janeiro, COMASE/Eletobrás.
- Operador do Sistema Nacional de Energia. 2001. Planejamento anual da operação energética. Governo Federal, Brasil. 80 p.
- Primack, R. B. e E. Rodrigues. 2001. Ameaças à diversidade biológica. *In* Biologia da conservação. Londrina. Pp 69-133.
- Smith, W. S. e M. Petrere Jr. 2001. Peixes em represas: o caso de Itupararanga. *Ciência Hoje* 29: 74-77.

## **EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO NA RIQUEZA DE AVES: RESERVATÓRIO DA UHE SERRA DA MESA, GOIÁS**

### **INTRODUÇÃO**

A redução de hábitat e a conseqüente perda de riqueza de espécies são duas conseqüências do processo de transformação de áreas naturais contínuas em fragmentos (Franklin e Forman, 1987; Bierregaard Jr. e Stouffer, 1997; Sieving e Karr, 1997; Brooks *et al.* 1999). Outros processos populacionais podem ser influenciados pela fragmentação, como a diminuição da capacidade de dispersão dos indivíduos (Lens e Dhondt 1994, Matthysen *et al.* 1995, Matthysen e Currie 1996), alteração no tamanho das áreas de vida, colocando as espécies consideradas mais especializadas no uso de hábitat em desvantagem (Willis 1974) e aumento da taxa de predação devido ao aumento da população dos 'mesopredadores' (Soulé *et al.* 1988, Terborgh *et al.* 1997). Esses processos, que podem ocorrer isoladamente ou não, resultariam no desaparecimento local de algumas espécies.

O explosivo crescimento da população humana mundial tem acelerado a fragmentação das paisagens naturais, transformando e diminuindo a qualidade de recursos para diversas espécies, incluindo o próprio homem (Cohen 1997). No Brasil, vários estudos biológicos foram desenvolvidos abrangendo a problemática da redução e fragmentação de ambientes em diversos biomas. Na Floresta Amazônica, o projeto PDBFF (Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais) criou um estudo experimental multidisciplinar para entender os efeitos da perda de hábitat e isolamento de áreas remanescentes nesse bioma (referências compiladas em Laurance e Bierregaard Jr. 1997), em geral observando o declínio no número de espécies (Rylands e Keuroghlian, 1988; Klein, 1989; Becker *et al.*, 1991; Bierregaard Jr. e Stouffer, 1997). A Mata

Atlântica (região do platô), o bioma mais ameaçado do planeta devido à conversão antrópica de habitat (com menos de 9% de sua área original, segundo MMA 1998), apresenta sinais de comprometimento na capacidade de auto-sustentabilidade ecológica, o que torna necessário a intervenção humana para restaurar alguns processos sucessionais da vegetação (Viana *et al.* 1997). No Cerrado, alguns estudos que observaram o efeito da fragmentação para a avifauna indicam a diminuição da riqueza decorrente da perda de área (Ferreira 1996), do grau de alteração ambiental (Tubelis 1997), ou alteração na composição da comunidade devido ao isolamento do fragmento (Machado 2000).

Ecosistemas fragmentados tendem a perder espécies levando a comunidade a um novo patamar de equilíbrio, processo conhecido como relaxamento das comunidades (Diamond 1972), com diversos estágios transitórios (Simberloff 1976). Em fragmentos insulares, antrópicos (Shafer 1990) ou não (MacArthur e Wilson 1967), o número de espécies existentes representa um equilíbrio dinâmico entre a recolonização e extinção, sendo que remanescentes menores suportarão menos espécies (e populações menores) do que os grandes fragmentos. A idéia de que a riqueza de espécies em ambientes fragmentados é função do tamanho e grau de isolamento da 'ilha' tem sido amplamente utilizada na biologia da conservação, mas alguns estudos encontraram resultados discordantes da teoria de biogeografia de ilhas. Alguns estudos (revisão em Debinski e Holt 1998) mostraram que a riqueza de espécies pode se manter inalterada ou aumentar devido à fragmentação, sendo esse aumento atribuído às espécies transientes, pioneiras (de estágios iniciais de sucessão) ou devido ao efeito de borda (o chamado efeito *spillover* de Holt 1997).

Uma das formas de perda de habitat no Cerrado tem sido através da construção de usinas hidrelétricas, que formam reservatórios muitos extensos. A criação de reservatórios artificiais para a geração de energia elétrica pode acarretar na formação de fragmentos de terra isolados por

extensos volumes d'água, caracterizando ilhas continentais (*land bridge islands sensu* Diamond 1972), que são fragmentos da paisagem que foram isolados pelo aumento do nível de água levando à perda de área. As mudanças na paisagem natural, decorrentes do represamento de grandes rios, podem causar variações qualitativas e/ou quantitativas na composição da comunidade local, afetando negativamente algumas populações (impacto na flora em regiões adjacentes ao reservatório, Wolek 1997; fauna intersticial, Liao *et al.* 1988; invertebrados lóticos, Palmer *et al.* 1996; estágios transitórios em invertebrados e vertebrados, Terborgh *et al.* 1997, comunidades de roedores, Carmignotto 1999).

Poucos estudos abordam o impacto biológico da construção de hidrelétricas na fauna. Sá (1995) registrou os efeitos sobre aves e mamíferos após dois anos da construção da Usina Hidrelétrica de Samuel (Floresta Amazônica em Rondônia). Terborgh *et al.* (1997) acompanharam fragmentos de florestas semidecíduas do reservatório de Raul Leoni (Lago Guri) na Venezuela, após 25 anos do fechamento da barragem. Cosson *et al.* (1999) investigaram os efeitos da fragmentação nas 'ilhas' de floresta tropical formadas pela construção da Hidrelétrica de Petit Saut na Guiana Francesa. No Cerrado, Carmignotto (1999) avaliou o impacto da perda de hábitat na borda do reservatório sobre a comunidade de pequenos mamíferos no Cerrado. O restante dos estudos são EIA/RIMA's que representam o cumprimento legal à Resolução CONAMA No. 001 (23 de janeiro de 1986) para se obter o licenciamento ambiental. São, na grande maioria dos casos, estudos de curto prazo.

O objetivo desse estudo foi acompanhar os processos ecológicos resultantes da perda de hábitat devido à formação do reservatório artificial da Usina Hidrelétrica (UHE) Serra da Mesa (Goiás) e analisar suas conseqüências na riqueza da avifauna local. As hipóteses testadas estão baseadas nos seguintes processos biológicos:

- 1) A perda de hábitat gera diminuição na riqueza de espécies de aves de acordo com a relação espécie-área, portanto, nos fragmentos estudados a riqueza de aves diminuirá com a perda de hábitat e isso acontecerá em todas as classes de tamanho de fragmentos;
- 2) O enchimento do reservatório levará ao adensamento de espécies oriundas das matas de galeria (submersas), assim ocorrerá aumento no número de espécies em cada fragmento;
- 3) Após algum tempo, as áreas fragmentadas podem alcançar número menor de espécies em relação ao que ocorria nas áreas antes do impacto (relaxamento da comunidade). Esse tempo (meia vida) em que os fragmentos perderão espécies pode ser função do tamanho, assim, os fragmentos menores de Serra da Mesa terão meia vida menor que os maiores;
- 4) As espécies podem ser classificadas de acordo com a vulnerabilidade a perturbações antrópicas, com alta, média e baixa vulnerabilidade (Parker III *et al.* 1996). As taxas de colonização e desaparecimento nos fragmentos ao longo dos anos de estudo podem indicar se as espécies de aves em Serra da Mesa respondem à classificação proposta por Parker III *et al.* (1996). Assim, espécies que persistiram e desapareceram após o impacto têm baixa e alta vulnerabilidade, respectivamente.

## **ÁREA DE ESTUDO**

### **O CERRADO**

O bioma Cerrado compreende uma área de aproximadamente 2.000.000 km<sup>2</sup>, localizado no centro da América do Sul entre cinco outros biomas e, portanto, em contato direto com as Florestas Amazônica e Atlântica, Pantanal, Chaco e Caatinga (Eiten 1993). Apresenta altitudes entre 100 a 1.800 metros acima do nível do mar e é geograficamente definido como um conjunto de chapadas e serras intercalados por extensas planícies (Silva 1995a). As fitofisionomias possuem distribuição em

mosaico, mesclando paisagens abertas (campos limpo, sujo e de murundum; cerrado *stricto sensu*, veredas e corpos d'água lóticos e lênticos) com formações florestais, como mata de galeria, cerradão, mata de interflúvio e mata seca (Eiten 1993).

O Bioma Cerrado possui aproximadamente 837 espécies de aves e 65% deste total está associado às formações florestais (Silva 1995a). Cerca de 202 taxa de aves presentes no Cerrado possuem centro de distribuição na Floresta Amazônica e outros 79 na Floresta Atlântica, ressaltando a importância das matas de galeria, que acompanham os cursos d'água formando uma rede de corredores ligando o Cerrado a esses biomas florestais (Silva 1996). Devido ao contato com outros biomas, tanto abertos quanto florestais, o Cerrado apresenta um baixo endemismo de avifauna, apenas 32 espécies, sendo duas consideradas 'quase endêmicas' (Silva 1997, Cavalcanti 1988).

Apenas 20% do Cerrado encontram-se em estado original (Myers *et al.* 2000) e desta forma a principal ameaça à conservação da avifauna do Cerrado é a perda de hábitat (M.M.A. 1999). As principais alterações são as atividades agropecuárias, expansão da malha urbana e utilização do potencial hídrico para geração de energia elétrica. Além disso, 70% do Cerrado não possuem sua avifauna minimamente amostrada (Silva 1995a) e esta falta de conhecimento dificulta a elaboração de estratégias de conservação.

#### A ÁREA DE APROVEITAMENTO HIDRELÉTRICO DE SERRA DA MESA, GOIÁS

Desenvolvi o estudo na UHE Serra da Mesa (entre 13° 45' – 14° 35' S e 47° 50' – 49° 15' W) localizada na Bacia do Alto Tocantins, em Goiás. A barragem está situada no rio Tocantins (Figura 1.1), abrangendo principalmente os municípios de Minaçu (margem esquerda), Colinas do sul (margem direita), Uruaçu (início do reservatório) e Niquelândia (margem direita distal), a 1.790 km de sua foz, no rio Guamá, braço sul do delta do Amazonas, próximo a Belém.

O início das obras da UHE Serra da Mesa ocorreu em 1984 com a implantação, por FURNAS Centrais Elétricas, de um canteiro piloto na margem esquerda do rio Tocantins, e de uma estrada de acesso com cerca de 35 km, desde a Rodovia GO-241 para apoio aos serviços. Somente em 25 de outubro de 1996 ocorreu o fechamento dos túneis de desvio, iniciando-se então o enchimento do lago artificial.

A área do reservatório inundou vastas regiões ainda bem preservadas de Cerrado (dos 1784 km<sup>2</sup> apenas 8,8 % estavam destinados à agricultura e mineração, IESA 1990 *apud* Embrapa 2000), fragmentando a paisagem contínua em 288 fragmentos de diversos tamanhos, predominantemente pequenos (< 1 ha).

O clima da região é dividido em duas estações distintas, o período úmido, de outubro a abril e o período mais árido, de maio a setembro (Figura 1.2). A temperatura média anual é de 26,2 °C, com precipitação anual de 1.865 mm (dados fornecidos por Furnas Centrais Elétricas).

## VEGETAÇÃO

### ÁREA DO RESERVATÓRIO

Em Serra da Mesa são encontradas três formações de vegetação (florestais, savânicas e campestres), além de ecótonos de transição entre as mesmas. Segundo Ribeiro e Walter (1998) e Embrapa (2000), a vegetação pode ser caracterizada da seguinte maneira:

Formações florestais, que são trechos de vegetação ou áreas com predominância de espécies arbóreas, onde há formação de dossel contínuo ou não. Compreendem mata ciliar, mata de galeria, mata de galeria inundável, mata de galeria não inundável, mata seca, mata seca em solo calcário e cerradão.

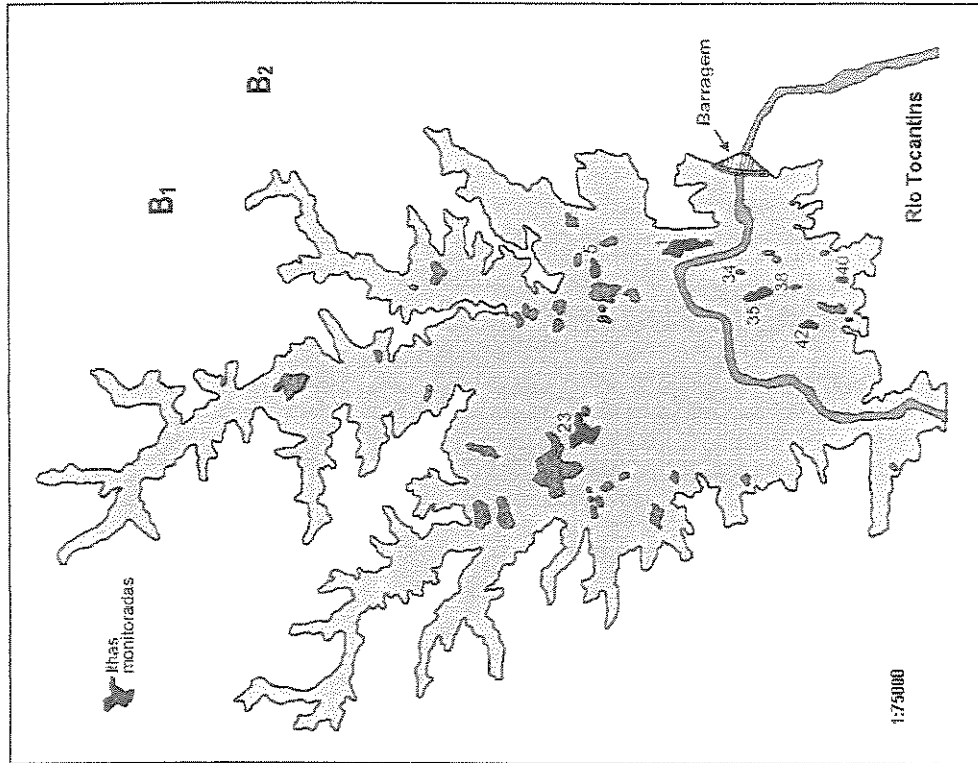
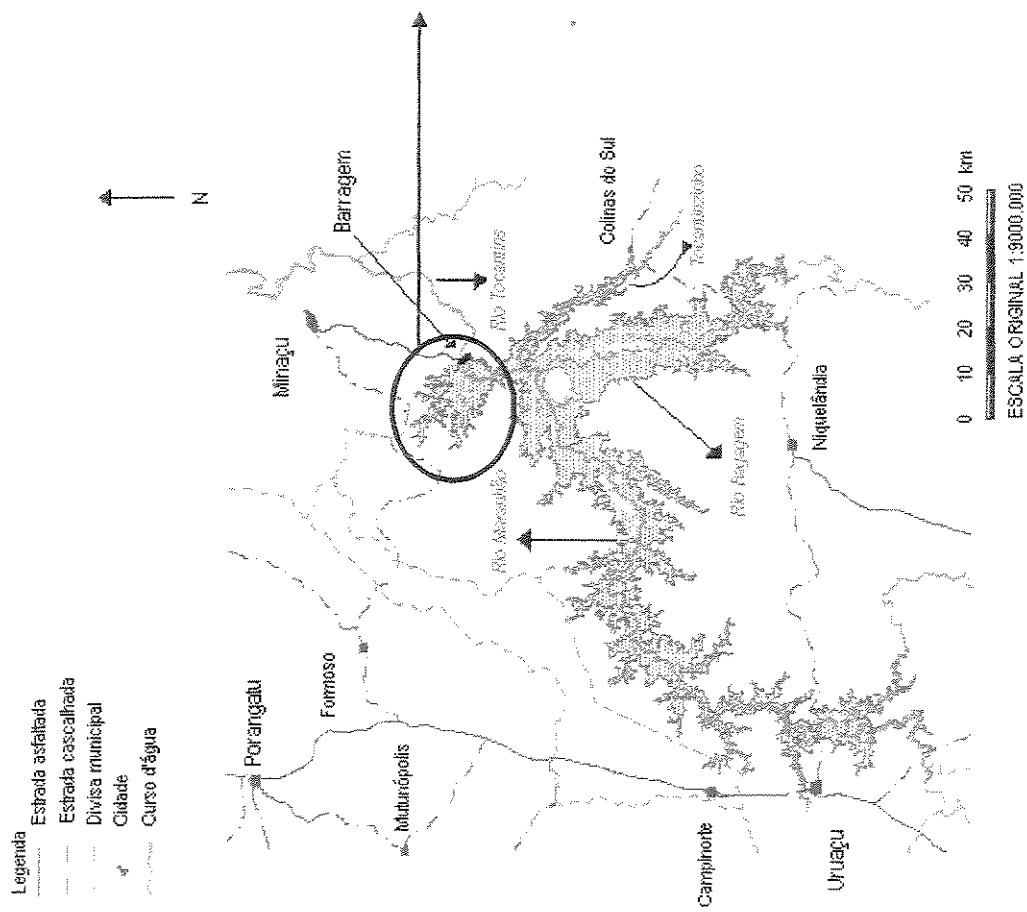


Figura 1.1. Área do reservatório de Serra da Mesa (Goiás) com os fragmentos resultantes do alagamento da região. Fragmentos em vermelho ilustram os pontos de coleta.



Formações savânicas, que são trechos de vegetação com árvores e arbustos espalhados por estrato graminoso, sem dossel. Abrangem cerrado *stricto sensu*, cerrado denso, cerrado típico, cerrado ralo, vereda e babaçal.

Formações campestres, que são trechos de vegetação com predomínio absoluto de espécies herbáceas e algumas arbustivas, e ausência de árvores na paisagem. Destacam-se o campo sujo, campo limpo, campo úmido, campo com murunduns, campo pedregoso.

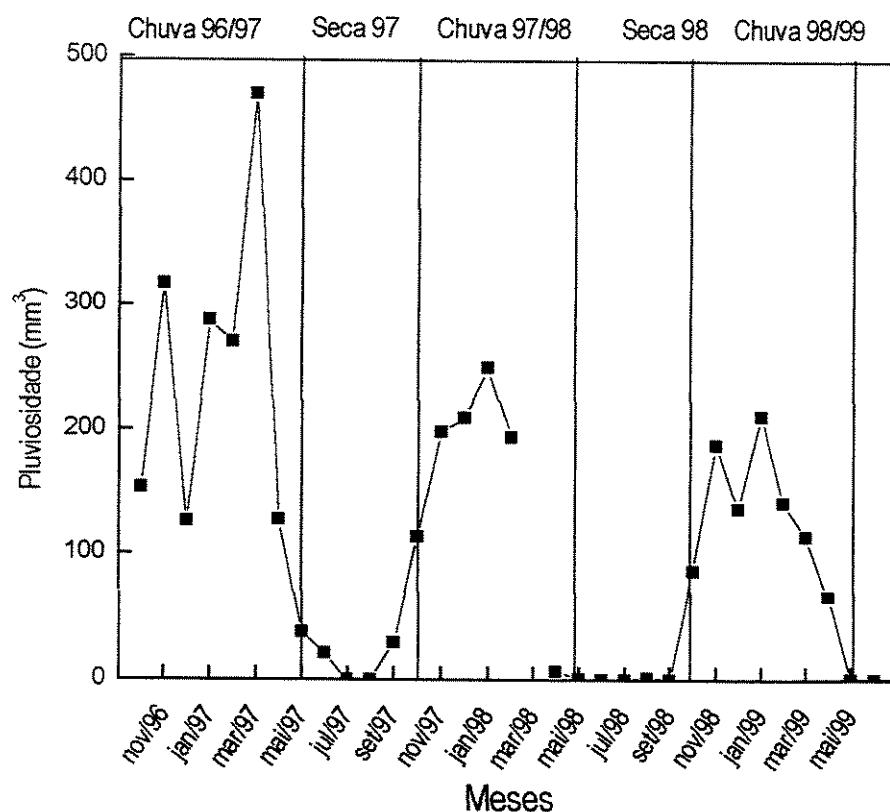


Figura 1.2. Precipitação mensal registrada na área do reservatório da UHE Serra da Mesa, Goiás.

Fonte: Furnas Centrais Elétricas.

## FRAGMENTOS RESULTANTES DA FORMAÇÃO DO LAGO

Todos os fragmentos estudados representam topos de morros que antes da formação do reservatório constituíam paisagem natural de cerrado, composta pelas três formações vegetacionais e ecótonos já citados acima. Com auxílio de mapas da região e de cartas de nível (fornecidos por Furnas), foram escolhidos alguns topos de morros, que se tornariam fragmentos após o fechamento da barragem.

As áreas que estudei compreendem seis fragmentos categorizados em três classes de tamanho: pequeno (menor que 3 ha), médio (acima de 6 ha) e grande (entre 10 e 30 ha), um fragmento temporário, uma península (acima de 30 ha) e duas áreas localizadas fora da área direta de influência da UHE Serra da Mesa (Tabela 1.2).

Tabela 1.1. Fragmentos e áreas de borda amostradas, seus respectivos tamanhos, coordenadas e formação vegetal na UHE Serra da Mesa, Goiás.

Amostra	Tamanho (ha)	Coordenadas UTM	Formação
P <sub>34</sub>	< 3	22 L 789258 8467427	Savânica
P <sub>40</sub>	< 3	22 L 790645 8465074	Savânica
M <sub>5</sub>	> 5 < 10	22 L 787086 8470811	Savânica
M <sub>42</sub>	> 5 < 10	22 L 789148 8465078	Savânica
G <sub>1</sub>	30	22 L 788984 8469088	Savânica
G <sub>35</sub>	> 10	22 L 789010 8466694	Savânica/campestre
Borda B <sub>1</sub>	Contínuo	22 L 790379 8476894	Savânica/campestre
Borda B <sub>2</sub>	Contínuo	22 L 793111 8475415	Savânica/campestre

## DESCRIÇÃO DA VEGETAÇÃO DOS FRAGMENTOS

### PEQUENOS

#### 1) Fragmento P<sub>34</sub>

Antes do isolamento: localizado imediatamente à margem esquerda do Rio Tocantins, esse fragmento foi o primeiro a ser isolado pelo fechamento das comportas (dezembro de 1996). A vegetação original consistia de vegetação florestal (mata ciliar) nas cotas próximas ao rio Tocantins e de cerrado sobre rochas expostas nas cotas mais altas, que ficaram fora da área de inundação. Nas cotas inferiores existiam algumas áreas de campo e cerrado ralo com árvores esparsas. Depois do isolamento: A vegetação das encostas consistia de cerrado pedregoso e aberto, com alguns arbustos espalhados, no topo do fragmento a vegetação consistia de cerrado mais fechado, com algumas áreas abertas, dominadas por capim natural.

#### 2) Fragmento P<sub>40</sub>

Antes do isolamento: Localizado próximo ao dique 2 (margem esquerda), possuía vegetação de veredas, matas de galeria e campos abertos. A parte baixa do fragmento era utilizada como 'área de empréstimo', portanto já havia sido desmatada, com intensa atividade de caminhões. Depois do isolamento: Após o enchimento da represa, a vegetação do fragmento continha áreas de campos abertos sobre rocha, com pequena mata no topo. Esse fragmento nunca chegou a estar isolado completamente da borda do reservatório, era conectado por uma estreita faixa de terra, com vegetação completamente aberta.

### MÉDIOS

#### 3) Fragmento M<sub>5</sub>

Antes do isolamento: Esse fragmento localiza-se à margem direita do rio Tocantins, próxima à borda do reservatório. A margem direita é a região mais utilizada pela população humana para uso de solo.

No fragmento M<sub>5</sub> havia uma extensa floresta e cerrado que foi cortada antes do estabelecimento da UHE Serra da Mesa; estava em processo de sucessão com estrato arbóreo de cerca de 2 m e sub-bosque muito fechado. Conectado ao fragmento, havia muitas áreas de florestas de encostas, com cachoeiras, e paredões de quartzito. Parte do fragmento pertencia à área de segurança da UHE, tendo a vegetação cortada e queimada durante a fase de fechamento das comportas. Depois do isolamento: A vegetação resultante após o isolamento (cerca de março de 1997) consistia de vegetação secundária, com algumas espécies de árvores de florestas remanescentes, como o Jatobá (*Hymenaea stagnocarpa*) e alguns indivíduos de Cabeça-de-negro (*Emmotum nitens*). Esse fragmento foi utilizado como porto de embarcações e local de acampamento de pescadores.

#### 4) Fragmento M<sub>42</sub>

Antes do isolamento: Situado à margem esquerda do rio Tocantins, esse fragmento apresentava a vegetação típica de cerrado *sensu stricto*, com veredas ao fundo, campos limpos e matas de galeria, todas em bom estado de conservação. Era utilizado como pasto para gado pelo fazendeiro, porém os animais foram retirados no início de fevereiro, quando ocorreu o isolamento de parte da região, incluindo esse fragmento. Depois do isolamento: A vegetação após o isolamento, continha áreas de cerrado *sensu stricto*, campo em solos arenosos e cerrado aberto sobre rochas, ambos em bom estado de conservação.

### GRANDES

#### 5) Fragmento G<sub>1</sub>

Antes do isolamento: Está situado à margem direita do rio Tocantins e possui vegetação de Cerrado denso, com algumas áreas de cerrado mais aberto, com extensa mata ciliar e lagoas sazonais internas à mata. Esse fragmento localiza-se muito próximo à barragem. Depois do isolamento: O fragmento manteve áreas de mata e cerrado denso no topo do morro, com cerrado aberto ou campo

cerrado nas áreas de encostas e alguns remanescentes de cerrado sobre rocha e mata nas áreas mais baixas. Ainda possuía algumas áreas alteradas pelo uso do entorno do fragmento como áreas de retirada de quartzo para o uso na barragem. A proximidade com o canteiro de obras favoreceu a presença constante de trabalhadores no fragmento, o que garantia a manutenção de uma ponte de terra entre o continente (borda do reservatório) e o fragmento.

#### 6) Fragmento G<sub>35</sub>

Antes do isolamento: Localiza-se à margem esquerda no rio e possui vegetação de campos pedregosos, com vegetação mais densa (cerrado) no topo. Veredas e matas de galeria ao fundo com áreas de escarpas, com cachoeiras. Depois do isolamento: O processo de isolamento iniciou em fevereiro de 1997, durando cerca de seis meses após. Perdeu as matas de galeria e as veredas e estava isolado no meio do reservatório.

### PENÍNSULA

#### 7) Península Pn<sub>23</sub>

Antes do isolamento: Localiza-se na porção mais central do reservatório, a península PN<sub>23</sub> possui vegetação de Cerradão, com grandes áreas de veredas e babaquais, Depois do isolamento: todas as veredas e babaquais submersos após o represamento do rio. Foi isolado no fim de 1997.

### TEMPORÁRIO

#### 8) Fragmento T<sub>38</sub>

Antes do isolamento: Esse fragmento localiza-se próximo à margem esquerda do rio Tocantins, em um pequeno afluente. A topografia antes da inundação consistia de um platô, onde ocorria uma vereda e uma cachoeira, com matas nas encostas íngremes. Depois do isolamento: A vegetação restante é formada por cerrado ralo, com campos pedregosos. Escolhi o ponto de amostragem entre a mata e o cerrado, local abaixo da cota de inundação.

## BORDAS

### 9) Borda B<sub>1</sub>:

Essa área possui vegetação de cerrado sobre rocha, com vereda e mata de galeria e algumas áreas de campo. Pertence a UHE Serra da Mesa.

### 10) Borda B<sub>2</sub>

Essa área possui vegetação de cerrado aberto sobre rocha, com cerrado *sensu stricto*, veredas com matas de galeria e áreas de acentuado declive, formando cachoeiras.

## METODOLOGIA

Para determinar a riqueza das áreas amostradas, escolhi o método de contagens por pontos, sem raio fixo (Bibby *et al.* 1992), que consiste em permanecer alguns minutos em determinado local e registrar todas as ocorrências de espécies, observadas por meio da vocalização ou visualização.

Escolhi os pontos de amostragens dos fragmentos em regiões acima da cota máxima de enchimento do reservatório. A distância mínima entre pontos era de 200 m ou 15 minutos de caminhada, para garantir a independência dos dados. Padronizei o esforço de coleta para as diferentes categorias de tamanho de fragmento, com um ponto para fragmentos pequenos, dois pontos em fragmentos médios e três pontos em fragmentos grandes, usando a média dos pontos (quando o caso) para obter o número de espécies mensal (Tabela 1.3). Amostrei cada ponto sistematicamente ao longo do período de estudo, com o objetivo de detectar as mudanças na comunidade de aves.

Iniciei cada contagem por ponto após alguns minutos da chegada no fragmento, com a finalidade de diminuir o distúrbio causado pela minha presença. Permaneci durante 20 min em cada ponto, para aumentar a probabilidade de detecção de espécies de aves (Bibby *et al.* 1992).

Tabela 1.2. Frequência de amostragem nos fragmentos estudados na UHE Serra da Mesa, durante 1996 a 1999. (X = 1 ponto).

Fragmentos	P <sub>34</sub>	P <sub>40</sub>	M <sub>5</sub>	M <sub>42</sub>	G <sub>1</sub>	G <sub>35</sub>	Pn <sub>23</sub>	T <sub>38</sub>	B <sub>1</sub>	B <sub>2</sub>
Meses/ano										
07/96	X	-	XX	XX	XXX	XXX	XX	-	-	-
08/96	X	X	XX	XX	XXX	XXX	-	-	-	-
09/96	X	X	XX	XX	XXX	XXX	-	-	-	-
10/96	X	X	XX	XX	-	XXX	-	-	-	-
11/96	X	X	XX	XX	XXX	XXX	-	-	-	-
12/96	X	X	XX	XX	XXX	XXX	-	-	-	-
01/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	-	-	-	-
02/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	-	-	-	-
03/97	-	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	-	-	-
04/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	-	-	-
05/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	-	-
06/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	-	-
07/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	-	-
08/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	-	-
09/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	-	-
10/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	-	-
11/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	-	-
12/97	X	X	XX	XX	XXX	XXX	-	X	-	-
01/98	X	X	XX	XX	XX	XXX	XXX	X	-	-
02/98	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	X	X
03/98	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	X	X
03/98	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	X	X
04/98	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	X	XX
05/98	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	X	X
06/98	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	X	-	-
07/98	X	X	XX	XX	XXX	-	XXX	-	X	XX
09/98	X	X	XX	XX	XX	XXX	XXX	-	X	XX
11/98	X	X	XX	-	XXX	XXX	XXX	-	-	X
01/99	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	-	X	XX
03/99	X	X	XX	XX	XXX	XXX	XXX	-	X	XX
05 e 06/99	X	X	-	XX	XXX	XXX	XXX	-	X	XX

Durante julho de 1996 a julho de 1998, recenseei os fragmentos mensalmente e a partir de julho/98 até maio/99, a cada dois meses. Fiz as amostragens entre 6:00 h e 8:00h e a cada contagem registrei a espécie, número de indivíduos, o horário e o tipo de registro (visual ou auditivo).

Amostrei todos os pontos em condições climáticas similares, tentando evitar assim, efeitos relacionados à diminuição das atividades das espécies diante de chuvas e ventos fortes.

## ANÁLISE DOS DADOS

Para detectar a mudança de riqueza ao longo dos anos de estudo, separei os dados de número de espécies por ano de amostragem (ano 1 abrange a chuva de 1996 e a seca de 1997; ano 2, a chuva de 1997 e a seca de 1998; e o ano 3, chuva de 1998 e seca de 1999) e por tamanho de fragmento (pequeno, médio e grande). Analisei a riqueza através de ANOVA de dois fatores fixos ('ano de amostragem' e 'tamanho do fragmento'), usando cada fragmento em cada ano como réplica. Usei o teste HSD de Tukey para detectar diferenças entre as médias de riqueza entre anos e tamanho de fragmentos e observei graficamente os resíduos para avaliar possíveis tendências (Box *et al.* 1978), não sendo necessária nenhuma transformação da riqueza.

Para calcular a meia vida de cada fragmento (tempo necessário para o fragmento perder cerca de 50% das espécies) utilizei o Índice de relaxamento de comunidades (Brooks *et al.* 1999). Esse índice consiste no conhecimento prévio da riqueza da região amostrada ( $S_{total} = 318$ , dados gerados pela lista de espécies elaborada ao longo do estudo), da área total de amostragem do estudo ( $A_{total} = 28.000$  ha, referente à área que engloba os fragmentos estudados e adjacências - calculado por aproximação) e da área do fragmento ( $A_{fragmento}$ ). Utiliza-se a relação ESPÉCIE X ÁREA, ou seja  $S = cA^z$  (Preston 1962), onde:

- S é o número de espécies,
- A, a área e
- c e z, constantes.

De acordo com Brooks *et al.* (1999), é possível a previsão do número de espécies original ( $S_{original}$ ) e do fragmento ( $S_{fragmento}$ ) através dessa relação. Para tanto, calcula-se:

- $S_{original} / S_{total} = (A_{fragmento} / A_{total})^z$ , onde  $z = 0,15$



- $S_{\text{fragmento}} / S_{\text{total}} = (A_{\text{fragmento}} / A_{\text{total}})^z$ , onde  $z = 0,25$ .

Os valores de  $z$ , para cada caso, seguem Rosenzweig (1995).

O índice de Relaxamento -  $I$  - é assim calculado:  $I = (S_{\text{atual}} - S_{\text{fragmento}}) / (S_{\text{original}} - S_{\text{fragmento}})$ , onde o  $S_{\text{atual}}$  representa as contagens feitas *in situ*. Esse índice varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo a 1, menos espécies foram perdidas ao longo do processo de fragmentação.

Assumindo que  $I$  declina com o tempo exponencialmente (Diamond 1972), então:  $I = e^{(-k \times t)}$ , onde  $k$  é uma constante. A meia vida é obtida utilizando-se  $I = 0,5$ , ou seja, o tempo necessário para a perda de 50% das espécies da área.

Calculei os índices de relaxamento para todos os fragmentos com réplicas, exceto para o fragmento P<sub>34</sub>, pois o número de espécies ORIGINAL (calculado a partir da relação espécie – área) foi menor que o número encontrado no fragmento. Quando a situação se repetiu, adotei o mesmo procedimento (números em negrito da Tabela 1.7).

Para testar a classificação de vulnerabilidade de espécies de aves a perturbações antrópicas proposta por Parker III *et al.* (1997), calculei as taxas de colonização e desaparecimento de acordo com Rosenzweig e Clark (1994). A probabilidade de imigração é dada por  $\lambda = N (AP) / [N (AP) + N (AA)]$ , a probabilidade de desaparecimento é  $\delta = N (PA) / [N (PA) + N (PP)]$  e a taxa de extinção é  $\mu = \delta / (1 - \lambda)$ , onde  $N$  = número de P (presença) e/ou A (ausência). O valor de  $\mu$  não pode exceder 1, no entanto, a estocasticidade pode gerar uma estimativa de extinção acima desse valor. Assim Clark e Rosenzweig (1994) sugerem  $\lambda = [N (PP) + N (AP)] / \Sigma N$ , onde  $\Sigma N$  é o número de todas as combinações de presença e ausência.

Para calcular as taxas de extinção, separei as amostragens da seguinte maneira: SECA96, CHUVA96/97, SECA97, CHUVA97/98, SECA98, CHUVA98/99 e SECA99 (para o fragmento M<sub>5</sub>,

utilizei apenas seis períodos). Por exemplo, se determinada espécie foi encontrada nos seguintes períodos de amostragem, então:

Espécie	SECA96	CHUVA96/97	SECA97	CHUVA97/98	SECA98	CHUVA98/99	SECA99
<i>Eupetomena macroura</i>	P	A	P	P	P	P	A

O beija-flor-tesoura (*Eupetomena macroura*), espécie usada como exemplo, apresentou quatro presenças duplas, ou seja esteve presente durante a seca de 97 até a chuva 97/98 (1 registro), após a chuva 97/98 e seca 98 (segundo registro) e da seca de 98 a chuva 98/99 (terceiro registro), logo  $N(PP) = 3$ . Obteve também duas presenças seguidas de ausências  $N(PA) = 2$ , uma ausência seguida de presença  $N(AP) = 1$  e nenhuma dupla ausência,  $N(AA) = 0$ .

Assim, categorizei a combinação de presença e ausência de todas as espécies registradas nas contagens por pontos em três padrões distintos:

- 1) Persistência: espécies que estavam presentes (PP) em seis ou cinco amostragens; ou seja,  $PP/PA/AP/AA = 6/0/0/0$  ou  $PP = 5$  ou  $4$ , estando o resto distribuído pelas outras categorias. Para  $M_5$ , utilizei 5, 4 ou 3 presenças, sem nenhuma evento de duplo de ausência (AA).
- 2) Extinção: espécies que possuíam seis ou cinco ausências (AA);  $PP/PA/AP/AA = 0/0/0/6$  (5 ou 4). Algumas espécies estavam ausentes da amostragem no início do ano 1 e ano 2, porém apareceram no ano 3, tendo assim vários eventos de AA's, porém nesse caso, o número elevado de ausência não indica extinção e sim o aparecimento dessas espécies. Portanto, indiquei entre parênteses nos resultados as espécies que 'apareceram' no fim da amostragem, como por exemplo, as espécies aquáticas. Para  $M_5$ , idem ao anterior, sem nenhum evento duplo de PP;
- 3) Flutuação: espécies alternando a presença e ausência (PA e/ou AP).  $PP/PA/AP/AA = 3/0/1/2$ ;  $3/1/0/2$ ;  $2/1/0/3$ ;  $3/2/1/0$ ;  $2/1/1/2$ ;  $2/2/1/1$  e várias outras combinações.

Comparei posteriormente as categorias de respostas das espécies com a classificação propostas por Parker III *et al.* (1996), persistência com baixa, flutuação com média e extinção com alta vulnerabilidade a perturbações ambientais.

As análises estatísticas seguem Sokal e Rohlf (1995) e o nível de significância usado foi de  $p = 0,05$ . Analisei os resíduos graficamente para identificar possíveis tendências ao longo da estimativa e homogeneidade da variância (Box *et al.* 1978), não sendo necessária a transformação da riqueza, exceto para as bordas ( $\log_{10}$ ).

## **RESULTADOS**

### **Riqueza de espécies**

A região estudada apresentou 318 espécies de aves (Anexo 1), incluindo-se as contagens por pontos e os registros *ad libitum*. Essa riqueza abrange 20 ordens em 57 famílias, representando cerca de 38% das espécies encontradas no Bioma.

Detectei a presença de 10 espécies endêmicas (duas quase endêmicas) com somente duas espécies dependentes de ambientes florestais, *Herpsilochmus longirostris* e *Antilophia galeata*, sendo o restante de fitofisionomias abertas de cerrado (Anexo 1). Os fragmentos apresentaram em média três espécies endêmicas ( $\bar{x} = 3,6$ ; DP = 1,2; n = 6), sendo que M<sub>5</sub> possuiu o menor número (duas) e M<sub>42</sub> e G<sub>35</sub> o maior número de endemismos (cinco espécies). As áreas de borda apresentaram cinco espécies endêmicas e uma espécie considerada 'quase endêmica', a bandoleta-do-cerrado (*Cypsnagra hirundinacea*).

A riqueza registrada nas contagens por pontos para os fragmentos apresentou, em média, números similares, de acordo com o tamanho da área (Tabela 1.3). O fragmento que apresentou

maior riqueza foi G<sub>1</sub>, com 142 espécies de aves e o menor foi o T<sub>38</sub>, que incluiu apenas a amostragem feita em ambiente florestal.

Tabela 1.3. Número máximo de espécies de aves em cada fragmento estudado na UHE Serra da Mesa, Goiás.

Fragmento	Riqueza total	Riqueza ano 1	Riqueza ano 2	Riqueza ano 3
P <sub>34</sub>	142	94	98	91
P <sub>40</sub>	109	76	78	50
M <sub>5</sub>	135	80	102	85
M <sub>42</sub>	140	83	108	72
G <sub>1</sub>	142	94	98	91
G <sub>35</sub>	131	84	102	68
T <sub>38</sub>	88	42	84	13
PN <sub>23</sub>	130	58	105	84
B <sub>1</sub>	69	-	49	51
B <sub>2</sub>	56	-	42	50

A riqueza de aves variou ao longo dos anos de estudo (Figura 1.3). Essa variação dependeu dos anos de amostragens (1996-1997 = ano 1, 1997-1998 = ano 2 e 1998-1999 = ano 3) e do fragmento amostrado (G<sub>1</sub>, G<sub>35</sub>, M<sub>5</sub>, M<sub>42</sub>, P<sub>34</sub> e P<sub>40</sub>) (Tabela 1.4).

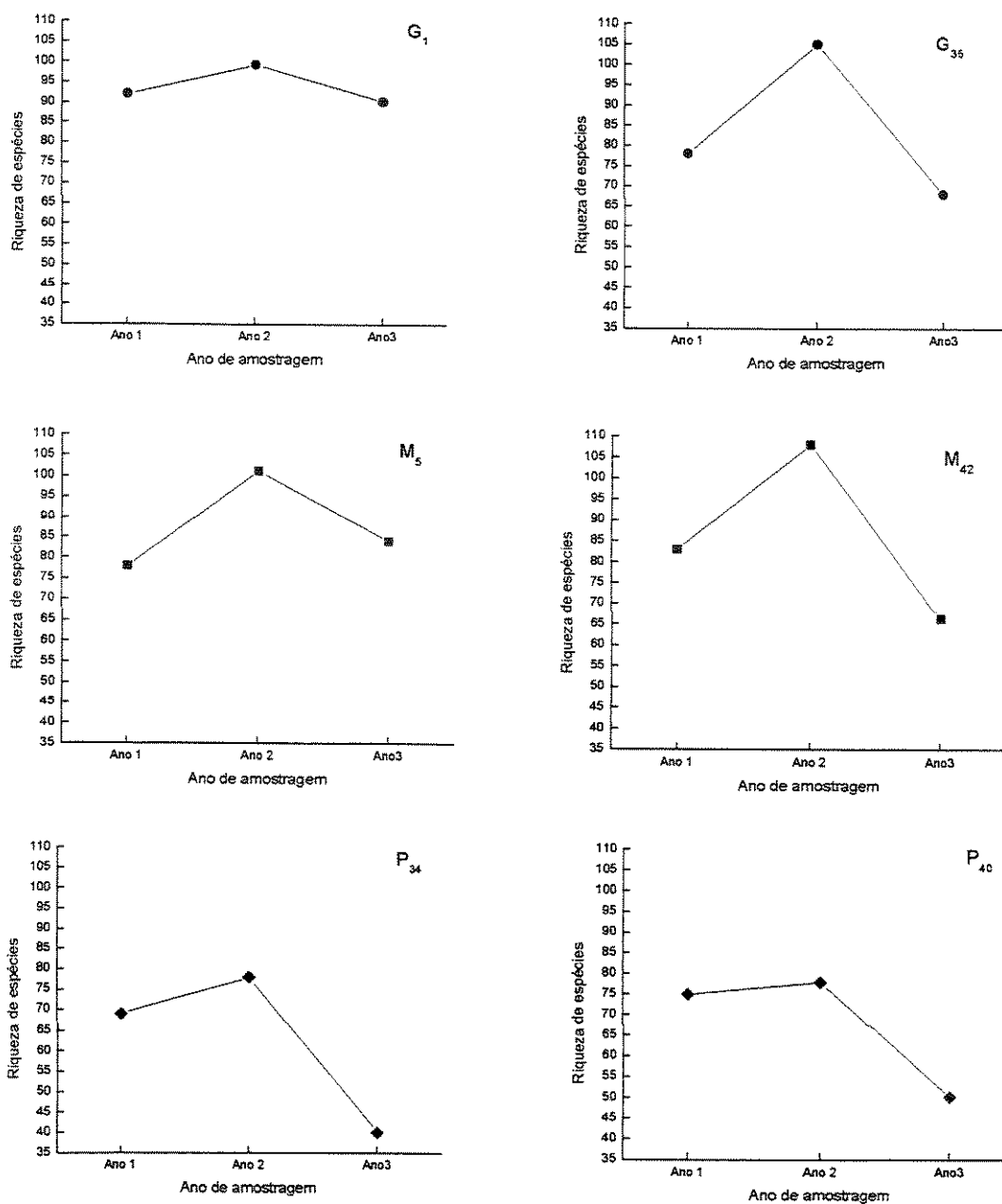


Figura 1.3. Riqueza de aves em fragmentos grandes (G<sub>1</sub> e G<sub>35</sub>), médios (M<sub>5</sub> e M<sub>42</sub>) e pequenos (P<sub>34</sub> e P<sub>40</sub>), nos anos de amostragem (ano 1, ano 2 e ano 3) na UHE Serra da Mesa, Goiás.

Tabela 1.4. Análise de variância (ANOVA) da riqueza de aves em relação às variáveis fragmento e ano de amostragem, na área de estudo UHE Serra da Mesa, Goiás ( $r^2 = 0,886$ ).

Fonte	gl	Quadrado Médio	F	p
Ano de amostragem	2	1224,500	17,577	0,001
Tamanho do fragmento	2	1042,167	14,959	0,001
Ano X Tamanho	4	84,917	1,219	0,360 <sup>ns</sup>
Erro	9	69,667		

ns = não significativo

A riqueza do ano 3 foi menor que dos Anos 1 e 2, sendo que o primeiro ano de amostragem diferiu do segundo que também apresentou diferenças em relação ao terceiro (Figura 1.4). O primeiro e terceiro ano apresentaram valor marginal ( $p = 0,06$ ), com tendência à diferença entre os períodos.

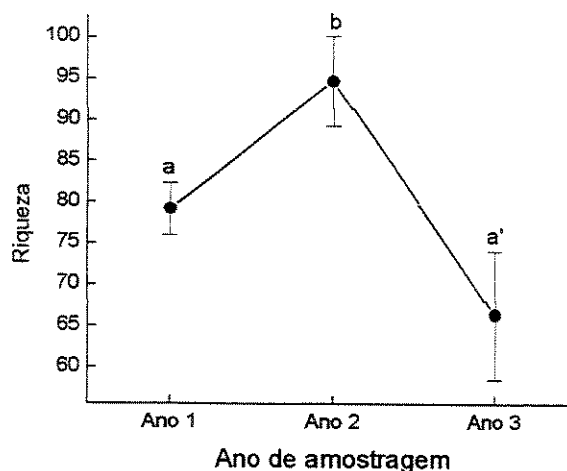


Figura 1.4. Riqueza média de espécies e erro padrão de espécies de aves durante os três períodos de amostragem na UHE Serra da Mesa, Goiás. Letras diferentes representam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Para a variável 'tamanho de fragmento', a riqueza de espécies encontrada nos fragmentos grandes e médios apresentou padrão semelhante, com números de espécies similares, porém a riqueza desses fragmentos foi maior que a riqueza observada nos de pequeno tamanho (Figura 1.5).

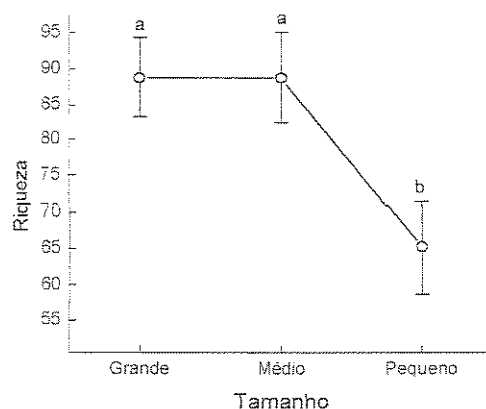


Figura 1.5. Riqueza média e erro padrão de espécies de aves em fragmentos grandes, médio e pequenos, na UHE Serra da Mesa, Goiás. Letras diferentes representam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

A península Pn<sub>23</sub> apresentou variação na riqueza entre os anos de amostragem, (ANOVA,  $F_{1,14} = 5,260$ ;  $p = 0,038$ ), apresentando riqueza menor no período de 1998 e 1999 quando comparado ao período de 1997 e 1998.

O fragmento T<sub>38</sub>, que amostramos apenas durante um ano, apresentou diminuição na riqueza no final da amostragem, (ANOVA,  $F_{1,11} = 0,554$ ;  $p < 0,001$ ), possuindo menos espécies no fim da amostragem (Figura 1.6).

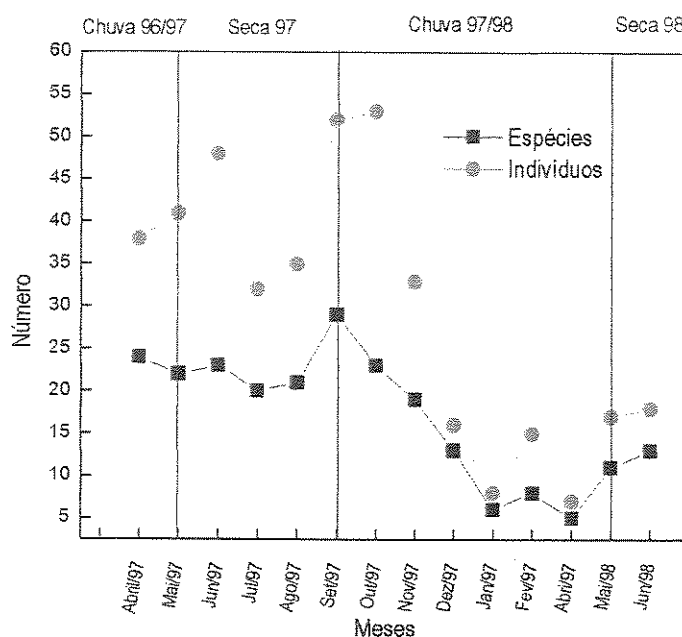


Figura 1.6. Número de espécies e indivíduos registrados por censo por pontos (20 minutos) no fragmento temporário T<sub>38</sub>, na UHE Serra da Mesa, Goiás.

Os pontos de amostragem fora da área direta de influência do reservatório, B<sub>1</sub> e B<sub>2</sub>, não apresentaram diferença na riqueza de aves, com número de espécies de aves similares em todos os anos de amostragem (ano 2 e ano 3) (Tabela 1.6).

Tabela 1.5. Análise de variância (ANOVA) da riqueza de aves ( $\log_{10}$ ) entre as áreas B<sub>1</sub> e B<sub>2</sub> e ano de amostragem, próxima à área de estudo UHE Serra da Mesa, Goiás.

Fonte	gl	Quadrado médio	F	p
Áreas B <sub>1</sub> x B <sub>2</sub>	1	0,008	0,052	0,824 <sup>ns</sup>
Ano de amostragem	2	0,096	0,612	0,556 <sup>ns</sup>
Fragmentos x ano	2	0,120	0,772	0,481 <sup>ns</sup>
Erro	14	0,153		

ns = não significativo



### **Estágios transitórios e relaxamento da comunidade**

Todos os fragmentos apresentaram a mesma tendência, ou seja, o  $S_{\text{atual}}$  do primeiro ano de amostragem ( $S_{\text{atual1}}$ ) foi menor que o segundo ( $S_{\text{atual2}}$ ) que por sua vez foi maior que o terceiro ( $S_{\text{atual3}}$ ). Tal situação levou a números de meia vida muito variáveis, que não apresentaram correlação entre si ( $r_{\text{Pearson}} = 0,04$ ;  $gl = 3$ ;  $p = 0,9$ ; Tabela 1.7).

No caso do fragmento  $P_{40}$ , o índice de relaxamento do primeiro ano foi alto, demonstrando a pequena probabilidade de extinção das espécies. No entanto, o último ano de amostragem mostrou alta probabilidade de perda de espécies, com a meia vida caindo de cerca de 95 anos para 2 anos, aproximadamente 40 vezes mais rápido.

Para os fragmentos de tamanho médio, os índices variam entre 0,73 a 0,91.  $M_5$  sofreu adensamento na riqueza de espécies e isso fez com que a *meia vida* no último ano fosse maior que os anos anteriores. Para  $M_{42}$ , fragmento mais isolado e que também sofreu adensamento de espécies, a meia vida no último ano de amostragem alcançou 6,6 anos.

Os fragmentos maiores,  $G_1$  e  $G_{35}$ , que perderam espécies porém em menor escala que os fragmentos menores (Tabela 1.6), também apresentaram meia vida curta, sendo que  $G_{35}$  já havia ultrapassado o índice de relaxamento 0,5 ao fim do estudo, ou seja, 50% das espécies já haviam desaparecido em um prazo de apenas 2,4 anos. Quanto à  $G_1$ , os índices se mantiveram similares, porém com prazo de cerca de cinco anos para a comunidade existente nesse fragmento perder 50% das espécies.

Tabela 1. 6. Dados de tamanho, número de espécies, índice de relaxamento e meia vida dos fragmentos amostrados na UHE Serra da Mesa (Goiás). Em negrito os fragmentos que não puderam ter a perda de espécies calculadas.

Fragmento	Área (ha)	S <sub>máximo</sub>	S <sub>original</sub>	S <sub>atual1</sub>	S <sub>atual2</sub>	S <sub>atual3</sub>	S <sub>fragmento</sub>	I <sub>1</sub>	I <sub>2</sub>	I <sub>3</sub>	MV (Meia Vida) 1 (anos)	MV2	MV3
P <sub>34</sub>	3	142	77	<b>94</b>	<b>98</b>	<b>91</b>	31	*	*	*	*	*	*
P <sub>40</sub>	3	109	77	76	<b>78</b>	50	31	0,98	*	0,41	94,6	*	2,3
M <sub>5</sub>	8	135	89	80	<b>102</b>	85	40	0,82	*	0,91	9,9	*	22,0
M <sub>42</sub>	6	140	85	83	<b>108</b>	72	37	0,96	*	0,73	53,3	*	6,6
G <sub>1</sub>	30	142	109	94	98	91	55	0,72	0,80	0,67	6,3	9,3	5,2
G <sub>35</sub>	15	131	98	84	<b>102</b>	68	46	0,73	*	0,42	6,9	*	2,4

\* Dados não calculados, S<sub>atual</sub> > S<sub>original</sub>.

Onde:

S<sub>máximo</sub> = número total de espécies registradas do fragmento quando inserido em paisagem de cerrado contínua e preservada.

S<sub>original</sub> / S<sub>total</sub> = (A<sub>fragmento</sub> / A<sub>total</sub>)<sup>z = 0,15</sup>

S<sub>fragmento</sub> / S<sub>total</sub> = (A<sub>fragmento</sub> / A<sub>total</sub>)<sup>z = 0,25</sup>

S<sub>atual</sub> = número de espécies registradas nos fragmentos nas contagens por pontos em cada ano.

### **Respostas das espécies**

Categorizei as espécies de acordo com a flutuação na frequência de observação ao longo dos anos de amostragem como persistentes, flutuantes e extintas. Houve maior proporção de espécies persistentes nos fragmentos médios e grandes (entre 19,4 e 27,4 %), enquanto a maior proporção de espécies extintas foi observada nos fragmentos pequenos (Tabela 1.8). A proporção de espécies flutuantes foi similar em todos os fragmentos, variando entre 40,7 e 50,0% do total de espécies observadas. O padrão espécies extintas engloba as que apresentaram mais de quatro eventos seguidos de ausência (AA), no entanto, algumas espécies ‘colonizaram’ as áreas amostradas no fim do estudo, contendo muitos AA’s, foram elas:

- 1) *Phalacrocorax brasilianum* (presente em P<sub>40</sub> e G<sub>1</sub>);
- 2) *Anhinga anhinga* (M<sub>42</sub>, G<sub>1</sub> e G<sub>35</sub>)
- 3) *Amazonetta brasiliensis* (M<sub>5</sub> e G<sub>1</sub>)
- 4) *Pandion haliaetus* (G<sub>1</sub>)
- 5) *Fluvicola pica* (P<sub>34</sub> e M<sub>42</sub>)

Tabela 1.7. Proporção de espécies de aves em relação aos padrões de respostas frente ao processo de fragmentação da comunidade de aves na UHE Serra da Mesa, Goiás. A coluna ‘colonização’ se refere às espécies que contiveram vários AA’s, porém surgiram no fim do estudo.

Fragmento	Total de espécies	Persistência (%)	Flutuação (%)	Extinção (%)	Colonização
P <sub>34</sub>	113	9,7	43,4	46,0	0,8
P <sub>40</sub>	108	14,8	50,0	34,2	0,9
M <sub>5</sub> *	135	27,4	40,7	31,8	0,7
M <sub>42</sub>	139	19,4	46,7	32,3	1,4
G <sub>1</sub>	139	26,6	41,0	29,5	2,8
G <sub>35</sub>	130	20,7	47,0	31,5	0,7

\* Contagens obtidas através de seis períodos de amostragem, considerando cinco, quatro ou três presenças ou ausências.

As taxas de colonização e desaparecimento de espécies nos fragmentos ( $\lambda$  e  $\delta$ , respectivamente) variaram em cada categoria de resposta. Persistência, e desaparecimento de espécies ( $\delta$ ) variou de 0 a 0,20, ou seja, poucas espécies persistiram em até 80%; já a colonização ( $\lambda$ ) foi obviamente igual a 1, ou seja, as espécies persistiram porque colonizaram os fragmentos. Para a categoria extinção, a taxa de desaparecimento ( $\delta$ ) foi igual a 1 e  $\lambda$  variou de 0 a 0,2, com as espécies extinguindo-se localmente sem (ou muito baixa) capacidade de colonização dos fragmentos. Para o padrão flutuação, tanto  $\delta$  quanto  $\lambda$  apresentaram grandes variações, com algumas espécies possuindo  $\delta$  maior e  $\lambda$  menor e vice versa (Anexo 1).

A comparação entre as categorias persistência, flutuação e extinção e as categorias propostas por Parker III *et al.* (1996), baixa, média e alta vulnerabilidade a perturbações antrópicas mostrou diferenças em relação ao tipo de resposta dada pelas mesmas espécies, não coincidindo em nenhum fragmento (Tabela 1.8). Em todos os fragmentos, a categoria de extinção superou a previsão de alta vulnerabilidade de Parker III *et al.* (1996) e o contrário ocorrendo com a capacidade das espécies em permanecer após o impacto. Flutuação apresentou números similares aos propostos por Parker III *et al.* (1996).

Tabela 1.8. Número de espécies presentes em cada categoria de resposta à fragmentação e em relação à vulnerabilidade a perturbações antrópicas de acordo com os critérios de Parker III *et al.* (1996).

Fragmento	Persistência (L)	Flutuação (M)	Extinção (H)	Vulnerabilidade			G*
				L	M	H	
P <sub>34</sub>	11	49	52	68	41	3	99,4
P <sub>40</sub>	16	54	38	65	38	5	63,3
M <sub>5</sub>	44	46	43	90	40	3	58,1
M <sub>42</sub>	27	65	47	89	46	4	80,85
G <sub>1</sub>	37	57	45	86	49	4	60,9
G <sub>35</sub>	27	61	41	75	51	3	63,5

\* gl =2;  $p < 0,001$ .

## **DISCUSSÃO**

### **COMPOSIÇÃO**

A região de Serra da Mesa possui riqueza de espécies similar (318) quando comparada ao Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (307 espécies, IBAMA 1998), localidade próxima e em bom estado de conservação, mas possui riqueza maior que a de outras áreas de Cerrado mais antropizadas, como p. ex., Parque Nacional de Brasília (DF) com 251 espécies (Antas 1995), Estação Ecológica de Águas Emendadas com 287 espécies (Bagno 1998) e a região da UHE Manso (MT), com 259 espécies de aves (Vasconcellos e Oliveira 2000). Segundo Embrapa (2000), a vegetação da UHE de Serra da Mesa também apresenta alta riqueza de plantas mesmo quando comparada à riqueza do Distrito Federal (Filgueiras e Pereira 1994), que é indicada como área core do Cerrado (Embrapa 2000) e representa três vezes a área do reservatório da UHE Serra da Mesa. O bom estado de conservação do Cerrado da região de Serra da Mesa, com cerca de 8% de

ambientes antrópicos (considerando a área do reservatório e de influência, IESA 1990 *apud* Embrapa 2000), pode manter a alta riqueza de diversos grupos na região.

A avifauna endêmica de Cerrado encontrada na região foi composta por oito espécies endêmicas e duas 'quase endêmicas', sendo que oito delas (das dez) utilizam preferencialmente áreas abertas de Cerrado, como campo sujo, cerrado *sensu stricto*, campo limpo e algumas formações intermediárias. O fato de somente duas espécies (*Antilophia galeata* e *Herpsilochmus longirostris*) estarem associadas a formações florestais pode estar relacionado ao esforço de amostragem que se concentrou somente em topos de morros (futuros fragmentos) e não nas áreas de baixada, onde poderiam ocorrer alguns outros endemismos, como os furnarídeos limpa-folha-do-brejo (*Philydor dimidiatus*), fura-barreira (*Hylocryptus rectirostris*) e o emberizideo pula-pula-de-sobrancelhas (*Basileuterus leucophrys*). Além disso, alguns endemismos de áreas abertas não foram detectados, como o papagaio-galego (*Amazona xanthops*) e o furnarídeo andarilho (*Geobates poecilopterus*), apesar da região de Serra da Mesa ser composta de cerca de 66% de fisionomias de campo (sujo, limpo, murunduns, veredas e pedregosos, Embrapa 2000), essas espécies são mais comuns na região do planalto e não nas áreas de terrenos mais acentuados.

De modo geral, as regiões inventariadas na zona core do Cerrado possuem números similares de espécies endêmicas; a Estação Ecológica de Águas Emendadas possui 14 espécies, o PNB e a Reserva Ecológica do IBGE, 11 e a Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília protege 10 espécies (Braz e Cavalcanti 2001). Nas outras regiões do Cerrado, como o Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia, (Parrini *et al.* 1999), são nove espécies endêmicas, no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso (Bráulio Carlos, com. pess.) são oito e no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO), existem nove espécies endêmicas (IBAMA 1998). Das 29 espécies endêmicas do Cerrado listadas por Silva (1995a), 62% possui ampla distribuição, estando o restante restrito a algum tipo de vegetação ou situação peculiar, como por exemplo, *Asthenes*

*luizae*, típico da Serra da Cipó (MG) e *Cercomacra ferdinandi*, da Ilha do Bananal e entorno. Assim, é possível que esse número similar esteja sendo influenciado pelas espécies endêmicas abundantes e de distribuição mais ampla, como o caso de *Melanopareia torquata*, *Antilophia galeata*, *Saltator atricollis*, *Porphyrospiza caerulescens* e *Cyanocorax cristatellus*.

As espécies *Melanopareia torquata*, *Saltator atricollis* e *Cyanocorax cristatellus* ocorreram em cinco dos seis fragmentos acompanhados sistematicamente em Serra da Mesa e também nas áreas denominadas como bordas. Todas essas espécies estão associadas a ambientes abertos (Silva 1995a) que caracterizam a formação dos fragmentos. As únicas espécies endêmicas de hábitos florestais registradas foram *Herpsilochmus longirostris* (G<sub>1</sub> e T<sub>38</sub>) e *Antilophia galeata* (G<sub>1</sub>, G<sub>35</sub>, T<sub>38</sub> e PN<sub>23</sub>), localizadas em fragmentos que possuíam vegetação florestal no topo ou nas encostas do fragmento. No ano de 1999 houve o desaparecimento das duas espécies endêmicas de hábitos florestais nos fragmentos onde elas antes estavam presentes, o que deve estar associado à perda desses ambientes devido ao alagamento da região. Se considerarmos as espécies endêmicas que não são dependentes de ambientes florestais, os fragmentos G<sub>1</sub>, M<sub>5</sub> e P<sub>34</sub>, localizados próximos à barragem, perderam todas as espécies endêmicas, o que pode estar associado com a proximidade da obra, pois mais impactos estão sendo impostos as populações silvestres (explosões, exploração de areia etc). Restaram duas espécies no fragmento G<sub>35</sub> e M<sub>42</sub> e uma no P<sub>40</sub> e PN<sub>23</sub>, todos com localização mais distante da barragem. Nas duas áreas de borda não houve desaparecimento de nenhuma espécie endêmica, o que pode sugerir que a perda dos endemismos é consequência da formação do reservatório de UHE Serra da Mesa.

### **ISOLAMENTO E REDUÇÃO DE HÁBITAT**

A riqueza dos fragmentos variou de acordo com o ano, sendo que a variável 'ano' teve forte influência na variação da riqueza de espécies em todos os fragmentos, assim cada classe de

tamanho amostrada apresentou o mesmo padrão, ou seja, todos os fragmentos apresentaram adensamento de espécies no segundo ano, seguido de perda. A riqueza de espécies do terceiro ano não foi estatisticamente diferente da encontrada no primeiro ano, porém apresentou tendência à diferença (valor de  $p$  marginal), sugerindo que o número de espécies dos fragmentos poderia ainda estar em queda. Quanto à variável “tamanho”, os fragmentos grandes ( $G_1$  e  $G_{35}$ ) e médios ( $M_5$  e  $M_{42}$ ) apresentaram padrão similar em riqueza de espécies, possuindo mais espécies que os fragmentos menores ( $P_{34}$  e  $P_{40}$ ).

A idéia de que grandes áreas contêm mais espécies que as pequenas é um padrão facilmente detectado na natureza e amplamente testado (Lomolino e Weiser 2001). Essa relação é conhecida como espécie - área (Preston 1962, Schoener 1976) e é considerada quase como uma lei da Ecologia (Schoener 1976, Lomolino e Weiser 2001). A relação espécie – área tem sido usada para resumir padrões de riqueza para muitos grupos em diferentes escalas espaciais e temporais (Lomolino e Weiser 2001), tanto que serviu de base para a teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur e Wilson 1967) e para o desenvolvimento de muitos ramos da biologia de metapopulação, ecologia evolutiva e macroecologia (Wilson 1961, Brown 1995, Rosenzweig 1995, Hanski e Gilpin 1997, Lomolino e Weiser 2001). Atualmente a relação espécie – área tem sido usada para prever mudanças na riqueza em cenários de perda de habitat, usando-a como ferramenta para o desenvolvimento de estratégias para a conservação da biodiversidade dentro de reservas limitas geograficamente e ecossistemas fragmentados (Shafer 1990, Brooks *et al.* 1997, 1999).

Assim, a riqueza de espécies em fragmentos pode função do seu tamanho (relação espécie – área) e grau de isolamento (distância para a área contínua), assim, a perda de espécies em fragmentos recém formados são provenientes das altas taxas de extinção e da baixa probabilidade de recolonização. Essas taxas variam inversamente (extinção) e diretamente (recolonização) com o



tamanho da área. Assim, fragmentos menores e mais isolados englobariam em seus limites menos espécies que os maiores e menos isolados, levando-se em conta a intervenção da matriz circundante para regular essas taxas.

No caso de Serra da Mesa, os fragmentos grandes e médios continham mais espécies que os menores, porém não detectei diferenças significativas entre os grandes e médios, fato que atribuo à proximidade de M<sub>5</sub> ao continente e ao isolamento do fragmento G<sub>35</sub> em meio ao reservatório. Outro fator que pode estar influenciando é que os fragmentos pequenos são muito diminutos quando comparados aos outros remanescentes, indicando que a resposta à fragmentação nas áreas maiores também ocorre, porém não tão rapidamente.

A fragmentação e conseqüente redução de hábitat pode afetar de diversas maneiras a biota, podendo gerar a perda de espécies, como no caso dos pequenos fragmentos P<sub>34</sub> e P<sub>40</sub> e também nos estudos realizados em fragmentos amazônicos (Bierregaard Jr. e Lovejoy 1989, Bierregaard Jr. *et al.* 1992, Stouffer e Bierregaard Jr. 1995), atlânticos (Anjos e Boçón 1999, Marini 2001) e em frações da floresta pluvial temperada andina (Wilson *et al.* 1994). Áreas pequenas possuem maior razão perímetro x área, sofrendo mais os efeitos negativos da fragmentação quando comparadas a fragmentos maiores (similar ao efeito de borda, Wilcove *et al.* 1986), podendo perder espécies mais rapidamente. Na UHE Serra da Mesa, os fragmentos menores apresentaram perda acentuada de riqueza (cerca de 58% das espécies), com algumas espécies desaparecendo logo após o fechamento da barragem, como o surucú (*Trogon curucui*), de modo similar ao encontrado por Bierregaard Jr. e Lovejoy (1989) para fragmentos amazônicos de 1 e 10 ha., onde alguns Formicariidae desapareceram dois dias após a formação do fragmento.

Outra conseqüência do processo da redução de hábitat pode ser o aumento da riqueza ou simplesmente o número de espécies pode permanecer inalterado (Debinski e Holt 2000). Nos fragmentos M<sub>5</sub> e M<sub>42</sub>, ambos considerados médios, a riqueza foi maior no M<sub>5</sub> que em M<sub>42</sub>,

possivelmente devido à sua proximidade com a borda do reservatório, possibilitando maior troca de espécies entre o fragmento e o restante da mata.

Cada fração emersa, no entanto, apresentou resposta similar da riqueza de espécies entre os três anos de acompanhamento, sendo que no primeiro ano a riqueza foi maior que no segundo ano, com queda no terceiro ano. Isso demonstra que os fragmentos apresentaram um aumento no número de espécies devido à redução de hábitat, já que as áreas fora da influência direta do reservatório (bordas) apresentaram somente a flutuação sazonal. É provável que as áreas dos fragmentos consigam manter as espécies residentes, como no caso de M<sub>42</sub>, e ainda abrigar espécies mais tolerantes à borda e que podem colonizar essas áreas (como p. ex. socó - *Butorides striatus* e a picaparra - *Heliornis fulica*). Situação similar foi encontrada por Laurance e Bierregaard Jr. (1996) na comunidade amazônica de anfíbios, onde a riqueza aumentou devido à entrada de espécies generalistas que estavam presentes na matriz.

No segundo ano, a resposta de todos os fragmentos monitorados em Serra da Mesa pode representar o adensamento (ou abarrotamento) de espécies, já que estas perderam suas áreas devido ao alagamento, sendo seguidas de relaxamento nos períodos subsequentes. Talvez a queda no número de espécies no terceiro ano de monitoramento (não significativa em relação ao primeiro ano) possa significar que a comunidade ainda está sofrendo pressão e que poderá se reestruturar de outra maneira, com menor riqueza.

Alguns estudos de monitoramento de impactos da fragmentação em longo prazo revelaram que as mudanças na dinâmica da comunidade não são visíveis em escalas de tempo mais curtas (Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais /Brasil, Estudo Wog Wog/Austrália e Estudo de Fragmentação do Kansas/EUA *apud* Debinski e Holt 2000). Por exemplo, Bierregaard Jr. e Stouffer (1997) observaram que as aves insetívoras que desapareceram imediatamente ao impacto foram as primeiras a recolonizar os fragmentos após cinco anos. No entanto, fragmentos isolados

em matriz supostamente inadequada como pastos ou plantações podem possuir taxas de colonização muito maiores que fragmentos circundados por matriz aquática (Lynam 1997), mesmo para organismos com capacidade de voo, como as aves.

Com a menor probabilidade de imigrantes serem incorporados às pequenas populações das 'ilhas' (efeito 'resgate' de Brown e Kodric-Brown 1977), o risco de extinção aumenta, sendo provável que os fragmentos grandes ( $G_1$  e  $G_{35}$ ) e médios ( $M_5$  e  $M_{42}$ ) também diminuam a riqueza de espécies de modo semelhante aos fragmentos menores ( $P_{34}$  e  $P_{40}$ ), com taxas muito baixas de recolonização.

Até fragmentos considerados grandes apresentaram variação na riqueza durante o período de estudo. Pode-se especular que a área desses fragmentos é suficiente para manter a riqueza estável, mesmo após perda de hábitat. Porém segundo Machado (2000), o tamanho mínimo para a manutenção de populações viáveis de aves no Cerrado a longo prazo seria aproximadamente 3.500 ha., muito acima do tamanho dos fragmentos  $G_1$  e  $G_{35}$ .

Se observada a riqueza referente a cada ano de amostragem e o número total de espécies registradas para o fragmento ( $G_1$ : 1º. ano = 92, 2º. ano = 99 e 3º. ano = 90, total = 142;  $G_{35}$ : 1º. ano = 78, 2º. ano = 105 e 3º. ano = 68, total = 131), pode-se sugerir além da mudança na riqueza desses fragmentos, alteração na composição da comunidade (*turnover*), com então resposta à fragmentação direcionada à qualidade e não somente quantidade de espécies (capítulo 2). O colapso de algumas comunidades causado pela fragmentação pode ser detectado muitos anos após o impacto, já que muitas espécies que desempenham relações mutualísticas podem desaparecer gradualmente (Laurence *et al.* 1997).

Schmiegelow *et al.* (1997) não encontraram alteração na riqueza de aves como resultado da ação de fragmentação em *plots* experimentais acima de um hectare e conectados à floresta original. Entretanto, os autores observaram alta substituição de espécies (*turnover*), seguido de declínio significativo na abundância de determinadas espécies no segundo ano de estudo, o que indicaria

que toda a estrutura da comunidade foi alterada. Schmiegelow *et al.* (1997) argumentam que seus dados devem ser interpretados com cautela, pois representam respostas de riqueza da comunidade em curto prazo (dois anos de acompanhamento), podem estar sendo influenciados pela presença de corredores e também porque a área de estudo está inserida em paisagem com grande proporção de florestas intactas.

As mesmas precauções devem ser tomadas ao interpretar os resultados dos fragmentos em Serra da Mesa, pois embora o número de espécies no último ano ainda seja alto, pode eventualmente haver a diminuição de espécies levando a comunidade para novo patamar dentro do ecossistema (Diamond 1972).

A riqueza da península Pn<sub>23</sub> diminuiu ao longo dos anos de estudo, indicando que, embora conectada à borda, sofreu os efeitos da formação do reservatório, o que parece indicar que remanescentes lineares em matriz aquática podem ser tão frágeis quanto os outros fragmentos, já que não garantiram a presença de aves, fato que difere do encontrado por Schmiegelow *et al.* (1997). Nesse estudo, Schmiegelow *et al.* (1997) mostraram que fragmentos conectados à floresta conseguem manter a riqueza após impacto do corte da floresta ao redor, levando a sugestão de que a matriz aquática pode ser mais intransponível para as espécies de aves que uma composta por vegetação secundária.

Nesse fragmento (Pn<sub>23</sub>) foi possível detectar a presença de *Antilophia galeata* (soldadinho), espécie associada a florestas, embora a vegetação da península não contivesse essa fitofisionomia. A previsão de Willis e Oniki (1988) sobre o *Efeito Estendido da Represa* (EER), de provável ocorrência para a comunidade de aves deslocadas pela formação do reservatório da Usina Hidrelétrica de Balbina (AM), pode ter ocorrido com o soldadinho, já que antes não havia registro dessa espécie nesse fragmento. Porém Willis e Oniki (1988) hipotetizam "as aves de mata inundadas ou desmatadas se refugiarão em florestas circunvizinhas", o que não necessariamente foi

verificado nesse estudo, pois as aves de mata pereceram rapidamente (o que pode ser visto no monitoramento do fragmento temporário T<sub>38</sub>). O soldadinho pode utilizar outras áreas 'subótimas', já que a espécie é dita como habitante de matas de galerias, buritizais e capões, podendo ocorrer em eventualmente em áreas de cerrado mais fechado (Sick 1997) e também, nessa situação, participar intensivamente de bandos mistos, já que a disponibilidade de alimento pode ter diminuído com a fragmentação. Tal situação é relativamente incomum para a espécie, já que frutos possuem importância maior que insetos em sua dieta (Marini 1992). Na área de borda, nunca registrei essa espécie fora da mata de galeria.

O fragmento temporário T<sub>38</sub> apresentou aumento no número de espécies de mata do início do período chuvoso de 1997/1998 e depois declinou rapidamente. Isso se deve ao alagamento da área de mata, onde as amostragens estavam sendo realizadas. As espécies de aves de mata do T<sub>38</sub> utilizaram as copas das árvores com o tronco já submerso. Quando a desfolhação ocorreu (devido à morte das árvores), as aves desapareceram.

Situação foi similar à encontrada por Carmignotto (1999), que estudou a comunidade de roedores na mesma UHE, porém na borda do reservatório. Carmignotto (1999) detectou que os roedores apresentaram grande fidelidade aos habitats ocupados, mesmo frente à inundação, sem que as espécies modificassem suas áreas de vida, nem apresentando alguma direção preferencial no deslocamento.

Em relação ao adensamento de espécies de aves observado em Serra da Mesa, outro estudo realizado com roedores e marsupiais em um fragmento temporário e três permanentes, indicou que o número de espécies aumentou a partir do terceiro mês de fechamento das comportas, declinando a partir da metade de 1997, não sendo capturado praticamente mais nenhum indivíduo, embora ainda houvesse área emersa (Jader Marinho-Filho e Flávio Rodrigues, dados não publicados). Lynam (1997) observou que as comunidades de roedores nas 'ilhas' formadas pelo reservatório de

Chiew Larn (Tailândia) também declinaram rapidamente, em qualquer tamanho de fragmento. A 'comunidade' final foi composta, na maioria dos fragmentos observados, por somente uma espécie exótica *Rattus rattus*.

O acompanhamento do fragmento temporário (T<sub>38</sub>) em serra da Mesa parece indicar o colapso da comunidade de aves de mata, que são rapidamente afetadas pela perda de hábitat, sendo que essa situação deve ter ocorrido em toda a área alagada pelo reservatório.

### **RELAXAMENTO DA COMUNIDADE DE AVES**

O Cerrado apresenta altos índices de transformação antrópica, restando entre 17% (Mantovani e Pereira 1998) e 20% (Myers *et al.* 2000) da área original ainda preservada. Tais transformações são recentes (Pinto 1990) e várias espécies de aves do Cerrado já estão ameaçadas de extinção, como a águia-cinzenta, *Harpyhaliaetus coronatus*, o bacurau-de-rabo-branco, *Caprimulgus candicans*, dentre outros (Bernardes *et al.* 1990). Segundo Brooks *et al.* (1999), é somente questão de tempo para detectar extinções de espécies no continente tropical, como as já observadas em florestas temperadas. As enormes listas de espécies ameaçadas nos trópicos devido à destruição de habitats, entre outros fatores, confirmam essa previsão.

Dentro desse panorama, uma questão importante é saber quanto tempo é necessário para que o processo de relaxamento da fauna ocorra, ou seja, o tempo necessário para que a comunidade alcance equilíbrio após impacto, porém com menor número de espécies.

O índice de relaxamento (IR) usado indica quantas extinções estão ocorrendo no fragmento e a meia vida estima em quanto tempo o fragmento perderá 50% das espécies ora presentes (Brooks *et al.* 1999). O tempo necessário para o relaxamento da comunidade de aves nos fragmentos de Serra da Mesa variou muito entre os anos e entre os próprios fragmentos. A situação esperada seria que os fragmentos menores apresentariam tempo de relaxamento menor se comparado aos

maiores, no entanto, isso não foi confirmado. Os fragmentos P<sub>40</sub> e G<sub>35</sub> apresentaram índices de relaxamento e meia vida similares, em torno de 0,4 e dois anos, respectivamente; os fragmentos M<sub>42</sub> e G<sub>1</sub>, próximo 0,7 e seis anos e; M<sub>5</sub>, o valor do IR e de meia vida mais alto, 0,9 e 22 anos. Vários aspectos podem estar influenciando os índices de relaxamento, no entanto, o que é surpreendente é que até para os fragmentos de tamanho grande, as estimativas de IR e meia vida são muito baixas e curtas.

Para P<sub>40</sub> e G<sub>35</sub>, em aproximadamente dois após o último acompanhamento (1999), a comunidade perderá 50% das espécies ora presentes. No caso de P<sub>40</sub>, onde já havia sido detectada perda significativa de espécie, a relação espécie - área pode ser o principal fator responsável, como detectado em outros estudos (Bierregaard Jr. e Lovejoy 1989, Bierregaard Jr. *et al.* 1992, Wilson *et al.* 1994, Stouffer e Bierregaard Jr. 1995, Anjos e Boçón 1999, Marini 2001). O IR de P<sub>40</sub> variou de 0,98 no primeiro ano de amostragem decaindo para 0,41 no terceiro ano, indicando que o impacto da fragmentação é extremamente rápido em pequenos fragmentos.

No caso de P<sub>34</sub>, não foi possível calcular os índices, pois sempre houve mais espécies que o previsto pela razão espécie-área, fato que pode ser atribuído à proximidade com o leito do rio Tocantins, ou seja, o fragmento continha além das matas de galeria, vegetação ciliar do rio Tocantins, perdendo rapidamente essa vegetação que estava presente no fundo do reservatório.

No caso do fragmento G<sub>35</sub>, o isolamento pode estar impossibilitando a recolonização, assim, a comunidade mantém poucos ou apenas indivíduos solitários de algumas espécies que não estão sendo 'repostos' devido à dificuldade de transpor a matriz aquática. Por exemplo, um único indivíduo de udu (*Momotus momota*) permaneceu em G<sub>35</sub> por vários meses, mas após seu desaparecimento, não houve nova colonização (pelo menos até o fim do estudo). Esse fragmento continha 84 espécies no primeiro ano, 102 no segundo e apenas 68 no terceiro, o que afetando o IR ao longo dos anos.

Os padrões de colonização e extinção alternados em tempo e espaço são comuns para algumas espécies, que podem formar distribuição descontínua (formalmente denominadas de *metapopulação*) através de habitats espacialmente disjuntos separados por matriz inóspita. Nessa matriz não adequada os organismos não podem sobreviver, tendo altas taxas de mortalidade e dispersão restrita. Assim, as pequenas populações locais sofrem efeitos estocásticos, que podem levar a extinção local (Hanski *et al.* 1996, Hanski e Simberloff 1997). No entanto, as áreas de borda não sofreram alterações drásticas no número de espécies durante o relativamente pequeno período de acompanhamento (pouco mais de um ano), podendo indicar que os fragmentos estudados estejam sofrendo o impacto da perda e redução de habitat e diversidade de ambientes.

O outro fragmento grande  $G_1$  apresentou IR maior e possivelmente o que estaria influenciando essa estimativa seria o tamanho e a proximidade com a borda do reservatório, além de manter ainda os diferentes tipos de vegetação que possuía antes do barramento do rio (cerrado, campo pedregoso e matas). De fato, esse fragmento ainda estava conectado com a borda através de um aterro feito durante a retirada de arenito para a construção da barragem.

Em relação ao fragmento  $M_{42}$ , o que possivelmente estaria elevando o IR seria o adensamento de espécies detectado. O aumento da riqueza devido aos processos de fragmentação, também já foi observado em outras ocasiões com diferentes grupos taxonômicos (insetos - Quinn e Robinson [1987] e anfíbios - Laurence e Bierregaard Jr. [1996], aves - Schmiegelow *et al.* [1997]).

O mesmo pode estar ocorrendo para o fragmento médio  $M_5$ , já que o IR saiu de 0,8 para 0,9, sendo importante ressaltar que esse fragmento já havia sido desmatado anteriormente à construção da represa e também durante o segundo ano de amostragem teve grande parte de sua área 'limpa' como medida exigida pelo IBAMA para aproveitamento de madeira. Esse fragmento pode ter sofrido adensamento de espécies ocasionado pela perda de habitat e pela alteração da vegetação.



Os índices de relaxamento são muito baixos, ocasionando *meia vida* muito curta para quase todas as áreas estudadas. Alguns estudos, como o realizado por Bierregaard Jr e Stouffer (1997) e Terborgh *et al* (1997), mostram que em uma década é possível observar a perda significativa de espécies. Terborgh *et al.* (1997), suspeitam que as distorções ecológicas rapidamente se desenvolvem em pequenas 'ilhas', e mais devagar em fragmentos maiores, resultando na diminuição da complexidade do ecossistema antes observada e se refletindo em processos que levam a perda de espécies.

Considero que processos similares estão ocorrendo nesse estudo e que após poucos anos todos os fragmentos serão mais pobres em espécies, já que a região não foi somente impactada pela construção do reservatório. O efeito de desmatamento das bordas, crescimento da especulação imobiliária, turismo, caça, poluição das águas etc, são atores pós-barragem de grande importância no cenário de outros reservatórios brasileiros. A previsão de Turner e Corlett (1996) de que as comunidades tropicais podem reter espécies por décadas após isolamento não foi confirmada nesse estudo e nem no realizado por Carmignotto (1999), sendo que o futuro equilíbrio a ser atingido entre 25 e 100 anos pode ter seu prazo diminuído em uma década ou ainda menos, mostrando que os esforços para a conservação da fauna em áreas afetadas por hidrelétricas devem ser repensados.

### **PERSPECTIVAS**

Entender os processos de extinção pelos quais a biota atravessou nos fragmentos pode auxiliar na previsão de futuros impactos de hidrelétricas. Os padrões observados nesse estudo, a *persistência*, *flutuação* e *extinção*, definidos por meio de critérios de colonização e desaparecimento nos fragmentos, podem ser utilizados em outras situações similares.

Para **persistência** a taxa de imigração ou colonização ( $\lambda$ ) alcançou o valor máximo, ou seja, 100% de capacidade de dispersão, porém com taxas de desaparecimento variando entre 0 e 0,2. As

porcentagens encontradas para a categoria **persistência** variaram entre 9 e 27% do total de espécies registradas nos fragmentos. Os números mais baixos ocorreram entre os fragmentos pequenos, provavelmente pelos mesmos fatores já discutidos acima, como a razão espécie-área e a conseqüente perda de alguns tipos de habitats (p. ex. matas de galeria). Nas outras situações, no máximo 27,4% das espécies persistiram na área isolada, ou seja, cerca de 1/4 do número de espécies resistiu ao processo de redução de habitat. Vale ressaltar que essa porcentagem ocorreu no fragmento M<sub>5</sub>, que apresentou características de adensamento ainda no último ano de amostragem.

As taxas de imigração e desaparecimento ( $\lambda$  e  $\delta$ , respectivamente) variaram em cada categoria de resposta. **Persistência**,  $\delta$ , variou de 0 a 0,20 e  $\lambda = 1$ , quando possível o cálculo; para **extinção**,  $\delta = 1$  e  $\lambda$  variou de 0 a 0,2. Para o padrão **flutuação**, tanto quanto · apresentou grandes variações, com algumas espécies possuindo  $\delta$  maior e  $\lambda$  menor e vice versa (Anexo 1).

Para o padrão **extinção**, as áreas fragmentadas se encaixaram entre 29 e 46%, o que representa valores altos, se considerarmos o curto tempo de três anos (duração desse estudo). Porém, como o critério para estabelecer essa categoria leva em conta apenas o número superior a quatro AA's seguidos, suprimiu-se o comportamento de **aparecimento**, ou seja, na realidade algumas espécies apareceram nos fragmentos. Isto é, não estavam presentes antes da barragem do rio, sendo 'atraídas pelo espelho d'água' somente no fim da amostragem, como *Phalacrocorax brasilianum*, *Anhinga anhinga*, *Amazonetta brasiliensis*, *Pandion haliaetus* e *Fluvicola pica*. Todas (exceto *P. haliaetus*) essas espécies são comuns (Sick 1997) e ocorriam na base dos fragmentos próximos ao rio Tocantins. Já *P. haliaetus* pode representar realmente uma espécie que foi atraída pela formação do reservatório.

O fenômeno flutuação abrangeu taxas de colonização e desaparecimento muito variáveis, podendo representar o padrão sazonal de diversas espécies e também a resistência e/ou resiliência de algumas espécies frente ao processo de insularização. Muitas espécies pertencentes aos fragmentos estudados podem apresentar distribuição em metapopulação, ou seja, essas espécies podem apresentar populações centrais estáveis e populações flutuantes ou satélites, instáveis (Hanski *et al.* 1996). No entanto, é provável que o impacto gerado pela redução, fragmentação e insularização da área seja responsável pelas mudanças ocorridas na comunidade de aves, já que a matriz aquática representa barreira de transposição mais difícil que o uso do solo para atividades agropastoris (Lynam 1997).

O uso da base de dados ecológicos e de distribuição de Parker III *et al.* (1996) vem crescendo recentemente, principalmente como ferramenta para uma análise rápida da estrutura da comunidade. Muitos estudos de impacto ambiental (EIA) vêm utilizando a classificação de 'vulnerabilidade a perturbações antrópicas', como previsores de impacto ambiental para a comunidade de aves (Ferronorte 1998, Vasconcellos e Oliveira 2000). O estudo realizado pela Ferronorte (1998) com o objetivo de avaliação do impacto da construção da ferrovia Norte Sul para a avifauna da região do Parque Nacional das Emas (Goiás), encontrou que apenas 5% da avifauna seriam 'altamente vulneráveis'. Vanconcellos e Oliveira (2000) encontraram que apenas 4,2% da avifauna da região da UHE de Manso, Mato Grosso do Sul, teriam 'alta vulnerabilidade' a perturbações antrópicas.

No caso da UHE Serra da Mesa, a classificação de Parker III *et al.* (1996) sugere que no máximo cinco espécies apresentariam alta vulnerabilidade, o que esse estudo não comprovou. Quando comparada à classificação obtida através do uso de taxas de imigração e desaparecimento e a classificação de vulnerabilidade a perturbações antrópicas, os resultados foram completamente diferentes e altamente significativos. Esse fato ressalta que as respostas das espécies frente aos

processos de fragmentação, quaisquer que sejam, podem ser espécie-específicas (Schmiegelow *et al.* 1997, Stouffer e Bierregaard Jr. 1995). Ou seja, a variação nas respostas pode ser devido a diferenças comportamentais entre as espécies, manifestadas nos tipos de recursos que elas exploram, suas técnicas de forrageamento e capacidade de dispersão.

As diferenças entre as classificações podem também depender da matriz (Bierregaard Jr. E Stouffer 1997, Tocher *et al.* 1997), pois a viabilidade em longo prazo de um fragmento é fortemente influenciada pela sua localização dentro da paisagem como um todo e, em particular, pela natureza da vegetação circundante, uso da terra, presença de corredores e a diferentes distribuições das espécies (Malcolm 1991; Schwarzkopf e Rylands 1989, Schmiegelow *et al.* 1997).

A fragmentação de comunidades pode gerar diversos efeitos, porém modificam as relações inter e intra-específicas, que parecem ser específicas de cada localidade (Kareiva 1990). A classificação sugerida por Parker III *et al.* (1996) representa avanço no conhecimento da estrutura da comunidade de aves neotropicais, mas não pode ser utilizada como guia de avaliação de impactos ambientais, já que esses possuem diferentes escalas, podendo alterar de maneira distinta organismos com histórias de vida completamente diferentes (Debinski e Holt 2000).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Nacional de Energia Elétrica. 2002. *Atlas de Energia Elétrica do Brasil*. Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, ANEEL (SIH), Brasília, DF.
- Anjos, L. dos e R. Boçón. 1999. Bird communities in natural forest patches in Southeastern Brazil. *Wilson Bulletin* 111: 397-414.
- Antas, P. T. Z. 1995. *Aves do Parque Nacional de Brasília*. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis. Centro de Pesquisas para a Conservação de Aves Silvestres. Brasília – DF.
- Antas, P. A. 1999. Comunidade de aves dos cerrados do Planalto Central e porção ocidental do médio rio São Francisco. Tese de doutorado. Universidade de Brasília – DF.
- Bagno, M.A. 1998. *Levantamento da avifauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas - Planaltina, D.F.* Anais do Seminário: Águas Emendadas - 30 anos - Pesquisa em Unidades de Conservação. Brasília - D.F. 115-133.
- Becker, P., J. S. Moure e F. J. A. Peralta. 1991. More about Euglossine bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 23: 586-591.
- Bernardes, A. T., A. B. M. Machado e A. B. Rylands. 1990. *Fauna brasileira ameaçada de extinção*. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess e D. A. Hill. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press.
- Bierregaard, Jr. R. O. e T. E. Lovejoy. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19: 215-241.
- Bierregaard, Jr. R. O. e P. C. Stouffer. 1997. Understory birds and dynamic and habitat mosaics in Amazonian rainforests. Pp 138-157. In: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. (Eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago, London.
- Bierregaard, Jr. R. O., T. E. Lovejoy, V. Kapos, A. A. dos Santos e R. W. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: A prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience* 42 (11): 859-866.
- Braz, V. S. e R. B. Cavalcanti. 2001. A representatividade de áreas protegidas do Distrito Federal na conservação da avifauna do Cerrado. *Ararajuba* 9(1):61-69.
- Brooks, M. T., S. L. Pimm e N. J. Collar. 1997. Deforestation predicts the number of threatened birds in insular Southeast Asia. *Conservation Biology* 11: 382-394.
- Brooks, M. T., S. L. Pimm e J. O. Oyugi. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragment. *Conservation Biology* 13(5): 1140-1150.
- Brown, J. H. e A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Brown, J. H. 1995. *Macroecology*. Univ. Chicago Press.
- Carmignotto, A. P. 1999. Pequenos mamíferos terrestres do Cerrado (Rodentia; Didelphimorphia): seleção de habitat, áreas de vida e padrões direcionais de deslocamento. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do rio de Janeiro, RJ.
- Cavalcanti, R. B. 1988. Conservation of birds in the Cerrado of central Brazil. *ICBP Technical Publication* 7: 59-66.
- Clark, C. W. e M. L. Rosenzweig. 1994. Extinction and colonization process: parameter estimate from sporadic surveys. *American Naturalist* 143 (4): 583-596.
- Cohen, J. E. 1997. Conservation and human populations growth: what are the linkages? Pp. 29-42. In Pickett, S. A. T., R. S. Ostfeld, M. Shachak e G. E. Likens (eds.) *The ecological basis of conservation, heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. Chapman e Hall, International Thompson Publishing, New York.
- Conselho Brasileiro de Barragens CBDB. 2002. Cadastro de barragens. Dados disponíveis on line (<http://www.cbdb.org.br>, data de acesso: 15 de junho de 2002).
- Debinski, D. M. e R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14 (4): 342-355.
- Diamond, J. M. 1972. Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of Southwest Pacific Island. *Proceeding of the National Academy of Sciences of U.S.A.* 69: 3199-3203.
- Eiten, G. 1993. Vegetação do Cerrado, p. 17-63. In: M.N. Pinto (ed.) *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. 2ª edição. Brasília: Ed. Univ. Brasília.
- Embrapa. 2000. Centro Nacional de Pesquisas de recursos Genéticos e Biotecnologia, Área de Exploração Botânica e Coleta de Germoplasma. Resgate de germoplasma e levantamento florístico no reservatório e na área de influência do UHE Serra da Mesa: relatório final.
- Ferreira, A. A. 1995. Dinâmica de comunidades de aves em fragmentos de mata de galeria. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília – DF.

- Ferronorte/ Tetraplan. 1998. *Plano Básico Ambiental* (Trecho: Chapadão do Sul - Alto Taquari). Ferronorte/ Tetraplan.
- Filgueiras, T. S. e B. A. S. Pereira. 1994. Flora do Distrito Federal. In Pinto, M. N. (ed.). 1990. *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília, Editora Univ. Brasília.
- Franklin, J. F. e R. T. T. Forman. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape ecology* 1: 5-18.
- Hanski, I. D. e D. S. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and applications to conservation. Pp. 5-26. In Hanski, I. A. e M. E. Gilpin (eds) *Metapopulation Biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, San Diego, California.
- Hanski, I., A. Moilanen e M. Gyllenberg. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147: 527-541.
- Hanski, I. A. e M. E. Gilpin (eds). 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press.
- Holt, R. D. 1997. From metapopulation dynamics to community structure: some consequences of spatial heterogeneity. P. 149-165 In Hanski, I. A. e M. E. Gilpin (eds) *Metapopulation Biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, San Diego, California.
- IBAMA, 1998. Relatório da Avifauna do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.
- Kareiva, P. 1990. Populations dynamic in spatially complex environment: theory and data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 330: 175-190.
- Klein, B. C. 1989. The effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle (Scarabeinae) communities in central Amazon. *Ecology* 70: 1715-1725.
- Laurance, W. F. e R. O. Bierregaard, Jr. 1997. A crisis in the making. Pages xi. In: W. F. Laurance e R. O. Bierregaard, Jr. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press.
- Laurence, W. F. e R. O. Bierregaard Jr. 1996. Fragmented tropical forest. *Bulletin of Ecological Society of America* 77:34-36.
- Laurence, W. F., L. V. Ferreira, J. M. Rankin-de-Merona, S. G. Laurance, R. W. Hutchings e T. E. Lovejoy. 1997.
- Lens, L. e A. A. Dhondt. 1994. Effect of habitat fragmentation on the timing of crested tit *Parus cristatus* dispersal. *Ibis* 136. 147-152
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Liao, W., D. S. Bhargava e J. Das. 1988. Some effects of dams on wildlife. *Environmental Conservation* 15 (1): 68: 70.;
- Lovejoy, T. E., e R. O. Bierregaard, Jr. 1990. Central Amazonian Forests and The Minimum Critical Size of Ecosystems Project. Pages 60-74. In: A. Gentry, ed. *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven, CT.
- Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard, Jr., A. B. Rylands, J. R. Malcolm, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown, Jr., A. H. Powell, G.V. N. Powell, H. O. R. Schubart, e M. B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pages 257-285. In: M. E. Soulé ed. *Conservation Biology the Science of Scarcity and Diversity*.
- Lomolino, M. V. e M. D. Weiser. 2001. Towards a more general species-area relationship: diversity on all islands, great and small. *Journal of Biogeography* 27: 17-26.
- Lynam, A. J. 1997. Rapid decline of small mammals diversity in monsoon evergreen forest fragment in Thailand. Pp 222-240. In: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. eds. *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago, London.
- MacArthur, R. H. e E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N. J.
- Machado, R. B. 2000. A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília- DF. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília – DF.
- Malcolm, J. R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. Pp 207-240. In: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. eds. *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago, London
- Mantovani, J. E. e A. Pereira. 1998. Estimativa da integridade da cobertura vegetal do Cerrado/Pantanal através de dados TM/Landsat. Publicação on line (<http://www.bdt.org.br/workshop/cerrado/br/inpe>, data de acesso: 15/09/01)
- Marini, M.Â. 1992a. Foraging behavior and diet of the Helmeted Manakin. *Condor* 94:151-158.
- Marini, M. Â. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International* 11: 11-23.
- Matthysen E. e D. Currie. 1996. Habitat fragmentation reduces disperser success in juvenile nuthatches *Sitta europaea*: evidence from patterns of territory establishment. *Ecography* 19: 67-72
- Matthysen E., L. Lens, S. Van Dongen, G. R. Verheyen, L. Wauters, F. Adriaensen e A. A. Dhondt. 1995. Diverse effects of forest fragmentation on a number of animal species. *Belgian Journal of Zoology* 125: 175-183
- Ministério do Meio Ambiente - M. M. A. . 1998. Primeiro relatório nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica: Brasil. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Brasília, D.F.

- Ministério do Meio Ambiente - M. M. A. . 1999. Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal. Ministério do Meio Ambiente – Funatura – Conservation International – Fundação Biodiversitas – Universidade de Brasília, Brasília, D.F.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Negret, A. 1983. *Diversidade e abundância da avifauna da reserva Ecológica do I.B.G.E., Brasília - D.F.* Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia: Universidade de Brasília.
- Palmer, M. A., P. Arensburger, A. P. Martin e D. W. Daniel. 1996. Disturbance and patch-specific responses: the interactive effects of woody debris and floods on lotic invertebrates. *Oecologia*. 105: 247-257.
- Parker III, T. A., D. F. Stotz e J. W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distributional databases. In Stotz D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker e D. K. Moskovits (eds.) *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Parrini, R., M. A. Raposo, J. F. Pacheco, A. M. P. Carvalhães, T. A. Melo Jr., P. S. M. da Fonseca e J. C. Minns. 1999. Birds of the Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. *Cotinga* 11:86-95.
- Pinto, M. N. (ed.). 1990. *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília, Editora Univ. Brasília.
- Quinn, J. F. e G. R. Robinson. 1987. The effects of experimental subdivision on flowering plant diversity in a California annual grassland. *Journal of Ecology* 75: 837-856.
- Ribeiro, J. F. e B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. Pp. 89-166. In *Cerrado: ambiente e flora*. Sano, S. M. e S. P. de Almeida (eds). Embrapa-CPAC, Brasília – DF.
- Rosenzweig, M. L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press.
- Rosenzweig, M. L. e C. W. Clark. 1994. Island extinction rates from regular censuses. *Conservation Biology*. 8(2): 491-494.
- Rylands, A. B. e A. Keuroghlian. 1988. Primates populations in continuous forest and forest fragments in central Amazonia. *Acta Amazônica* 18: 291-307.
- Sá, R. M. L. 1995. Effects of the Samuel hydroelectric dam on mammal and bird communities in a heterogeneous Amazonian lowland forest. Tese de Doutorado apresentada a University of Florida.
- Schmiegelow, F. K. A., C. S. Machtans e S. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78 (6): 1914-1932.
- Schoener, T. W. 1976. The specie-area relationship within arquipelagoes: models and evidence from island birds. *Proceedings of the XVI International Ornithological Congress* 6: 629-642.
- Schwarzkopf, L. e A. B. Rylands. 1989. Primates species richness in relation to habitat structure in Amazonian rainforest fragment. *Biological Conservation* 48: 1-12.
- Shafer, C. L. 1990. *Nature reserves. Island theory and conservation practice*. Washington D.C. Smithsonian Institution Press.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira. 912 pp.
- Sieving, K. E. and J. R. Karr. 1997. Avian extinction and persistence mechanisms in lowland Panama. Pages 156-170 in, W. F. Laurance, and R. O. Bierregaard (Eds), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Silva, J.M.C. da. 1995a. Avian inventory of the Cerrado region, South America: implications for biological conservation. *Bird Cons. Intern.* 5: 315-328.
- Silva, J.M.C. da. 1995b. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia* 21: 69-92.
- Silva, J.M.C. da. 1996. Distribution of amazonian and atlantic birds in gallery forest of the Cerrado region, South America. *Ornitol. Neotr.* 7: 1-18.
- Silva, J.M.C. da. 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. *Biodiv. Conserv.* 6: 435-450.
- Simberloff, D. S. 1976. Experimental zoogeography of island: effects of island size. *Ecology* 57: 629-648.
- Soulé, M. E., D. T. Bolger, A. C. Alberts, J. Wright, M. Sorice e S. Hill. 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology* 2:75-92.
- Sokal, R. R. e F. J. Rohlf. 1995. *Biometry*. 3 ed. W. H. Freeman & Company, New York.
- Stouffer, P. C. e R. O. Bierregaard, Jr. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76(8): 2429-2445.
- Terborgh, J. L. Lopez, J. Tello, D. Yu e A. R. Bruni. 1997. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridges islands. Pp 256-274. In: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press.

- Tocher, M. D., C. Gascon e B. L. Zimmerman. 1997. Fragmentation effects on a Central Amazonian frog community: a ten year-study. Pp. 124-137. *In*: W. F. Laurance e R. O. Bierregaard, Jr. (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press.
- Tubelis, D. P. 1997. Estrutura de comunidades de aves em habitats preservados e alterados de Cerrado, na região do Distrito Federal. Dissertação de Mestrado,. Universidade de Brasília – DF.
- Turner, I. M. e R. T. Corlett. 1996. The conservation value of small isolated fragment on lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 330-334.
- Vasconcellos, L. A. da S e D. M. M. de Oliveira. 2000. Avifauna. *In* Alho, C. J. R. (org.) *Fauna silvestre da região do Rio Manso – MT*. Ministério do Meio Ambiente, IBAMA.
- Viana, V. M., A. A. J. Tabanez e J. L. Baptista. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in Brazilian Atlantic moist forest. Pp 351-365. *In*: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. (Eds.). *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago, London.
- Wilcove, D. A., C. H. McClennan e A. P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone . Pp. 237-256. *In* Soulé, M. E. (ed). *Conservation biology : the science of scarcity and diversity*. Sinauer Ass., Sunderland, Massachussets.
- Willis, E. O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 44: 153-168.
- Willis, E. O. e Y. Oniki. 1988. Aves observadas em Balbina, Amazonas e os prováveis efeitos da barragem. *Ciência e Cultura* 40(3): 208-284.
- Wilson, M. F., T. L. Santo, C. Sabag e J. J. Armesto. 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology* 8: 508-520.
- Wolek, J. 1997. Scientific investigation in the Czorsztyn-Niedzica and Sromowce Wyzne water reservoirs complex and in their surroundings (Pieniny Mts., Southern Poland). *Botaniczne Wiadomości* 41: 27-36.



Anexo 1.1. Lista de espécies detectadas na UHE Serra da Mesa. A ordem filogenética e dieta seguem Sick (1995). Espécies endêmicas estão em negrito>.

<i>Taxa</i>	<i>Espécie</i>	
TINAMIFORMES		Anatidae (5)
Tinamidae (5)	<i>Crypturellus soui</i>	<i>Dendrocygna viduata</i>
	<i>Crypturellus undulatus</i>	<i>Amazonetta brasiliensis</i>
	<i>Crypturellus parvirostris</i>	<i>Sarkidiornis melanotos</i>
	<i>Rhynchotus rufescens</i>	<i>Cairina moschata</i>
	<i>Nothura maculosa</i>	<i>Oxyura dominica</i>
RHEIFORMES		FALCONIFORMES
Rheidae (1)	<i>Rhea americana</i>	Accipitridae (17)
PODICIPEDIFORMES		<i>Elanus leucurus</i>
Podicipedidae (3)	<i>Tachybaptus dominicus</i>	<i>Gampsonyx swainsonii</i>
PELECANIFORMES		<i>Elanoides forficatus</i>
Phalacrocoracidae (1)	<i>Phalacrocorax brasilianum</i>	<i>Leptodon cayanensis</i>
Anhingidae (1)	<i>Anhinga anhinga</i>	<i>Ictinia plumbea</i>
CICONIIFORMES		<i>Accipiter striatus</i>
Ardeidae (10)	<i>Ardea cocoi</i>	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>
	<i>Casmerodius albus</i>	<i>Buteo albicaudatus</i>
	<i>Egretta thula</i>	<i>Asturina nitida</i>
	<i>Bubulcus ibis</i>	<i>Rupornis magnirostris</i>
	<i>Butorides striatus</i>	<i>Leucopternis albigollis</i>
	<i>Syrigma sibilatrix</i>	<i>Buteogallus meridionalis</i>
	<i>Ptilerodius pileatus</i>	<i>Buteogallus urubitinga</i>
	<i>Nycticorax nycticorax</i>	<i>Harpyhaliaetus coronatus</i>
	<i>Tigrisoma lineatum</i>	<i>Spizastur melanoleucus</i>
Cochleariidae (1)	<i>Cochlearius cochlearius</i>	<i>Spizaetus ornatus</i>
Threskiornithidae (3)	<i>Theristicus caudatus</i>	<i>Geranoospiza caeruleascens</i>
	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	
	<i>Phimosus infuscatus</i>	Pandionidae (1)
Ciconiidae (2)	<i>Ciconia maguari</i>	<i>Pandion haliaetus</i>
	<i>Jabiru mycteria</i>	
Cathartidae (3)	<i>Sarcoramphus papa</i>	Falconidae (8)
	<i>Coragyps atratus</i>	<i>Herpetotheres cachinnans</i>
	<i>Cathartes aura</i>	<i>Micrastur semitorquatus</i>
ANSERIFORMES		<i>Daptrius americanus</i>
		<i>Milvago chimachima</i>
		<i>Polyborus plancus</i>
		<i>Falco rufigularis</i>
		<i>Falco femoralis</i>
		<i>Falco sparverius</i>
		GALLIFORMES
		Cracidae (2)
		<i>Penelope superciliaris</i>
		<i>Crax fasciolata</i>
		Phasianidae (1)
		<i>Odontophorus capueira</i>
		GRUIFORMES
		Rallidae (4)

	<i>Aramides cajanea</i>		<i>Brotheris chiriri</i>
	<i>Porzana albicollis</i>		<i>Pionus menstruus</i>
	<i>Laterallus viridis</i>		<i>Pionus maximiliani</i>
	<i>Porphyryla martinica</i>		<i>Amazona aestiva</i>
Heliomithidae (1)			<i>Amazona amazonica</i>
	<i>Heliornis fulica</i>	CUCULIFORMES	
Eurypygidae (1)		Cuculidae (6)	
	<i>Eurypyga helias</i>		<i>Coccyzus melacoryphus</i>
Cariamidae (1)			<i>Coccyzus cinereus</i>
	<i>Cariama cristata</i>		<i>Playa cayana</i>
CHARADRIIFORMES			<i>Crotaphaga ani</i>
Jacanidae (1)			<i>Guira guira</i>
	<i>Jacana jacana</i>		<i>Tapera naevia</i>
Charadriidae (3)		STRIGIFORMES	
	<i>Vanellus chilensis</i>	Tytonidae (1)	
	<i>Hoploxypterus cayanus</i>		<i>Tyto alba</i>
	<i>Charadrius collaris</i>	Strigidae (5)	
Scolopacidae (3)			<i>Otus choliba</i>
	<i>Tringa solitaria</i>		<i>Bubo virginianus</i>
	<i>Tringa flavipes</i>		<i>Pulsatrix perspicillata</i>
	<i>Actitis macularia</i>		<i>Glaucidium brasilianum</i>
Recurvirostridae (1)			<i>Speotyto cunicularia</i>
	<i>Himantopus himantopus</i>	CAPRIMULGIFORMES	
Laridae (1)		Nyctibiidae (1)	
	<i>Phaetusa simplex</i>		<i>Nyctibius griseus</i>
Rynchopidae (1)		Caprimulgidae (7)	
	<i>Rynchops nigra</i>		<i>Lurocalis semitorquatus</i>
COLUMBIFORMES			<i>Chordeiles acutipennis</i>
Columbidae (13)			<i>Podager nacunda</i>
	<i>Columba livia domestica</i>		<i>Nyctidromus albicollis</i>
	<i>Columba speciosa</i>		<i>Caprimulgus rufus</i>
	<i>Columba picazuro</i>		<i>Caprimulgus parvulus</i>
	<i>Columba cayennensis</i>		<i>Hydropsalis brasiliana</i>
	<i>Columba plumbea</i>	APODIFORMES	
	<i>Zenaida auriculata</i>	Apodidae (3)	
	<i>Columbina passerina</i>		<i>Streptoprocne zonaris</i>
	<i>Columbina minuta</i>		<i>Chaetura andrei</i>
	<i>Columbina talpacoti</i>		<i>Reinarda squamata</i>
	<i>Columbina picui</i>		
	<i>Scardafella squammata</i>	Trochilidae (15)	
	<i>Leptotila verreauxi</i>		<i>Phaetomis pretrei</i>
	<i>Leptotila rufaxilla</i>		<i>Phaetomis ruber</i>
PSITTACIFORMES			<i>Eupetomena macroura</i>
Psittacidae (11)			<i>Melanotrochilus fuscus</i>
	<i>Ara ararauna</i>		<i>Colibri serrirostris</i>
	<i>Orthopsittaca manilata</i>		<i>Anthracothonax nigricollis</i>
	<i>Diopsittaca nobilis</i>		<i>Chlorostilbon aureoventris</i>
	<i>Aratinga leucophthalmus</i>		<i>Thalurania furcata</i>
	<i>Aratinga solstitialis</i>		<i>Hylocharis sapphirina</i>
	<i>Aratinga aurea</i>		<i>Amazilia fimbriata</i>

	<i>Amazilia versicolor</i>		<i>Taraba major</i>
	<i>Heliathyrx aurita</i>		<i>Thamnophilus punctatus</i>
	<i>Heliactin comuta</i>		<i>Thamnophilus caeruleus</i>
	<i>Helimaster squamosus</i>		<i>Thamnophilus torquatus</i>
	<i>Calliphlox amethystina</i>		<i>Dysithamnus mentalis</i>
TROGONIFORMES			<i>Herpsilochmus atricapillus</i>
Trogonidae (2)			<b><i>Herpsilochmus longirostris</i></b>
	<i>Trogon surrucura</i>		<i>Formicivora rufa</i>
	<i>Trogon curucui</i>		<i>Formicivora grisea</i>
CORACIFORMES			<i>Formicivora melanogaster</i>
Alcedinidae (4)		Furnariidae (6)	
	<i>Ceryle torquata</i>		<i>Furnarius rufus</i>
	<i>Chloroceryle amazona</i>		<i>Synallaxis frontalis</i>
	<i>Chloroceryle americana</i>		<i>Synallaxis albescens</i>
	<i>Chloroceryle inda</i>		<i>Certhia cinnamomea</i>
Momotidae (2)			<i>Automolus leucopthalmus</i>
	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>		<i>Xenops rutilans</i>
	<i>Momotus momota</i>	Dendrocolaptidae (5)	
PICIFORMES			<i>Sittasomus griseicapillus</i>
Galbulidae (2)			<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>
	<i>Brachygalba lugubris</i>		<i>Xiphorhynchus guttatus</i>
	<i>Galbula ruficauda</i>		<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>
Bucconidae (5)			<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>
	<i>Nystalus chacuru</i>	Tyrannidae (52)	
	<i>Nystalus maculatus</i>		<i>Phyllomyias fasciatus</i>
	<i>Nonnula rubecula</i>		<i>Camptostoma obsoletum</i>
	<i>Monasa nigrifrons</i>		<i>Phaeomyias murina</i>
	<i>Chelidoptera tenebrosa</i>		<i>Ornithion inermis</i>
Ramphastidae (4)			<i>Suiriri suiriri affinis</i>
	<i>Pteroglossus castanotis</i>		<i>Elaenia flavogaster</i>
	<i>Pteroglossus aracari</i>		<i>Elaenia cristata</i>
	<i>Ramphastos vitellinus</i>		<i>Elaenia chiriquensis</i>
	<i>Ramphastos toco</i>		<i>Euscarthmus meloryphus</i>
Picidae (11)			<b><i>Euscarthmus rufomarginatus</i></b>
	<i>Picumnus albosquamatus</i>		<i>Leptopogon amaurocephalus</i>
	<i>Colaptes campestris</i>		<i>Capsiempis flaveola</i>
	<i>Colaptes melanochloros</i>		<i>Hemitriccus striaticollis</i>
	<i>Celeus flavescens</i>		<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>
	<i>Celeus flavus</i>		<i>Todirostrum cinereum</i>
	<i>Dryocopus lineatus</i>		<i>Todirostrum latirostre</i>
	<i>Melanerpes flavifrons</i>		<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>
	<i>Melanerpes candidus</i>		<i>Tolmomyias sulphurescens</i>
	<i>Veniliornis passerinus</i>		<i>Tolmomyias flaviventris</i>
	<i>Campephilus melanoleucus</i>		<i>Platyrinchus mystaceus</i>
	<i>Campephilus rubicollis</i>		<i>Myiobius barbatus</i>
PASSERIFORMES			<i>Myiophobus fasciatus</i>
Rhinocryptidae (1)			<i>Contopus cinereus</i>
	<b><i>Melanopareia torquata</i></b>		<i>Lathrotriccus euleri</i>
Thamnophilidae (11)			<i>Cnemotriccus fuscatus</i>
			<i>Pyrocephalus rubinus</i>

	<i>Xolmis cinerea</i>		<i>Mimus saturninus</i>
	<i>Knipolegus lophotes</i>	Motacilidae (1)	
	<i>Fluvicola pica</i>		<i>Anthus lutescens</i>
	<i>Colonia colonus</i>	Vireonidae (2)	
	<i>Hirundinea ferruginea</i>		<i>Cyclarhis gujanensis</i>
	<i>Casiornis rufa</i>		<i>Vireo chivi</i>
	<i>Sirystes sibilator</i>	Emberezidae	
	<i>Myiarchus ferox</i>	Parulinae (4)	<i>Parula pitiayumi</i>
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>		<i>Geothlypis aequinoctialis</i>
	<i>Myiarchus swainsoni</i>		<i>Basileuterus flaveolus</i>
	<i>Pitangus sulphuratus</i>		<i>Basileuterus culicivorus</i>
	<i>Megarynchus pitangua</i>	Coerebinae (1)	<i>hypoleucus</i>
	<i>Myiozetetes cayanensis</i>		
	<i>Myiozetetes similis</i>		<i>Coereba flaveola</i>
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Thraupinae (20)	
	<i>Legatus leucophaeus</i>		<i>Schistochlamys melanopsis</i>
	<i>Empidonomus varius</i>		<b>Neothraupis fasciata</b>
	<i>Griseotyrannus</i>		<b>Cypsnagra hirudinacea</b>
	<i>aurantioatrocristatus</i>		<i>Thlypopsis sordida</i>
	<i>Tyrannus savana</i>		<i>Hemithraupis guira</i>
	<i>Tyrannus melancholicus</i>		<i>Nemosia pileata</i>
	<i>Tyrannus albogularis</i>		<i>Eucometis penicillata</i>
	<i>Pachyramphus viridis</i>		<i>Tachyphonus cristatus</i>
	<i>Pachyramphus polychopterus</i>		<i>Tachyphonus rufus</i>
	<i>Pachyramphus rufus</i>		<i>Piranga flava</i>
	<i>Tityra cayana</i>		<i>Ramphocelus carbo</i>
	<i>Tityra inquisitor</i>		<i>Thraupis sayaca</i>
Pipridae (2)			<i>Thraupis palmarum</i>
	<i>Pipra fasciicauda</i>		<i>Euphonia chlorotica</i>
	<b><i>Antilophia galeata</i></b>		<i>Euphonia violacea</i>
Hirundinidae (4)			<i>Tangara cayana</i>
	<i>Tachycineta albiventer</i>		<i>Dacnis cayana</i>
	<i>Progne chalybea</i>		<i>Cyanerpes cyaneus</i>
	<i>Atticora melanoleuca</i>		<i>Conirostrum speciosum</i>
	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>		<i>Tersina viridis</i>
Corvidae (2)		Emberizinae (17)	
	<b><i>Cyanocorax cristatellus</i></b>		<i>Zonotrichia capensis</i>
	<i>Cyanocorax cyanopogon</i>		<i>Ammodramus humeralis</i>
Troglodytidae (3)			<i>Ammodramus aurifrons</i>
	<i>Thryothorus genibarbis</i>		<i>Poospiza cinerea</i>
	<i>Thryothorus leucotis</i>		<i>Sicalis citrina</i>
	<i>Troglodytes aedon</i>		<i>Emberizoides herbicola</i>
Muscicapidae			<i>Volatinia jacarina</i>
Sylviinae (1)			<i>Sporophila plumbea</i>
	<i>Polioptila dumicola</i>		<i>Sporophila nigricollis</i>
Turdinae (3)			<i>Sporophila caerulescens</i>
	<i>Turdus rufiventris</i>		<i>Sporophila bouvreuil</i>
	<i>Turdus leucomelas</i>		<i>Oryzoborus angolensis</i>
	<i>Turdus amaurochalinus</i>		<i>Tiaris fuliginosa</i>
Mimidae (1)			<i>Arremon taciturnus</i>

---

	<i>Arremon flavirostris</i>
	<b><i>Charitospiza eucosma</i></b>
	<i>Coryphospingus pileatus</i>
Cardinalinae (4)	
	<i>Saltator maximus</i>
	<i>Saltator similis</i>
	<b><i>Saltator atricollis</i></b>
	<b><i>Porphyrospiza caerulescens</i></b>
Icterinae (8)	
	<i>Psarocolius decumanus</i>
	<i>Cacicus cela</i>
	<i>Cacicus solitarius</i>
	<i>Icterus cayanensis</i>
	<i>Icterus jamaicae</i>
	<i>Gnorimopsar chopi</i>
	<i>Molothrus bonariensis</i>
	<i>Scaphidura oryzivora</i>
Fringillidae (1)	
	<i>Carduelis magellanicus</i>

---

## DIVERSIDADE DE AVES APÓS IMPACTO DA CONSTRUÇÃO DA UHE SERRA DA MESA

### INTRODUÇÃO

A diversidade biológica vem sofrendo ameaças constantes. Empreendimentos humanos, tais como hidrelétricas, podem gerar fragmentação de hábitat com consequências negativas na diversidade biológica, como a perda do hábitat original, redução de área e aumento do grau de isolamento (Andrén 1994). As listas de espécies ameaçadas de extinção vêm aumentando e isso está relacionado ao crescente desmatamento, que representa um dos principais fatores causais do empobrecimento da diversidade na Mata Atlântica (Brooks *et al.* 1999). A perda de área causada pelo barramento de grandes rios para a criação de hidrelétricas (em qualquer bioma) têm consequências mais graves que o desmatamento, já que ocorre a perda irreversível do ambiente.

Todos os níveis de organização da diversidade biológica podem ser influenciados pelo processo de fragmentação "*latu sensu*". Pode ocorrer a simples redução no número de espécies (p. ex. Saunders 1989, Robinson *et al.* 1992, capítulo 1), alteração na estrutura da comunidade em relação a sua diversidade (Lynam 1997), na dinâmica e alteração no fluxo de nutrientes dos ecossistemas (Saunders *et al.* 1991, Bierregaard Jr. *et al.* 1992). Além disso, a fragmentação pode resultar no aumento da vulnerabilidade a fatores externos, como caça, fogo, espécies invasoras etc (Primack e Rodrigues 2001). A relação espécie-área prevê que grandes áreas sempre conterão mais espécies que as pequenas, o que faz com que essa relação seja amplamente utilizada na previsão de mudanças de comunidades naturais em cenários com grande influência antrópica (Lomolino e Weiser 2001). No entanto, o modelo baseia-se somente no número de espécies (ou riqueza) e os

processos de impacto ambiental podem envolver a diversidade biológica, conceito que considera riqueza e abundância (conceito segundo Pielou 1984).

No presente estudo, todos os fragmentos estudados tendência à perda significativa de espécies (capítulo 1), indicando que o processo de isolamento e redução de habitat reflete na perda de espécies. No entanto, é importante conhecer se o impacto da construção do reservatório de Serra da Mesa teve implicações negativas para a diversidade biológica de aves.

Sieving e Karr (1997) sugeriram que a identificação de características biológicas das espécies que sejam mais propensas à extinção constitui ferramenta útil na previsão de respostas futuras das comunidades frente a impactos. Espécies com grande tamanho corporal (Leck 1979, Willis 1979), baixa capacidade de dispersão (Diamond 1981), especialistas em uso de recursos (Lovejoy *et al.* 1986), altas taxas de mortalidade anual (Karr 1990), forrageadores e construtores de ninhos em estratos inferiores (Terborgh 1974, Stouffer e Bierregaard Jr. 1995), seriam as mais afetadas pelas consequências da fragmentação. Além disso, algumas consequências da fragmentação, como o aumento da abundância de mesopredadores pode levar algumas espécies à extinção (Terborgh *et al.* 1997).

Uma das estratégias global para a conservação da biodiversidade envolve atualmente a identificação de áreas críticas para a conservação, denominadas *hotspots*, que possuem alto grau de ameaça (mais de 75% da área original já modificada de alguma maneira) e alto grau de endemismo, o que incluiu o domínio do Cerrado nessa categoria (Myers *et al.* 2000). Áreas com alta taxa de endemismo podem estar classificadas em EBA's (*Endemic Bird Areas*, BirdLife 2001) e merecerem atenção especial dos esforços econômicos e conservacionistas. Identificar as respostas de populações de espécies, inclusive das endêmicas, diante da fragmentação pode fornecer subsídios para prever consequências biológicas e evitar a extinção (Fjeldså e Rahbek 1997).

O objetivo desse estudo é descrever as possíveis mudanças na estrutura da comunidade de aves em decorrência da formação do reservatório artificial de Serra da Mesa, enfocando aspectos relacionados à biologia das espécies.

As hipóteses do estudo foram:

- 1) A redução da área natural levará ao adensamento das espécies e de suas populações nos fragmentos, já que deve ocorrer a dispersão dos indivíduos para as áreas fora da cota de inundação (topos de morros ou os fragmentos estudados). Se o adensamento ocorrer, (aumento da diversidade), espera-se que a comunidade 'relaxe' para níveis mais baixos em decorrência das interações biológicas que podem ser alteradas pelo adensamento de espécies e indivíduos. Tal situação deve ocorrer em todos os fragmentos, independente do seu tamanho;
- 2) A chegada de espécies do fundo do reservatório levará a modificações na sua estrutura, com substituições de espécies durante e após a formação do reservatório;
- 3) As espécies responderão diferentemente ao impacto gerados pela redução e isolamento dos ecossistemas e as mais afetadas serão as espécies endêmicas.

## **METODOLOGIA**

Realizei o estudo na UHE Serra da Mesa (entre 13° 45' – 14° 35' S e 47° 50' – 49° 15' W) localizada na Bacia do Alto Tocantins, em Goiás. O clima da região possui duas estações bem definidas, a úmida, de outubro a março/abril e o período mais árido, de maio a setembro. A temperatura média anual é de 26,2 °C, com precipitação anual de 1865 mm (dados fornecidos por Furnas Centrais Elétricas).



Amostrei seis fragmentos e duas áreas na borda (Tabela 2.1) na UHE Serra da Mesa, Goiás. Para determinar a riqueza das áreas amostradas, usei o método de **contagens por pontos**, sem raio fixo (Bibby *et al.* 1992), permanecendo 20 minutos com o objetivo de registrar todas as ocorrências de espécies, através de vocalização ou visualização. Iniciei cada contagem após alguns minutos da chegada no fragmento, com a finalidade de diminuir o distúrbio causado pela minha presença. Acompanhei os fragmentos mensalmente entre julho de 1996 e julho de 1998 e, a partir daí, bimensalmente até junho de 1999.

Iniciei os censos entre 6:00 e 8:00h, e a cada contagem por ponto registrei a espécie e número de indivíduos, identificando o tipo de registro (visual ou auditivo).

As áreas que estudei compreendem seis fragmentos categorizados em três classes de tamanho: pequeno (menor que 3 ha), médio (entre 6 e 9 ha) e grande (entre 10 e 30 ha), um fragmento temporário, uma península (acima de 30 ha) e duas áreas localizadas fora da área direta de influência da UHE Serra da Mesa (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Fragmentos e áreas de borda amostradas, seus respectivos tamanhos, coordenadas e formação vegetal na UHE Serra da Mesa, Goiás.

Amostra	Tamanho (ha)	Coordenadas UTM	Formação
P <sub>34</sub>	< 3	22 L 789258 8467427	Savânica
P <sub>40</sub>	< 3	22 L 790645 8465074	Savânica
M <sub>5</sub>	> 5 < 10	22 L 787086 8470811	Savânica
M <sub>42</sub>	> 5 < 10	22 L 789148 8465078	Savânica
G <sub>1</sub>	30	22 L 788984 8469088	Savânica
G <sub>35</sub>	> 10	22 L 789010 8466694	Savânica/campestre
Borda B <sub>1</sub>	Contínuo	22 L 790379 8476894	Savânica/campestre
Borda B <sub>2</sub>	Contínuo	22 L 793111 8475415	Savânica/campestre

Para os fragmentos pequenos, P<sub>34</sub> e P<sub>40</sub>, realizei apenas um ponto de amostragem, para os fragmentos M<sub>5</sub> e M<sub>42</sub>, dois e para G<sub>1</sub> e G<sub>35</sub>, usei três pontos. Sempre que possível, empreguei o mesmo esforço para as diferentes categorias de tamanho de fragmento, usando as médias mensais para calcular a diversidade em cada réplica de tamanho de fragmento. Amostrei todos os pontos em condições climáticas similares (sol, com pouco vento e dias com nuvens), tentando evitar assim, efeitos relacionados à diminuição das atividades das espécies diante de chuvas e ventos fortes.

## ANÁLISE DOS DADOS

Para calcular a diversidade dos fragmentos amostrados e das áreas de borda utilizei o índice de Shannon (H'). Para comparar o índice de diversidade de Shannon em cada ano de amostragem e tamanho dos fragmentos utilizei análise de variância (ANOVA) de dois fatores. Usei o teste de Tukey seguido da ANOVA para as comparações múltiplas. Analisei os resíduos graficamente para

identificar possíveis tendências ao longo da estimativa e homogeneidade da variância (Box *et al.* 1978).

Para verificar a substituição de espécies (*turnover*) durante os três anos de amostragem, utilizei a análise multivariada nMDS (escalonamento multidimensional não métrico), sendo cada fragmento considerado uma unidade amostral. Para tanto, construí uma matriz de similaridade entre as amostras de cada ano usando o coeficiente de Bray-Curtis, com a abundância média (número de indivíduos observados/número de réplicas durante o ano) das espécies transformada em raiz quarta, para equilibrar o peso das espécies abundantes e raras (Clarke 1993). A partir dessa matriz biológica principal o nMDS ordena as amostras mais similares localizadas próximas entre si e as mais dissimilares mais distantes. O poder da ordenação é avaliado pela medida de estresse, que varia de 0 a 1, sendo que valores de 0 a 0,20 representam boa preservação das relações de similaridade entre pares de amostras (Clarke 1993).

Para verificar se haviam diferenças significativas na estrutura das comunidades entre os três anos de estudo, resultando em uma separação entre as amostras dos diferentes anos, usei a Análise de Similaridade (ANOSIM) de um fator (detalhes em Clarke e Warwick 1994). As espécies que mais contribuíram para a separação entre os anos foram identificadas através do módulo SIMPER (*similarity percentage*) do programa PRIMER (Clarke e Warwick 1994), que analisa a importância das espécies em relação ao índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. No módulo SIMPER, somente 160 espécies podem ser avaliadas, portanto retirei da amostragem 40 espécies que obtiveram baixa contribuição durante o estudo, ou seja, aquelas espécies raras, registradas em somente uma ocasião, em um fragmento apenas.

Calculei a razão entre a abundância das espécies entre o ano 1 e 2 e entre o ano 1 e 3. Quando a espécie aumentou a abundância de um ano para o outro, eu dividi o maior valor sobre o

menor (ano 2 / ano 1), para obter assim a magnitude do aumento na abundância. Quando a espécie diminuiu em abundância, inverti a razão (ano 1 / ano 2) para que a mesma magnitude fosse obtida.

Associei características biológicas às espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade, como peso (Sick 1997, del Hoyo 1992, 1994, 1996, 1999, dados de capturas em Serra da Mesa), a dieta (Sick 1997), o estrato de forrageamento (Parker III *et al.* 1996), o hábitat e o ambiente (de acordo com Bagno e Marinho-Filho 2001). Para detectar as respostas dessas espécies frente à fragmentação, analisei a proporção de espécies que ‘aumentaram’ e ‘diminuíram’ suas respectivas abundâncias (número médio de indivíduos anos de estudo).

As análises paramétricas usadas nesse estudo estão de acordo com Sokal e Rohlf (1995), com nível de significância de 0,05.

## **RESULTADOS**

Registrei 200 espécies nas contagens por pontos, em 6425 registros em todos os fragmentos. Treze espécies ocorreram em todos os fragmentos em todos os meses dos anos de estudo, 64 estiveram presentes em todas as *ilhas*, mas não em todos os períodos de amostragem (Anexo 1). Algumas espécies também estiveram representadas em cinco fragmentos (24 *taxa*) e cerca de 72 foram exclusivas de uma ou duas ilhas.

A variação no índice Shannon de diversidade de cada ano dependeu apenas do ano de amostragem, não tendo importância o tamanho dos fragmentos (Tabela 2.2), sendo que o modelo explicou mais de 76% da variação nesse sistema. A diversidade de modo geral apresentou adensamento no segundo ano e queda no terceiro (Figura 2.1). A diversidade do ano de 1996-1997

não foi diferente do segundo ano de amostragem, porém apresentou valor marginal; a diversidade do segundo ano foi maior que a do terceiro, que não diferiu do primeiro ano (Figura 2.1).

Tabela 2.2. Análise de variância (ANOVA) da diversidade de aves em relação ao ano de coleta e ao tamanho do fragmento, na UHE Serra da Mesa, Goiás.

Fonte	Quadrado médio	Gl	F	P
Ano de amostragem	0,162	2	7,774	0,011
Tamanho	0,053	2	2,573	0,131 <sup>ns</sup>
Ano X Tamanho	0,042	4	2,025	0,174 <sup>ns</sup>
Erro	0,021	9		

ns = não significativo

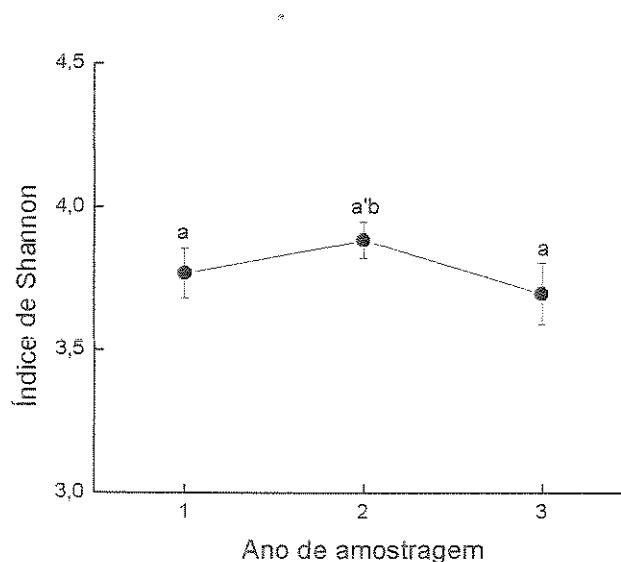


Figura 2.1. Média e erro padrão do Índice de diversidade de Shannon para os três anos de estudo na UHE Serra da Mesa, Goiás. Letras diferentes indicam diferença significativa ( $p < 0,05$ ), a' apresentou valor de  $p$  marginal de 0,06.

A análise de escalonamento multidimensional não métrica (nMDS) usada para detectar as mudanças de composição da comunidade entre anos, separou os períodos de amostragem em três grupos distintos (Figura 2.2). A riqueza e abundância de espécies nos fragmentos G<sub>1</sub> e M<sub>5</sub> mudou gradualmente, indicando que essas duas amostras apresentaram mudança gradual e na mesma direção (linha tracejada da Figura 2.2). Os outros fragmentos apresentaram grande substituição de espécies, com a estrutura da comunidade mudando drasticamente (linha cheia da Figura 2.2).

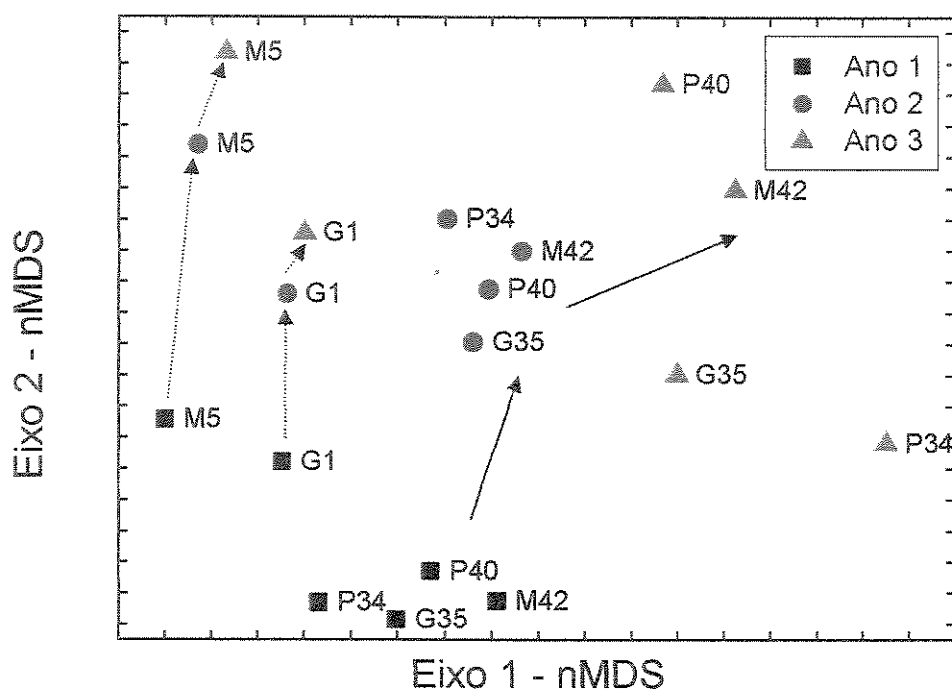


Figura 2.2. Análise de escalonamento (nMDS) da diversidade das espécies de aves nos seis fragmentos nos três anos de acompanhamento na UHE Serra da Mesa, Goiás (stress = 0,13). Linha tracejada representa substituição gradual de espécies com a comunidade se dirigindo para a mesma direção e linha cheia substituição drástica de espécies, com mudança de direção da comunidade.

A análise de similaridade (ANOSIM), que leva em conta a composição das espécies e suas abundâncias representadas na distância de Bray-Curtis, revelou que existem diferenças significativas entre os anos ( $p < 0,001$ ). A ANOSIM detectou que o ano 1 difere do ano 2 e ano 3, e que o ano 2 e ano 3 são similares em relação à composição e abundância de espécies (Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Análise de Similaridade entre a composição de espécies e suas abundâncias em cada ano de amostragem, na UHE Serra da Mesa, Goiás representadas na distância de Bray-Curtis.

<i>Similaridade entre anos</i>	<i>R</i>	<i>p</i>
1 e 2	0,596	0,02
1 e 3	0,552	0,02
2 e 3	0,119	0,136

A abundância das espécies variou ao longo do estudo influenciando a estrutura da comunidade (Anexo 1). Cerca de 50 espécies em cada ano foram responsáveis por 50% da dissimilaridade encontrada no estudo, enquanto que o restante das espécies (cerca de 110 espécies) contribuiu para os outros 50% de dissimilaridade (Tabela 2.4).

Tabela 2.4. Número de espécies responsáveis pela dissimilaridade entre anos, na UHE Serra da Mesa, Goiás.

<i>Comparação entre anos</i>	<i>Número de espécies</i>	<i>% de dissimilaridade</i>
Ano 2 e Ano 1	53	50,34
Ano 3 e Ano 1	50	50,56

No ano 2, a dissimilaridade foi influenciada pelo aparecimento de 19 espécies, contra somente o desaparecimento de cerca de metade desse número (10 espécies). A dissimilaridade do ano 3 em relação ao ano 1 foi influenciada tanto pelo aparecimento de 20 espécies como pelo desaparecimento de 25 espécies. De modo geral, nenhuma espécie teve alta contribuição para a dissimilaridade (Anexos 2 e 3). O valor mais alto encontrado para o ano 2 de 1,74, correspondendo a *Pionus maximiliani*, que elevou sua abundância relativa em 21 vezes (Tabela 2.5). Já no ano 3, maior valor foi 1,44 que corresponde ao desaparecimento de *Pteroglossus castanotis*, que saiu de 0,24 no primeiro ano de amostragem e decaiu a zero no último ano de estudo (Tabela 2.6).

Cerca de 21 espécies foram responsáveis pela maior dissimilaridade entre o segundo e primeiro ano (Tabela 2.5). A abundância de 15 espécies aumentou em média oito vezes ( $\bar{x} = 7,2$ ; DP = 6,4; n = 15; magnitude de aumento: mínimo = 1,12 e máximo = 21,0); as espécies com maior valor de dissimilaridade foram os psitacídeos *Pionus maximiliani* (1,74) e *Aratinga solstitialis jandaya* (1,40). Três espécies diminuíram a abundância no ano 2 em relação ao ano 1: o araçari-castanho, *Pteroglossus castanotis*, cuja abundância diminuiu cerca de dez vezes, o jaó, *Crypturellus undulatus* e o bico-de-brasa, *Monasa nigrifrons*, ambos com redução maior que 0,25 em relação ao ano 1. No ano 2 apareceram três espécies, duas espécies migratórias, a peitica - *Empidonomus varius* e o chibum - *Elaenia chiriquensis*, e o martim-pescador-verde, *Chloroceryle amazona*.

Vinte e oito espécies foram mais importantes para as diferenças no padrão de abundância entre o ano 3 e ano 1 (Tabela 2.6). Destas, 13 espécies tiveram abundância menor no terceiro ano, cuja redução teve magnitude entre 1,5 a 14,3 vezes ( $\bar{x} = 5,2$ ; DP = 4,3; n = 13). As espécies que apresentaram as maiores reduções na abundância foram o tiziu, *Volatinia jacarina* e o João-bobo,



*Nystalus chacuru*, ambos em taxa de 10 vezes, e o bico-de-brasa, *Monasa nigrifrons*, com diminuição da abundância em 14 vezes.

Duas espécies desapareceram no ano 3, o araçari-castanho, *Pteroglossus castanotis* e o benedito, *Melanerpes candidus*. No ano 3, detectei o aparecimento nos pontos de coleta do martim-pescador-verde - *Chloroceryle amazona*, situação similar ao ano 2.

Nove espécies aumentaram a abundância continuamente nos anos 2 e 3 (em relação ao ano 1), como por exemplo, *Leptotila rufaxilla* (Columbidae), *Diopsittaca nobilis*, *Aratinga solstitialis jandaya* e *Pionus maximiliani* (Psittacidae), *Hemitriccus margaritaceiventer* e *Pachyramphus polychopterus* (Tyrannidae), *Basileuterus culicivorus hypoleucus* (Parulinae), *Ramphocelus carbo* e *Dacnis cayana* (Thraupinae). De modo oposto, *Monasa nigrifrons* teve redução na abundância também nos anos 2 e 3.

As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade com o aumento da abundância entre o ano 2 em relação ao ano 1 (Tabela 2.5), em sua maioria, possuem peso inferior a 200 g (93,3%), são frugívoras (46,7%) ou insetívoras (33,3%), usam o estrato mais alto da vegetação (40%), têm hábito essencialmente florestal (66,7%) e freqüentam os ambientes Mata/Cerrado (40%), ou Mata/Cerrado/Campo sujo/Vereda (40%). As três espécies que apresentaram redução em abundância possuem peso entre 50 e 1000 g, com dieta onívora ou insetívora (uma espécie), ocupam o estrato da copa, sub-bosque/copa ou terrestre, têm hábito essencialmente florestal e são todas habitantes de mata/cerrado.

Em relação ao ano 3, as espécies que aumentaram em abundância (Tabela 2.6) possuem peso de até 50 g (58,3%), a maioria das espécies tem dieta frugívora (33,3%) ou insetívora (33,3%), são habitantes da copa (41,6%), geralmente florestais (75%) e ocorrem em mata/cerrado (41,6%) ou mata/cerrado/campo sujo/vereda (33%). As 13 espécies selecionadas pelo SIMPER que

apresentaram redução na abundância têm massa até 50 g (54%), são onívoras em sua maioria (61,5%), estão distribuídas em grande parte entre os estratos da copa (23%), terrestres (23%) e baixo sub-bosque (23%), cerca de metade das espécies é restritamente florestal (46%), ocupando os ambientes mata/cerrado e mata/cerrado/campo sujo/vereda (61,5%).

Somente duas espécies que desapareceram no ano 3 (*Pteroglossus castanotis* e *Melanerpes candidus*) obtiveram maior peso na análise de porcentagem de similaridade ("similarity percentage – SIMPER") e no ano 2 nenhuma espécie que quase desapareceu, como p. ex. *Porphyrospiza caerulescens* (Tabela 2.5), teve alta contribuição para essa análise. Porém três espécies desapareceram no último ano, com uma espécie (*Ramphastos vitellinus*) quase desaparecendo (Tabela 2.6).

Para as espécies endêmicas *Melanopareia torquata* (meia-lua-do-cerrado) e *Cyanocorax cristatellus* (gralha-do-cerrado) quase não houve variação na abundância. No ano 2, registrei leve aumento na abundância de *M. torquata*, cerca de apenas 1,17 vezes, diminuindo ligeiramente no ano 3 (1,5 vezes). Já para *C. cristatellus* houve uma pequena redução no ano 2 (0,12 para 0,09), permanecendo praticamente constante no ano 3 (0,14).

No caso de *Saltator atricollis* (Batuqueiro) e *Porphyrospiza caerulescens* (campainha-azul), a redução na abundância foi visível no ano 3. Porém *S. atricollis* reduziu tanto no ano 2 quanto no ano 3 (de 0,37 para 0,24 e depois 0,06); *P. caerulescens* dobrou a abundância no ano 2, desaparecendo no ano 3.

*Charitospiza eucosma* (mineirinho) apareceu no ano 2, permanecendo constante no próximo ano; já *Poospiza cinerea* (capacetinho-cinza) aumentou nove vezes no ano 2, continuando o aumento no ano 3 (16 vezes em relação ao ano 1).

Tabela 2.5. Caracterização das espécies que no mínimo dobraram a abundância no ano 2 em relação ao ano 1 na UHE Serra da Mesa, Goiás. Legenda: Ano 1 e Ano 2 = abundância das espécies nos respectivos anos de coleta (seca e chuva); % = contribuição de cada espécie para a análise SIMPER (PRIMER); Razão = Abundância ano 2 / ano 1 ou ano 1 / ano 2; Situação: D = diminuição de abundância; C = Surgimento na área; A = Aumento da abundância; Dieta: FR = frugívora, PI = piscívora, GR = granívora, IN = insetívora, ON = onívora, CA = carnívora, CI = carnívora/insetívora; Estrato: C = copa; U = inferior, M = médio, T = terrestre; A = aéreo, W = aquático; Hábito: F1 = restritamente florestal, F2 = essencialmente florestal, C1 = restritamente campestre, C2 = essencialmente campestre, A = aquático; Ambientes: M = mata, C = campo, A = campo sujo, V = vereda. Espécies endêmicas com asterisco. Em negrito, espécies que estavam ausente no ano 1 ou 2.

Família (ou sub)	Espécie	Ano 2	Ano 1	%	Razão	Situação	Dieta	Peso (g)	Estrato	Hábito	Ambientes
Psittacidae	<i>Plinius maximiliani</i>	1,06	0,05	1,74	21,20	A	FR	293,00	C	F2	MC
Psittacidae	<i>Aratinga solstitialis</i>	0,74	0,40	1,40	1,85	A	FR	130,00	C	F2	MC
Ramphastidae	<i>Pteroglossus castanotis</i>	0,03	0,29	1,28	9,67	D	FR	350,00	C	F2	MC
Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus hypoleucus</i>	0,38	0,03	1,22	12,67	A	IN	10,00	U/M	F2	MC
Thraupinae	<i>Tachyphonus rufus</i>	0,71	0,64	1,20	1,11	A	FR	33,00	U/C	F2	MC
Thraupinae	<i>Dacnis cayana</i>	0,36	0,05	1,17	7,20	A	FR	13,00	C	F2	MCSV
Thraupinae	<i>Ramphocelus carbo</i>	0,81	0,23	1,14	3,52	A	ON	25,00	U/C	F2	MCV
Tyrannidae	<i>Empidonax varius</i>	0,15	0,00	1,12	-	C	IN	20,00	C	F2	MCV
Tyrannidae	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	0,15	0,06	1,09	2,50	A	IN	11,00	U/M	F2	MC
Psittacidae	<i>Diopsittaca nobilis</i>	0,62	0,15	1,08	4,13	A	FR	390,00	C	C2	MV
Tinamidae	<i>Crypturellus undulatus</i>	0,05	0,24	1,06	4,80	D	ON	600,00	T	F2	MC
Tyrannidae	<i>Elania chiriquensis</i>	0,23	0,00	1,05	-	C	ON	16,00	C	C2	MCSV
Bucconidae	<i>Monasa nigrifrons</i>	0,10	0,43	1,05	4,30	D	ON	97,00	M/C	F2	MC
Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i>	0,13	0,00	1,04	-	C	PI	140,00	U/M	A	MA
Alcedinidae	<i>Ceryle torquata</i>	0,21	0,01	1,00	21,00	A	PI	330,00	U/C	A	MA
Thamnophtidae	<i>Formicivora rufa</i>	0,16	0,02	0,98	8,00	A	IN	11,00	U	C2	MCSV
Tyrannidae	<i>Pachyrhamphus polychropterus</i>	0,16	0,02	0,98	8,00	A	IN	20,00	C	F2	MC
Thraupinae	<i>Piranga flava</i>	0,28	0,11	0,98	2,55	A	FR	37,00	C	C2	MCSV
Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i>	0,14	0,02	0,96	7,00	A	IN	100,00	T/C	C2	MCSV
Cracidae	<i>Penelope superciliosus</i>	0,21	0,05	0,96	4,20	A	FR	1150,00	T	F2	MCSV
Columbidae	<i>Leptotila rufaxilla</i>	0,36	0,12	0,95	3,00	A	ON	180,00	T	F2	MCSV
Cardinalinae	<i>Salpator atricollis</i> *	0,24	0,37	0,85	1,54	D	ON	55,00	U/C	C1	CSV
Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i> *	0,09	0,12	0,69	1,33	D	ON	150,00	M/C	C2	CSV
Rhinocryptidae	<i>Melanopareia torquata</i> *	0,07	0,06	0,60	1,17	A	IN	15,00	T/U	C1	CSV
Emberizinae	<i>Pooecetes cinerea</i> *	0,09	0,01	0,40	9,00	A	GR	16,00	U/M	C2	MCSV
Emberizidae	<i>Charitospiza euosma</i> *	0,04	0,00	0,24	-	C	GR	15,00	T/U	C1	CSV
Cardinalinae	<i>Porphyrospiza caeruleascens</i>	0,02	0,01	0,62	2	A	GR	17,00	U/C	C1	CS

Tabela 2.6. Caracterização das espécies que no mínimo dobraram a abundância no ano 3 em relação ao ano 1 na UFE Serra da Mesa, Goiás. Legenda: ano 1 e ano 3 = abundância das espécies nos respectivos anos de coleta (seca e chuva); % = contribuição de cada espécie para a análise SIMPER (PRIMER); Razão = Abundância ano 3 / ano 1 ou ano 1 / ano 3; Situação: S = Desaparecimento; D = diminuição de abundância; C = Surgimento na área; A = Aumento da abundância; Dieta: FR = frugívora, GR = granívora, IN = insetívora, ON = onívora, CA = carnívora, CI = carnívora/insetívora; Estrato: C = copa; U = inferior; M = médio; T = terrestre; A = aéreo; W = aquático; Hábito: F1 = restritamente florestal, F2 = essencialmente florestal, C1 = restritamente campestre, C2 = essencialmente campestre, A = aquático; Ambientes: M = mata, C = campo, A = campo sujo, V = vereda, Espécies endêmicas com asterisco. Em negrito, espécies que estavam ausentes no ano 1 ou 3.

Família (ou sub)	Espécie	Ano 3	Ano 1	%	Razão	Situação	Dieta	Peso (g)	Estrato	Hábito	Ambientes
Ramphastidae	<i>Pteroglossus castaneotis</i>	0,00	0,29	1,44	-	S	FR	350,00	C	F2	MC
Emberizinae	<i>Volatinia jacarina</i>	0,07	0,69	1,37	9,86	D	GR	11,00	T/U	C2	MCSV
Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i>	0,17	0,00	1,31	-	C	PI	140,00	U/M	A	MA
Bucconidae	<i>Monasa nigrifrons</i>	0,03	0,43	1,27	14,34	D	ON	97,00	MC	F2	MC
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus torquatus</i>	0,10	0,27	1,27	2,70	D	IN	23,00	U	C2	MCSV
Psittacidae	<i>Diopsittaca nobilis</i>	1,09	0,15	1,26	7,27	A	FR	390,00	C	C2	MV
Tyrannidae	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	0,30	0,06	1,23	5,00	A	IN	11,00	U/M	F2	MC
Bucconidae	<i>Nystalus chacuru</i>	0,04	0,41	1,23	10,25	D	ON	50,00	C	C1	CSV
Sylviinae	<i>Polioptila dumicola</i>	1,20	0,14	1,22	8,57	A	IN	6,50	U/C	F2	MCV
Psittacidae	<i>Pionus maximiliani</i>	0,65	0,05	1,21	13,00	A	FR	293,00	C	F2	MC
Cardinalinae	<i>Saltator atricollis*</i>	0,06	0,37	1,17	6,17	D	ON	55,00	U/C	C1	CSV
Thamnophilidae	<i>Taraba major</i>	0,24	0,25	1,13	1,04	D	ON	46,00	U	F2	MC
Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus hypoleucus</i>	0,38	0,03	1,12	12,67	A	IN	10,00	U/M	F2	MC
Thraupinae	<i>Tachyphonus rufus</i>	0,41	0,64	1,11	1,56	D	FR	33,00	U/C	F2	MC
Thraupinae	<i>Dacnis cayana</i>	0,37	0,05	1,10	7,40	A	FR	13,00	C	F2	MCSV
Columbidae	<i>Scardafella squamata</i>	0,23	0,36	1,08	1,56	D	ON	60,00	T	C2	MCSV
Troglodytidae	<i>Thryothorus genibarbis</i>	0,62	0,93	1,07	1,50	D	IN	18,00	U	F2	MCSV
Emberizinae	<i>Ammodramus humeralis</i>	0,06	0,24	1,06	4,00	D	GR	16,00	T	C1	CSV
Picidae	<i>Melanerpes candidus</i>	0,00	0,18	1,06	-	S	IN	85,00	MC	C2	MCSV
Thraupinae	<i>Ramphocelus carbo</i>	0,56	0,23	1,03	2,43	A	ON	25,00	U/C	F2	MCV
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	0,17	0,54	1,01	3,18	D	ON	65,00	C	F2	MCV
Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	0,23	0,16	0,99	1,44	A	CI	100,00	T/C	C2	MCSV
Icterinae	<i>Gnorimopsar chopi</i>	0,34	0,25	0,98	1,36	A	ON	50,00	T/C	C2	MCSV
Ramphastidae	<i>Ramphastos vitellinus</i>	0,02	0,17	0,98	8,50	D	ON	400,00	C	F2	MC
Charadriidae	<i>Vanelius chilensis</i>	0,16	0,40	0,97	2,50	D	ON	250,00	T	A	SVA
Tyrannidae	<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	0,20	0,02	0,96	10,00	A	IN	20,00	C	F2	MC

Psittacidae	<i>Aratinga solstitialis</i>	0,67	0,40	0,96	1,68	A	FR	130,00	C	F2	MC
Columbidae	<i>Leptotilia rufaxilla</i>	0,49	0,12	0,95	4,08	A	ON	180,00	T	F2	MCSV
Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i> *	0,14	0,12	0,84	1,17	A	ON	150,00	M/C	C2	CSV
Rhinocryptidae	<i>Melanopareia torquata</i> *	0,04	0,06	0,71	1,50	D	IN	15,00	T/U	C1	CSV
Emberizinae	<i>Poospiza cinerea</i> *	0,16	0,01	0,64	16,00	A	GR	16,00	U/M	C2	MCSV
Emberizinae	<i>Charitospiza eucoisma</i> *	0,04	<b>0,00</b>	0,24	-	C	GR	15,00	T/U	C1	CSV
Cardinalinae	<i>Porphyrospiza caerulescens</i> *	<b>0,00</b>	0,01	0,18	-	S	GR	17,00	U/C	C1	C\$

## **DISCUSSÃO**

### *Diversidade*

A diversidade nos seis fragmentos na UHE Serra da Mesa flutuou ao longo dos três anos de estudo, apresentando aumento no índice de diversidade no segundo e queda no terceiro ano. Todos os fragmentos tiveram consequências biológicas com a redução e fragmentação da área original devido à formação do reservatório de Serra da Mesa. Os efeitos na diversidade estiveram representados pela perda de algumas espécies (capítulo 1) e/ou pela diminuição da abundância da maioria delas ou até mesmo pelo abarrotamento de indivíduos, causado pelo deslocamento de populações que tiveram suas áreas alagadas pela barragem do rio, como o caso de *Basileuterus culicivorus hypoleucus*, que foi quase 13 vezes mais comum nos censos depois de passado o primeiro ano de amostragem.

Padrão similar foi descrito na UHE Samuel (Rondônia), onde Sá (1995) observou que, em geral, a área diretamente afetada pelo reservatório, continha menos espécies e menos indivíduos (representados pelo número de capturas em redes de neblina) que a área considerada controle (região à jusante da barragem). Sá (1995), porém, observou um aumento no número de capturas de aves na borda do reservatório, encontrando diferenças significativas dessas áreas em relação às mais internas (1 e 2 km) e à região à jusante, atribuindo esse aumento ao deslocamento de indivíduos da área alagada. Esse fenômeno foi descrito por Willis, em 1989, que o denominou como "Efeito Estendido da Represa - EER" em suas especulações sobre as consequências da construção da UHE Balbina (AM) para a avifauna. Em Serra da Mesa parece ter ocorrido um aumento na diversidade da comunidade de aves no segundo ano (valor marginal de  $p = 0,06$ ) durante a formação do reservatório, similar ao encontrado por Sá (1995) e o sugerido por Willis (1989).

Explicação alternativa seria que a borda do reservatório poderia atrair mais espécies devido ao aumento da heterogeneidade ambiental, porém isso não é aplicável para Serra da Mesa.

Segundo Terborgh *et al.* (1997), o processo de formação de um cinturão de árvores mortas devido à dinâmica de água do reservatório (cotas máximas e mínimas do reservatório), disponibilizaria recurso para diversos grupos, como Picidae, Dendrocolaptidae, Tyrannidae e Hirundinidae etc. No entanto, esse processo ainda não havia se estabelecido no segundo ano em Serra da Mesa, uma vez que o lago continuava aumentando, e as florestas fantasmas (*ghost forest* de Terborgh *et al.* 1997) ainda não haviam se formado.

Embora a metodologia usada em Serra da Mesa seja diferente da utilizada em outro estudo sobre comunidades de aves em UHE Raul Leoni, Lago Guri, Venezuela (Terborgh *et al.* 1997), as consequências parecem ser similares. Terborgh *et al.* (1997) observaram que a variação na densidade de aves nos diferentes fragmentos estudados era dependente da classe de tamanho do fragmento, que é diferente do encontrado para Serra da Mesa, já que a riqueza e diversidade diminuíram em todos os fragmentos de maneira similar. Os resultados de Terborgh *et al.* (1997) mostraram que fragmentos menores suportam densidade de aves residentes duas vezes maior que em áreas maiores. No entanto, a diversidade de pequenos fragmentos (8,4 pares de aves residentes e 21,5 espécies) parece cair em relação a fragmentos maiores e área controle (*ilha grande*: 9,5 pares e 82 espécies; área controle: 4,9 pares e 73 espécies), similar à queda da diversidade observada em Serra da Mesa, em todas as áreas estudadas.

Em Serra da Mesa o efeito do tamanho do fragmento não foi importante, o que indica que a estrutura da comunidade de aves variou de maneira similar, com aumento na riqueza e abundância no segundo ano e caindo no terceiro ano. No segundo ano, a diversidade aumentou (seguindo o mesmo padrão de riqueza, capítulo 1), caindo em seguida, mas aos mesmos níveis do primeiro ano.

A diversidade no terceiro ano de estudo parece ter voltado ao seu estado original, no entanto, dados referentes à composição da comunidade mostram que a avifauna dos fragmentos modificou-se e que esse índice de diversidade talvez esteja muito mais baixo atualmente.

As explicações usadas por Terborgh *et al.* (1997) para o encontrado no Lago Guri é que a densidade da área controle (o continente) pode ser baixa devido a qualquer característica biológica não detectada pelos autores, deixando a impressão de alta densidade de pares residentes nas *ilhas*, ou que esses fragmentos são especialmente atraentes para alguns grupos de aves, como pombas e pica-paus, ou ainda que possa estar ocorrendo alívio de qualquer pressão ecológica, como competição e/ou predação (*ecological release*, Arcese *et al.* 1992).

Em 2001, Terborgh *et al.* sugeriram que, devido à ausência de predadores nos fragmentos do Lago Guri, confirmando que a comunidade seria regulada a partir de níveis tróficos superiores (*top-down*), houve a explosão na abundância de diversas espécies de aves, além de outros grupos considerados presas.

Em Serra da Mesa, a criação do reservatório ocasionou a extinção local e perda de diversidade de aves e também levou ao desaparecimento de comunidade de pequenos roedores da borda (Carmignotto 1999) e dos fragmentos (Flávio Rodrigues, com. pess.). Isso parece indicar que, em Serra da Mesa, não houve alívio da pressão ecológica (*ecological release*) no sentido de afrouxar os fatores da mortalidade de populações. Parece ter acontecido exatamente o oposto, onde a competição por recurso e a taxa de predação podem ter aumentado e levado essas populações ao declínio. Durante o segundo ano de estudo, observei indivíduos de gavião ou falcão em cada fragmento estudado, cujos ataques a roedores e pequenas aves eram facilmente observados. Cabe ressaltar que, aqui nesse estudo, as respostas encontradas se referem ao impacto imediato da construção do reservatório e os resultados obtidos por Terborgh *et al.* (1997) são consequência de



25 anos de estágios transitórios, que podem ter culminado em nova dinâmica da comunidade de aves.

#### *Composição e substituição de espécies da comunidade*

Em Serra da Mesa, o acompanhamento da riqueza e abundância da avifauna ocorreu quatro meses antes e trinta meses após o fechamento das comportas, resultando em diferentes etapas pelas quais a comunidade de aves atravessou. Após um ano do fechamento das comportas, a comunidade respondeu com aumento da diversidade em todos os fragmentos, independente de sua classe de tamanho. Em seguida, a comunidade perde diversidade (Figura 2.2).

Schmiegelow *et al.* (1997) também observaram que a diversidade de aves diminuiu em pequenos fragmentos, além de detectarem o aumento temporário de espécies e indivíduos de aves nos fragmentos recém formados, fato atribuído às espécies transientes (migratórias ou que passaram a usar temporariamente o fragmento após a perda de suas áreas de vida devido ao corte da vegetação). Tal situação pode ser o que Willis (1989) chamou de EER, aventado como resposta para as aves de UHE Balbina. Em Serra da Mesa, no segundo ano de amostragem a diversidade aumentou, fato que pode ser consequência do deslocamento de algumas populações que perderam as suas áreas de vida (veja caracterização biológica das espécies).

Ainda segundo Willis (1989) a densidade das aves deveria voltar ao normal (densidade antes do impacto) após alguns anos. Isso poderia ter acontecido em Serra da Mesa, já que a diversidade do ano 3 não difere significativamente do ano 1, porém a comunidade de aves teve mudança radical na sua composição das espécies, o que sugere que não há volta a 'normalidade'.

A substituição de espécies na UHE Serra da Mesa, detectada pela análise de escalonamento multidimensional, ocorreu mais acentuadamente em quatro fragmentos e

gradualmente em dois fragmentos ( $G_1$  e  $M_5$ ), com alterações mais sutis na composição de espécies. Estes resultados sugerem que a substituição de espécies ocorreu provavelmente devido ao fechamento das comportas e criação do reservatório da hidrelétrica. O fato dos fragmentos  $G_1$  e  $M_5$  apresentarem um padrão diferente dos demais fragmentos, pode ser devido ao tamanho e à proximidade com a borda do reservatório; o fragmento  $G_1$  possui 30 ha, e ainda encontra-se conectado à borda por um aterro artificial e o fragmento  $M_5$  possuía ligação com um fragmento vizinho durante a estação de estiagem e se localizava perto da borda do reservatório.

De acordo com outros estudos (Hinsley *et al.* 1995, Schmiegelow *et al.* 1997, revisão em Debinski e Holt 2000), áreas fragmentadas porém conectadas podem ter o efeito negativo da fragmentação reduzido, quer sejam esses em nível populacional (diminuição do tamanho efetivo, aumento das relações negativas entre espécies etc) quanto em comunidade (diversidade, estabilidade etc). Nos outros fragmentos, a mudança na comunidade foi mais drástica, no entanto, todos os fragmentos sofreram mudanças, pois a análise de similaridade revelou que os anos diferem entre si quanto à composição e abundância das espécies e que o primeiro ano difere dos demais.

Embora a mudança da composição da comunidade possa representar eventos de imigração e/ou extinção naturais (McArthur e Wilson 1967), a avifauna de Serra da Mesa flutuou muito e rápido, sugerindo que essa alteração seja mais uma das possíveis respostas à fragmentação ocorrida localmente. A região de Serra da Mesa perdeu hábitat, riqueza e diversidade, resultando na reestruturação da avifauna, fatos que sugerem que o impacto causado pela UHE seja maior que o proposto por Willis (1989) para UHE Balbina e o encontrado na UHE Samuel por Sá (1995).

Terborgh *et al.* (1997) sugerem que a estrutura atual da avifauna na região do Lago Guri pode ter alcançado a estabilidade (idéia de relaxamento das comunidades) e que agora estão

estáveis, após 25 anos do fechamento das comportas. Então, espera-se que em Serra da Mesa, a comunidade de aves ainda flutue e se modifique em uma estrutura que pode diferir muito da atual.

#### *Espécies e Caracterização da biologia*

A análise de similaridade revelou que várias espécies contribuíram para a separação das comunidades entre os anos estudados (veja Tabela 4). No ano 2, detectei 19 espécies que ainda não haviam sido registradas no ano 1. Cinco dessas espécies têm comportamento migratório *Ictinia plumbea* (Sick 1981), *Falco femoralis* (Sick 1997), *Empidonomus varius* (Sick 1981), *Elaenia chiriquensis* (Marini e Cavalcanti 1990) e *Charitospiza eucosma* (Cavalcanti 1999). É possível que elas tenham simplesmente aparecido na região devido aos seus movimentos sazonais. Outras espécies, tais como ardeídeos (três espécies), o columbídeo *Columba speciosa*, o beija flor *Calliphlox amethystina*, o buconídeo *Nonnula rubecula*, o tiranídeo *Tityra cayana* e o icteríneo *Cacicus cela*, parecem ter se deslocado das áreas florestadas que foram inundadas, já que no início do segundo ano de amostragem a água já havia subido cerca de 90 m, destruindo vastas regiões de mata. Muitas dessas espécies, no entanto, diminuíram a abundância no último ano de observação, levantando a hipótese de que realmente o 'aparecimento' ao longo do segundo ano nos fragmentos amostrados seja decorrente de deslocamentos de indivíduos residentes em cotas inferiores.

Cerca de 70% das espécies que desapareceram entre o primeiro e segundo ano são freqüentes em áreas florestadas. Essa proporção reduziu para 44% no terceiro ano, porém aumentou o número de espécies desaparecidas que utilizam preferencialmente cerrado (12 espécies). Isso parece indicar que espécies típicas de florestas podem usar temporariamente áreas de cerrado (vegetação da maioria dos pontos) para alguma atividade biológica, mas que a

vegetação de Cerrado por si só, não garante a sobrevivência dessas espécies (veja Negret 1983, Cavalcanti 1990, Lins 1994, Machado 2000).

A utilização do cerrado *sensu lato* por aves de mata está documentada em Lins (1994), que propôs a existência de uma 'comunidade de borda de mata', encontrada em uma faixa de contato com cerca de cinco metros de largura entre mata e cerrado e composta por cerca de 60 espécies. Bagno e Marinho-Filho (2001) classificam as aves de mata como essencialmente e restritamente florestais, isolando poucas espécies como habitantes exclusivos de mata. No terceiro ano, as espécies típicas de cerrado (incluindo vereda, campo sujo, campo limpo/murundum, cerrado *sensu stricto* e excluindo formações florestais) parecem ter sido afetadas negativamente. Se realmente ocorre o 'abarroamento' de indivíduos como resultado de deslocamento devido à perda de área dessas espécies, então, é possível que eventos de disputa de territórios e/ou escassez de recursos tenha eliminado essas populações dos fragmentos.

Poucas espécies parecem ter se beneficiado do surgimento do reservatório, como o socozinho *Butorides striatus*, a marreca-de-pés-vermelhos *Amazonetta brasiliensis*, o martim-pescador-verde *Chloroceryle amazona*, o biguá *Phalacrocorax brasilianus* e a picaparra *Heliomis fulica*, que são comuns em áreas de reservatórios e que utilizam ambientes lênticos (Sick 1997).

Segundo Debinski e Holt (2000), espécies especialistas em habitats que eventualmente permaneçam em áreas fragmentadas imersas em matriz com pouca permeabilidade, podem ter sua densidade (ou abundância) reduzida por eventos estocásticos ou pela inibição do processo de colonização desses fragmentos. Em Serra da Mesa, algumas aves especialistas reduziram a abundância ao longo do enchimento do reservatório, como por exemplo, o araçari *Pteroglossus castanotis* (espécie frugívora), cuja abundância média decaiu de 0,29 indivíduos/ano no primeiro ano para zero no último período de amostragem (1998/1999). Provavelmente as populações modificaram

suas áreas de vida, pois os fragmentos parecem ser pequenos para um grupo de araçarís. Além disso, três anos de estudo representam pouco tempo para que ocorram eventos estocásticos nessa espécie de médio porte e maior longevidade.

Algumas espécies foram mais importantes para as diferenças entre anos que outras e o padrão encontrado parece similar às características das espécies que ‘apareceram’ e ‘desapareceram’. Cerca de 67% das espécies que usam floresta e cerrado no ano 2 aumentaram a abundância. Isso pode estar associado ao efeito de deslocamento de populações que freqüentavam cotas inferiores do reservatório. Grande parte dessa biomassa é composta de pequenas espécies com, provavelmente, áreas de vida menores, uma vez que a área de vida de uma espécie pode estar relacionada ao seu tamanho corporal (veja McNab 1963, Harestad e Bunnell 1979) e que podem ter sido deslocadas. Por exemplo, a área de vida de algumas aves de pequeno porte em Serra da Mesa, como *Thamnophilus torquatus* (23 g), *Hemithraupis guira* (12 g), *Coryphospingus pileatus* (15 g), *Poospiza cinerea* (16 g) e *Zonotrichia capensis* (14 g) variaram entre 1,5 a 3,6 ha (A. Hass e R. Cavalcanti, dados não publicados). Assim, as áreas dos fragmentos tinham área física para absorver o contingente de indivíduos deslocados do fundo do reservatório, pelo menos dentro do período em que foram amostradas. As outras espécies que aumentaram a abundância que possuíam entre 100 e 1000 g foram: pica-pau-verde-barrado *Colaptes melanochloros*, maritaca (*Pionus maximilliani*), maracanã (*Diopsittaca manicata*) e jacu (*Peneleope supercilialis*), que são espécies que formam grupos e que podem utilizar vários fragmentos (obs. pess.).

Já no ano 3, algumas espécies continuaram aumentando a abundância, como alguns psitacídeos. Esse aumento pode ser artefato das características dessas espécies em buscar o alimento. No caso de *Diopsittaca nobilis*, que é um consumidor de buri (*Mauritia flexuosa*) segundo Villalobos (1994) e Sick (1997), é possível que como grande parte das veredas tenha sucumbido à

inundação, essa espécie tenha passado a se deslocar mais entre sua área de pemoite e de alimentação, utilizando como estratégia a formação de grandes bandos, como os vistos no fim do estudo (de até 30 indivíduos). Porém, a grande parte do aumento da abundância ocorreu com espécies florestais, com até 50 g, de dieta frugívora e insetívora, de copa e de uso da faixa de borda da mata e cerrado, características similares às espécies que foram importantes no ano 2, o que parece ser a continuidade do processo de impacto sofrido pela comunidade de aves.

Como padrão encontrado nesse estudo, as espécies que foram beneficiadas parecem ter sido as que usam ambientes lânticos para adquirir recurso alimentar e que não necessitam de matas para construir seus ninhos, aparecendo e mantendo populações em números ascendentes, como no caso do martim-pescador-verde (*Chloroceryle amazona*), que já existia na região, mas não era detectado nos pontos, e que foi favorecido pela disponibilidade alta de recurso (peixes, Ricardo Iglesias, com. pess.). As espécies que sofreram alto impacto, desapareceram ou se mantiveram em baixas densidades parecem ser aquelas dependentes de hábitat específico, como campos, matas e veredas, independente do tamanho corporal, como no caso do desaparecimento da população de tiziu (*Volatinia jacarina*), e do Gavião-Pomba (*Leucopternis albicollis*). Algumas espécies de mata persistiram em alguns fragmentos, mas a inadequação para reprodução e isolamento pode ter levado à extinção local, como o Uru-de-coroa *Mommotus momota* (persistiu em G<sub>35</sub>). Algumas espécies ainda persistiram nos fragmentos, mas aparentemente sofrendo alterações em seu comportamento. Por exemplo, o pula-pula *Basileuterus flaveolus*, que apareceu provavelmente em função da destruição das matas, teve a sua área de vida estimada em apenas 0,4 ha em ambiente de cerrado. Em comparação com uma espécie do mesmo nível trófico e peso semelhante, como o tico-tico *Zonotrichia capensis*, verifica-se que a área de vida do pula-pula é 3,75 menor. Isso parece indicar que *Basileuterus flaveolus* pode estar muito restrito dentro de ambiente não apropriado,

corroborando a hipótese de que as espécies podem usar o cerrado (Negret 1983, Cavalcanti 1990, Lins 1994, Machado 2000), mas ainda dependem da mata para as suas atividades biológicas. Porém, espécies florestais podem ter áreas de vida menores que as de ambientes abertos, mesmo que tenham projetos de corpos similares e isso pode apenas ser reflexo da menor tamanho de matas (naturalmente pequenas e estreitas) existentes no Cerrado.

### *Conjunto de espécies*

Algumas espécies podem ter maior habilidade de persistência em ambientes fragmentados em relação a outras (Bolger *et al.* 1991), onde algumas características, tais como, espécies leves (Leck 1979, Willis 1979), alta capacidade de locomoção (Diamond 1981), generalistas no uso de recursos (Lovejoy *et al.* 1986), seriam favorecidas diante do processo de fragmentação de áreas. Seria esperado, então, que espécies menores ocupem pequenas *ilhas* e espécies maiores com requisição biológica mais especializada, ocorram nos fragmentos maiores (Pimm *et al.* 1988).

Em Serra da Mesa, 14 espécies ocorreram em todos os fragmentos e em todos os anos de amostragem: *Amazilia fimbriata*, *Amazona amazonica*, *Aratinga aurea*, *Brotogeris chiriri*, *Campostoma obsoletum*, *Columba picazuro*, *Crypturellus parvirostris*, *Cyanocorax cyanopogon*, *Euphonia chlorotica*, *Myiarchus tyrannulus*, *Pitangus sulphuratus*, *Troglodytes aedon* e *Turdus leucomelas*. Dessas, *Amazona amazonica* é a única que não habitava os fragmentos, apenas passava voando, não podendo, em hipótese alguma ser relacionada à persistência nos fragmentos.

A persistência do chororó *Crypturellus parvirostris*, uma espécie que pertence à família Tinamidae, com capacidade de voo reduzida (Cabot 1992), pode ser explicada em função de seu hábito de forrageamento mais generalista (Cabot 1992) e pela da capacidade de transpor a matriz. Essa espécie possui o comportamento de natação (similar aos anatídeos) e isso pode facilitar a

colonização dos fragmentos (obs. pessoal). Esse comportamento já foi descrito em seu co-genérico *C. undulatus*, que atravessa grandes rios durante o período de cheias (Ayres e Marigo 1995).

Outra espécie que apresentou persistência em todos os fragmentos foi a gralha-cancã (*Cyanocorax cyanopogon*), cujos grupos familiares (Sick 1997) podem atingir até 10 animais (obs. pess.) e cujas áreas de vida englobam mais de um fragmento. Anilhei alguns indivíduos de alguns bandos e observei um bando em mais de um fragmento (dados não publicados), sugerindo que a espécie pode residir em uma área e usar os fragmentos adjacentes para suas atividades de forrageio.

O periquito-rei *Aratinga aurea*, periquito-de-encontro-amarelo *Brotogeris chiriri* e a asa-branca *Columba picazuro* são espécies de maior porte, mas segundo Terborgh *et al.* (1997), usam as árvores mortas do cinturão formado pela dinâmica hídrica do reservatório (vazão e contenção da águas) para reprodução, ou usando cavidades e cupinzeiros, com os psitacídeos, ou ainda usando a copa das árvores seca (pombas). Ainda segundo Terborgh *et al.* (1997), essas espécies seriam beneficiadas pela formação do reservatório, pois são generalistas e podem ter sido beneficiadas pela ausência de competidores. É importante ressaltar que essas espécies são abundantes no momento, representando parte de uma comunidade mais resistente ao impacto, e que estudos futuros na UHE Serra da Mesa, podem comprovar se ainda permanecem nesse patamar alto de abundância ou se as populações apenas reduziram a área de forrageamento e isso, em futuro breve, ocasionará problemas reprodutivos, de nada adiantando o cinturão de árvores mortas.

As outras espécies persistentes são de pequeno porte (*Amazilia fimbriata*, *Myiarchus tyrannulus*, *Pitangus sulphuratus*, *Camptostoma obsoletum*, *Troglodytes aedon*, *Turdus leucomelas* e *Euphonia chlorotica*), e muitas são comuns em ambientes urbanos (Imperatriz-Fonseca 1984, Höfling e Camargo 1996) e Brasília (Antas e Cavalcanti 1988, obs. pess.). Metade dessas espécies



é insetívora (três de copa e uma de sub-bosque, Sick 1997), o que parece sugerir que espécies que se alimentam de insetos (recurso abundante) suportaram o efeito da fragmentação em Serra da Mesa. Em relação às outras espécies, uma é nectarívora, uma onívora e uma frugívora, ambas comuns em cidades e que podem ser mais generalistas quanto ao uso do recurso alimentar, assim sendo menos afetadas pela fragmentação.

Muitas espécies estavam presentes em somente um (33 espécies) ou em dois (25 espécies) fragmentos em apenas um ou dois anos, no máximo. Isso sugere que a comunidade de aves em Serra da Mesa segue o padrão das comunidades tropicais: muitas espécies raras e poucas comuns (Karr 1977, Terborgh *et al.* 1990, Goerck 1997). A vulnerabilidade à extinção de espécies raras é alta, pois em espécies com pequenas populações os efeitos estocásticos na genética e demografia são maiores (Shaffer 1981, Ewens *et al.* 1987, Lande 1987). Independente da razão da raridade (tamanho de população, especificidade de hábitat, distribuição geográfica, Rabinowits *et al.* 1986), a construção da represa, isolou diversas áreas anteriormente conectadas e os efeitos de aumento na riqueza e diversidade nos fragmentos podem ter alterado os padrões de uso de recurso, aumentando a probabilidade de extinção dessas espécies.

### *Endemismos*

O estabelecimento de áreas prioritárias para conservação pode recair sobre concentração de espécies endêmicas (Myers *et al.* 2000). De acordo com Stotz *et al.* (1996), a conservação de espécies endêmicas é importante porque estas constituem porção significativa da avifauna. Assim, protegendo-as muitas outras estariam sob proteção.

Para o Cerrado, existem 33 espécies endêmicas (Cavalcanti 1999, Zimmer *et al.* 2000), cerca de 4% do total de aves desse bioma (759 espécies que reproduzem no bioma, Silva 1995a.).

Como existem poucas espécies endêmicas no Cerrado e como os endemismos não constituem um grupo funcional, como por exemplo as espécies frugívoras, a importância da preservação dessas espécies recai sobre exclusividade de ocorrência e a sua especificidade de hábitat, com provavelmente menor capacidade de sobrevivência às alterações ambientais.

Em Serra da Mesa, algumas espécies endêmicas do Cerrado permaneceram inalteradas (*Melanopareia torquata*, *Cyanocorax cristatellus* e *Charitospiza eucosma*), outras declinaram (*Saltator atricollis* e *Porphyrospiza caeruleascens*) e somente uma aumentou a abundância (*Poospiza cinerea*). Dessas espécies, a maioria é encontrada em diversas localidades do Cerrado (Silva 1997) e a que tem a distribuição mais restrita e menos conhecida em sua biologia (Ridgely e Tudor 1997) é *Poospiza cinerea*, justamente a que foi 'beneficiada' pela formação do reservatório de Serra da Mesa. *Poospiza cinerea* estava presente em somente dois fragmentos (médio M<sub>42</sub> e pequeno P<sub>40</sub>), porém desapareceu no segundo ano do fragmento menor. Um casal foi anilhado e acompanhado nos seis últimos meses de estudo e mais nenhum indivíduo foi avistado no fragmento; é possível que, como a área diminuiu, a atividade desse casal tenha se tornado mais intensa perto dos pontos de amostragens (topos de ilhas), levando a impressão de aumento da abundância antes da individualização desse casal. Acompanhei filhotes no primeiro ano, mas nos anos seguidos não detectei nenhum jovem no fragmento M<sub>42</sub>. Várias tentativas de reprodução de outras espécies falharam, como por exemplo, *Thamnophilus torquatus*, *Synallaxis albescens*, sendo os ninhos predados antes da eclosão dos ovos.

*Cyanocorax cristatellus* pode ter se mantido estável porque é onívora (Sick 1997) e menos abundante nessa região que em outras do Cerrado brasileiro, como por exemplo no sudoeste de Goiás (Parque Nacional das Emas, obs. pessoal), assim, pode ter havido menos indivíduos que foram 'adicionados' à população dos topos dos morros (fragmentos). Essa espécie pouco

freqüentava os fragmentos e esse comportamento irregular de visitas se manteve, mesmo após o processo de fragmentação. Com o mineirinho (*Charitospiza eucosma*) pode ter ocorrido situação similar já que é migratório (Cavalcanti 1999). No caso de *Melanopareia torquata*, que também se manteve estável e que parece ser territorial, já que dois indivíduos marcados permaneceram nos mesmos locais após meses a marcação, sempre vocalizando. Indivíduos de territórios em cotas mais altas podem ter defendido suas áreas dos invasores, não aumentando assim a abundância dessas espécies nos fragmentos.

*Porphyrospiza caerulescens* desapareceu e *Saltator atricollis* quase foi eliminado dos fragmentos. *Porphyrospiza caerulescens* foi sazonalmente comum em cotas inferiores desses fragmentos, onde vários exemplares já haviam sido capturados (redes de neblina), similar a *S. atricollis*. Essas espécies vocalizam em alta frequência e intensidade (Ridgely e Tudor 1997), o que facilita o registro da sua presença nos pontos de amostragem. É possível que a vegetação do topo dos fragmentos não seja adequada para a sobrevivência, já que ambas dependem de áreas abertas com poucas árvores (Ridgely e Tudor 1997, Sick 1997).

Ressalto que essas espécies acima foram importantes para a análise de similaridade entre os anos. Outros endemismos do Cerrado como *Herpsilochmus longirostris* e *Antilophia galeata*, restritos à mata, e *Cypsnagra hirundinacea* e *Neothraupis fasciata*, característicos de áreas abertas, foram praticamente extintos dos fragmentos. De dez endemismos, seis diminuíram a abundância ou desapareceram da região. Isso pode apontar essas espécies como excelente grupo bioindicador de integridade dos ambientes.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Antas, P. T. Z. e R. B. Cavalcanti. 1988. Aves comuns do Planalto Central. Editora Universidade de Brasília, Brasília.
- Arcese, P., J. N. M. Smith, W. M. Hochachka, C. M. Rogers e D. Ludwig. 1992. Stability, regulation, and the determination of abundance in an insular Song Sparrow population. *Ecology* 73: 805-822.
- Ayres, J. M. C. e L. C. Marigo. 1995. Nota sobre o comportamento de um indivíduo de *Crypturellus undulatus* durante a enchente no baixo Rio Jupurá, Amazonas, Brasil (Tinamiformes: Tinamidae). *Ararajuba* 3: 70-72.
- Bagno, M. A. e J. S. Marinho-Filho. 2001. Avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes e ameaças. Pp. 495-528. In F. Ribeiro (ed.) Caracterização e recuperação de matas de galeria do Distrito Federal. EMBRAPA, Brasília.
- Bierregaard, Jr. R. O., T. E. Lovejoy, V. Kapos, A. A. dos Santos e R. W. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: A prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience* 42(11): 859-866.
- BirdLife International. 2000. *Threatened birds of the world*. Lynx Edicions and Bird Life International, Barcelona e Cambridge, United Kingdom.
- Bolger, D. T., A. C. Alberts e M. E. Soulé. 1991. Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling, extinction, and nested species subsets. *American Naturalist* 137: 155-166.
- Box, G. E. P., W. G. Hunter e J. S. Hunter. 1978. *Statistics for experimenters: an introduction to design, data analysis and model building*. Wiley e Sons, New York.
- Brooks, M. T., S. L. Pimm e J. O. Oyugi. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragment. *Conservation Biology* 13(5): 1140-1150.
- Cabot, J. 1992. Order Tinamiformes. Pp. 112-138. In del Hoyo, J. Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.). *Handbook of the birds of the world*. Vol. 1. Barn-Owls to Hummingbirds. Lynx Edicions: Barcelona.
- Carmignotto, A. P. 1999. Pequenos mamíferos terrestres do Cerrado (Rodentia; Didelphimorphia): seleção de habitat, áreas de vida e padrões direcionais de deslocamento. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ.
- Cavalcanti, R. B. 1990. The importance of forest edges in the ecology of open country cerrado birds. In *Resumo do Symposium on the Nature and dynamics of forest-savanna boundaries*. Glasgow, Scotland.
- Cavalcanti, R.B. 1999. Bird species richness and conservation in the Cerrado Region of Central Brasil. *Studies in Avian Biology* (19): 244-249.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in communities structure. *Austral Journal of Ecology* 18: 213-226.
- Clarke, K. R. e R. M. Warwick. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Plymouth.
- Debinski, D. M. e R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14 (4): 342-355.
- Del Hoyo, J. Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.). 1992. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 1. Ostrich to Ducks. Lynx Edicions: Barcelona.
- Del Hoyo, J. Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.). 1994. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 2. New World Vultures to Guinea-fowl. Lynx Edicions: Barcelona.
- Del Hoyo, J. Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.). 1996. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 3. Hoatzin to Auks. Lynx Edicions: Barcelona.
- Del Hoyo, J. Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.). 1998. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos. Hoatzin to Auks. Lynx Edicions: Barcelona.
- Del Hoyo, J. Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.). 1999. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 5. Barn-Owls to Hummingbirds. Lynx Edicions: Barcelona.
- Diamond, J. M. 1981. Flightlessness and the fear of flying in island species. *Nature* 293: 507-508.
- Ewens, W. J., P. J. Brockwell, J. M. Gani e S. I. Resnick. 1987. Minimum viable populations size in presence of catastrophes. In Soulé, M. E. (ed) *Viable populations for conservation*. Cambridge Univ. Press. 59-68.
- Fjeldså, J. e C. Rahbek. 1997. Species richness and endemism in South American birds: implications for the design of networks of nature reserves Pp. 466-482. In: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. Eds. *Tropical forest*

- remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago, London.
- Goerck, J. M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conservation Biology* 11: 112-118.
- Harestad, A. S. e F. L. Bunnell. 1979. Home range and body weight - a reevaluation. *Ecology* 389-402.
- Hinsley, S. A., P. E. Bellamy e I. Newton, 1995. Bird species turnover and stochastic extinction in woodland fragments, *Ecography* 18: 41-50.
- Höfling, E. e H. F. A. Camargo. 1996. *Aves no Campus*. 2e. São Paulo, EDUSP. 134 p.
- Imperatriz-Fonseca, V. L. 1984. *Aves Urbanas*. São Paulo, IBICC - FAPESP. 25 p.
- Karr, J. R. 1977. Structure of avian communities and selected Panama and Illinois habitats. *Ecological Monographs* 41: 207-233.
- Karr, J. R. 1990. Avian survival rates and the extinction process on Barro Colorado Island, Panama. *Conservation Biology* 4: 391-396.
- Lande, R. e G.F. Barrowclough. 1987. Effective population size, genetic variation, and their use in population management. Pp: 87-123. In M. Soule (ed.) *Viable populations for conservation*. Cambridge University, Cambridge.
- Leck, C. F. 1979. Avian extinctions in an isolated tropical wet-forest preserve, Ecuador. *Auk* 96: 343-352.
- Lins, L. V. 1994. O papel da mata ciliar na estruturação de uma comunidade de aves do cerrado (Brasília, DF). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, MG.
- Lomolino, M. V. e M. D. Weiser. 2001. Towards a more general species-area relationship: diversity on all islands, great and small. *Journal of Biogeography* 27: 17-26.
- Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard Jr., A. B. Ryland, J. R. Malcolm, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown Jr., A. H. Powell, G. V. N. Powell, H. O. Schubart e M. B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pp. 257-285. In M. E. Soulé (ed.) *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Massachusetts.
- Lynam, A. J. 1997. Rapid decline of small mammals diversity in monsoon evergreen forest fragment in Thailand. Pp 222-240. In: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press. Chicago, London.
- Marini, M. A. e R. B. Cavalcanti. 1990. Migrações em *Elaenia albiceps chilensis* e *E. chiriquensis albivertex*. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi* 61: 55-64.
- MacArthur, R. H. e E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N. J.
- Machado, R. B. 2000. A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília- DF. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília – DF.
- McNab, B. K. 1963. Bioenergetics and the determination of home range size. *American Naturalist* 97: 133-140.,
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Negret, A. 1983. *Diversidade e abundância da avifauna da reserva Ecológica do I.B.G.E., Brasília - D.F.* Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia: Universidade de Brasília.
- Parker III, T. A., D. F. Stotz e J. W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distributional databases. In Stotz D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker e D. K. Moskovits (eds.) *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. John Wiley and Sons.
- PimmS. L., H. L. Jones e J. M. Diamond. 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist* 132: 757-785.
- Villalobos, M. P. 1994. Guilda de frugívoros associada com o buriti (*Mauritia flexuosa*, Palmae) numa vereda no Brasil Central. Dissertação de Mestrado. , Universidade de Brasília – DF.
- Rabinowits, D., S. Cairns e T. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. Pp. 182-204. In M. E. Soulé (ed.) *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Massachusetts.
- Ridgely, R. e G. Tudor. 1994. *The Birds of South America*. Vol. II Suboscine Passerines, University of Texas Press, Texas.
- Robinson, G. R., R. D. Holt, M. S. Gaines, S. P. Hamburg, M. L. Johnson, H. S. Fitch e E. A. Martinko. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science* 257: 524-526.
- Sá, R. M. L. 1995. Effects of the Samuel hydroelectric dam on mammal and bird communities in a heterogeneous Amazonian lowland forest. Tese de Doutorado apresentada a University of Florida.

- Saunders, D.A. 1989. Changes in the avifauna of a region, district and remnant as a result of fragmentation of native vegetation: the wheatbelt of Western Australia, a case study. *Biological Conservation* 50, pp.99-135.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs e C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Schmiegelow, F. K. A., C. S. Machtans e S. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78 (6): 1914-1932.
- Sick, H. 1983. *Migrações de aves na América do Sul Continental*. Publicação Técnica no. 2, CEMAVE - Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, Brasília, DF.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira. 912 pp.
- Shafer, C. L. 1990. *Nature reserves. Island theory and conservation practice*. Washington D.C. Smithsonian Institution Press.
- Sieving, K. E. and J. R. Karr. 1997. Avian extinction and persistence mechanisms in lowland Panama. Pages 156-170 in: W. F. Laurance, and R. O. Bierregaard (Eds), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Silva, J.M.C. da. 1995a. Avian inventory of the Cerrado region, South America: implications for biological conservation. *Bird Cons. Intern.* 5: 315-328.
- Sokal, R. R. e F. J. Rohlf. 1995. *Biometry*. 3 ed. W. H. Freeman & Company, New York.
- Stotz D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker e D. K. Moskovits. 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, Ill.
- Stouffer, P. C. e R. O. Bierregaard, Jr. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76(8): 2429-2445.
- Terborgh, J. 1974. Preservation on natural diversity: the problem of extinction prone species. *BioScience* 24: 715-722.
- Terborgh, J., S. K. Robinson, T. A. Parker III, C. A. Munn e N. Pierpont. 1990. Structure and organization of na Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60: 213-238.
- Terborgh, J. L. Lopez, J. Tello, D. Yu e A. R. Bruni. 1997. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridges islands. Pp 256-274. In: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press.
- Terborgh, J., L. Lopez, P. Nuñez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler, T. D. Lambert e L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923-1926.
- Willis, E. O. e Y. Oniki. 1988. Aves observadas em Balbina, Amazonas e os prováveis efeitos da barragem. *Ciência e Cultura* 40(3): 208-284.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots is southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33 (1): 1-25.
- Zimmer, K.J.; A. Whittaker e D.C. Oren. 2001. A new species of flycatcher (Tyrannidae: *Suiriri*) from the Cerrado Region of Central South America. *Auk* 118(1): 56-78.

## ANEXO 2.1

Número de registros das espécies recenseadas através de pontos em seis fragmentos da UHE Serra da Mesa, Goiás. Para cada fragmento, **três** representa que a visualização da espécie nos três anos de amostragem, **dois** em apenas dois anos e **um** em apenas um ano; Espaço representa a presença da espécie nas *ilhas*, com **seis** sendo o número máximo alcançado. Situação similar a escala temporal, onde **18** representa que a espécie foi vista nos seis fragmentos nos três anos de amostragem. Espécies endêmicas estão em negrito.

Espécie	G <sub>1</sub>	G <sub>35</sub>	M <sub>5</sub>	M <sub>42</sub>	P <sub>34</sub>	P <sub>40</sub>	Espaço	Tempo
<i>Amazilia fimbriata</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Amazona amazonica</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Ammodramus humeralis</i>	2	3	1	2	1	2	6	11
<i>Aratinga aurea</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Aratinga solstitialis</i>	3	1	3	1	1	1	6	10
<i>Basileuterus culicivorus hypoleucus</i>	3	2	2	1	3	2	6	13
<i>Basileuterus flaveolus</i>	3	2	3	3	2	3	6	16
<i>Brotogeris chiriri</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Campephilus melanoleucus</i>	2	2	1	1	1	1	6	8
<i>Camptostoma obsoletum</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Cariama cristata</i>	2	3	1	3	2	3	6	14
<i>Casiornis rufa</i>	2	2	2	3	1	2	6	12
<i>Celeus flavescens</i>	3	3	3	2	2	3	6	16
<i>Chloroceryle amazona</i>	2	2	2	2	1	2	6	11
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	2	3	3	3	3	2	6	16
<i>Colibri serrirostris</i>	2	3	1	2	1	2	6	11
<i>Columba picazuro</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Coryphospingus pileatus</i>	3	3	3	3	2	2	6	16
<i>Crotaphaga ani</i>	3	1	3	1	1	1	6	10
<i>Crypturellus parvirostris</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Crypturellus undulatus</i>	3	1	2	1	2	2	6	11
<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Cychlaris gujanensis</i>	3	1	3	1	1	2	6	11
<i>Dacnis cayana</i>	2	1	3	3	2	2	6	13
<i>Diopsittaca nobilis</i>	3	3	3	3	1	3	6	16
<i>Dryocopus lineatus</i>	3	2	1	2	2	1	6	11
<i>Elaenia cristata</i>	2	3	2	3	3	1	6	14
<i>Euphonia chlorotica</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Formicivora rufa</i>	1	2	2	2	1	1	6	9
<i>Galbula ruficauda</i>	3	2	3	2	1	3	6	14
<i>Gnorimopsar chopi</i>	3	3	3	2	2	2	6	15
<i>Hemithraupis guira</i>	2	3	1	3	3	3	6	15
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	2	2	3	2	2	2	6	13
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	2	2	2	1	1	1	6	9

<i>Leptotila rufaxilla</i>	3	2	3	2	3	2	6	15
<i>Megarynchus pitangua</i>	3	2	3	2	3	2	6	15
<i>Myiarchus swainsoni</i>	2	3	1	3	2	3	6	14
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Myiodynastes maculatus</i>	1	2	1	2	1	2	6	9
<i>Nystalus chacuru</i>	2	3	2	2	1	2	6	12
<i>Orthopsittaca manilata</i>	3	2	1	1	2	3	6	12
<i>Penelope supercilialis</i>	3	2	2	2	2	1	6	12
<i>Pionus maximiliani</i>	3	2	2	2	2	2	6	13
<i>Pitangus sulphuratus</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Poliopitila dumicola</i>	2	3	1	2	3	3	6	14
<i>Pteroglossus castanotis</i>	2	1	1	1	1	1	6	7
<i>Ramphastos toco</i>	3	3	2	2	2	1	6	13
<i>Ramphastos vitellinus</i>	2	2	2	1	1	3	6	11
<i>Rupornis magnirostris</i>	3	2	3	3	2	3	6	16
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	2	2	2	1	1	1	6	9
<i>Tachyphonus rufus</i>	3	1	3	1	2	2	6	12
<i>Taraba major</i>	3	1	3	1	1	2	6	11
<i>Thalurania furcata</i>	3	3	1	2	1	2	6	12
<i>Thamnophilus punctatus</i>	3	2	3	3	2	2	6	15
<i>Thamnophilus torquatus</i>	2	1	2	3	1	1	6	10
<i>Thraupis palmarum</i>	2	2	2	2	1	3	6	12
<i>Thryothorus genibarbis</i>	3	3	3	3	2	2	6	16
<i>Thryothorus leucotis</i>	2	1	3	1	1	1	6	9
<i>Troglodytes aedon</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Turdus leucomelas</i>	3	3	3	3	3	3	6	18
<i>Tyrannus melancholicus</i>	3	3	1	3	2	3	6	15
<i>Vanellus chilensis</i>	3	2	3	2	2	2	6	14
<i>Vireo chivi</i>	3	3	2	3	3	3	6	17
<i>Volatinia jacarina</i>	3	2	3	2	1	2	6	13
<i>Anthracothonax nigricollis</i>	1	1	2	2	1		5	7
<i>Colaptes melanochloros</i>	2	3	2	2	1		5	10
<i>Columba cayennensis</i>	1	2	2	2		2	5	9
<i>Columbina talpacoti</i>	3	2	3		1	1	5	10
<i>Cyanerpes cyaneus</i>		1	2	1	1	1	5	6
<b>Cyanocorax cristatellus</b>		2	1	3	1	3	5	10
<i>Elaenia flavogaster</i>	1	2		3	2	2	5	10
<i>Empidonomus varius</i>	1	1		1	1	1	5	5
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	2	2		2	2	2	5	10
<i>Icterus cayanensis</i>	3	1	2		1	1	5	8
<i>Legatus leucophaeus</i>	1	2		1	1	1	5	6
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	2	3		3	3	3	5	14
<i>Leptotila verreauxi</i>	2		1	1	2	2	5	8
<i>Melanerpes candidus</i>	2	2	1	1		1	5	7
<b>Melanopareia torquata</b>	1	3		2	1	2	5	9
<i>Monasa nigrifrons</i>	3	2	2	1	1		5	9
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	2	2	1	2	3		5	10
<i>Phaethornis pretrei</i>	1	2	3	1	1		5	8



<i>Piaya cayana</i>	2	1	2	1		1	5	7
<i>Ramphocelus carbo</i>	3	2	3		2	1	5	11
<i>Rhynchotus rufescens</i>	2	3		3	2	2	5	12
<b><i>Saltator atricollis</i></b>		3	1	2	2	2	5	10
<i>Scardafella squammata</i>	3	1	3	2		2	5	11
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	3	2		2	2	1	5	10
<i>Amazona aestiva</i>		1		1	1	1	4	4
<i>Ara ararauna</i>		1	2	1		1	4	5
<i>Ardea cocoi</i>	1	2	1		1		4	5
<i>Butorides striatus</i>	2	2	2	1			4	7
<i>Calliphlox amethystina</i>	1			1	2	1	4	5
<i>Casmerodius albus</i>	1	1		1		2	4	5
<i>Ceryle torquata</i>	2	1	2			1	4	6
<i>Colaptes campestris</i>	1	2	1	1			4	5
<i>Coragyps atratus</i>	1		2		1	1	4	5
<i>Elaenia chiriquensis</i>		2		2	1	2	4	7
<i>Falco sparverius</i>	2	1			1	1	4	5
<i>Formicivora grisea</i>	1		3	2	1		4	7
<i>Glaucidium brasilianum</i>	2		1	1	1		4	5
<i>Milvago chimachima</i>	1	2	1	2			4	6
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	3		2		2	2	4	9
<i>Ptilerodius pileatus</i>	2	1	2	1			4	6
<i>Piranga flava</i>	1	3		3		2	4	9
<i>Polyborus plancus</i>	2	1	3	1			4	7
<i>Psarocolius decumanus</i>	2	2	2			1	4	7
<i>Reinarda squamata</i>		1	1	3		1	4	6
<i>Saltator maximus</i>	3		3	1	2		4	9
<i>Synallaxis frontalis</i>		1	2	3	1		4	7
<i>Thlypopsis sordida</i>	1	1	1	1			4	4
<i>Tityra cayana</i>	1	1	1		1		4	4
<i>Aramides cajanea</i>	2		2			1	3	5
<i>Cathartes aura</i>	2	1		1			3	4
<i>Chelidoptera tenebrosa</i>	1		1		1		3	3
<i>Heliactin cornuta</i>		2		2	1		3	5
<i>Lathrotriccus euleri</i>	1	2				1	3	4
<i>Momotus momota</i>	1	1	1				3	3
<i>Myiarchus ferox</i>	2	1		2			3	5
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	1	1				1	3	3
<i>Picumnus albosquamatus</i>			1	1	1		3	3
<i>Progne chalybea</i>	1	2		1			3	4
<i>Schistochlamys melanopsis</i>	1		3	2			3	6
<i>Sporophila nigricollis</i>	3	1	1				3	5
<i>Tapera naevia</i>		1	3	1			3	5
<i>Tolmomyias flaviventris</i>		1	2	1			3	4
<i>Trogon curucui</i>	1	1			1		3	3
<i>Veniliornis passerinus</i>			3	2		2	3	7
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	1		1				2	2
<i>Anhinga anhinga</i>	1			1			2	2

<b><i>Antilophia galeata</i></b>	1	1					2	2
<i>Arremon taciturnus</i>	2		2				2	4
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	1			1			2	2
<i>Buteogallus urubitinga</i>	1	1					2	2
<i>Cacicus cela</i>	2		2				2	4
<i>Cairina moschata</i>		1		1			2	2
<i>Capsiempis flaveola</i>	1		1				2	2
<i>Chaetura andrei</i>	1			1			2	2
<i>Chloroceryle americana</i>			1		1		2	2
<i>Columba speciosa</i>			2		1		2	3
<i>Conirostrum speciosum</i>	1	1					2	2
<i>Crypturellus soui</i>	2			1			2	3
<i>Emberizoides herbicola</i>		3	2				2	5
<i>Fluvicola pica</i>				1	1		2	2
<i>Gampsonyx swainsonii</i>			2		1		2	3
<i>Ictinia plumbea</i>		1	2				2	3
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>			1		1		2	2
<i>Myiophobus fasciatus</i>			1			1	2	2
<i>Myiozetetes similis</i>			1	1			2	2
<i>Nystalus maculatus</i>		2		3			2	5
<b><i>Poospiza cinerea</i></b>				3		1	2	4
<i>Saltator similis</i>			2		1		2	3
<i>Sirystes sibilator</i>		2			1		2	3
<i>Suiriri suiriri affinis</i>				2		1	2	3
<i>Synallaxis albescens</i>			1	2			2	3
<i>Tangara cayana</i>				1		1	2	2
<i>Tityra inquisitor</i>	1				1		2	2
<i>Turdus amaurochalinus</i>	1		1				2	2
<i>Tyrannus savana</i>				1		1	2	2
<i>Zonotrichia capensis</i>	1			2			2	3
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	1						1	1
<i>Cacicus solitarius</i>				1			1	1
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>				1			1	1
<b><i>Charitospiza eucosma</i></b>				2			1	2
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>				1			1	1
<i>Coccyzus melacoryphus</i>				1			1	1
<i>Coereba flaveola</i>			1				1	1
<i>Colonia colonus</i>			2				1	2
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>		1					1	1
<i>Egretta thula</i>			1				1	1
<i>Elanoides forficatus</i>		1					1	1
<i>Eucometis penicillata</i>	1						1	1
<i>Eupetomena macroura</i>				1			1	1
<i>Euphonia violacea</i>						1	1	1
<i>Falco femoralis</i>				1			1	1
<i>Furnarius rufus</i>			1				1	1
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>			1				1	1
<i>Griseotyrannus aurantioatrocristatus</i>				1			1	1

<i>Guira guira</i>		2		1	2
<i>Heliomaster squamosus</i>		2		1	2
<i>Heliornis fulica</i>		2		1	2
<i>Hemitriccus striatocollis</i>	1			1	1
<b><i>Herpsilochmus longirostris</i></b>	1			1	1
<i>Leptodon cayanensis</i>		1		1	1
<i>Leucopternis albicollis</i>	1			1	1
<i>Nemosia pileata</i>			1	1	1
<b><i>Neothraupis fasciata</i></b>		1		1	1
<i>Nonnula rubecula</i>			1	1	1
<i>Nycticorax nycticorax</i>				1	1
<i>Oryzoborus angolensis</i>		1		1	1
<i>Pandion haliaetus</i>	1			1	1
<i>Phaethornis ruber</i>	1			1	1
<i>Phaetusa simplex</i>		1		1	1
<i>Porphyrospiza caerulescens</i>		2		1	2
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>				1	1
<i>Sicalis citrina</i>				1	1
<i>Streptoprocne zonaris</i>	1			1	1
<i>Thraupis sayaca</i>	1			1	1
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>		2		1	2
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	1			1	1

Anexo 2.2: Valores da abundância (no primeiro e segundo ano) e dissimilaridade (gerada pelo módulo SIMPER do programa PRIMER) para as espécies observadas nas áreas de amostragem em Serra da Mesa, Goiás (período de julho de 1996 a maio de 1999). Espécies endêmicas estão em negrito.

Espécie	Abundância 1	Abundância 2	Contribuição%	% Cumulativa
<i>Pionus maximiliani</i>	0,05	1,06	1,74	1,74
<i>Aratinga solstitialis</i>	0,4	0,74	1,4	3,14
<i>Pteroglossus castanotis</i>	0,29	0,03	1,28	4,42
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	0,03	0,38	1,22	5,64
<i>Tachyphonus rufus</i>	0,64	0,71	1,2	6,84
<i>Dacnis cayana</i>	0,05	0,36	1,17	8,01
<i>Ramphocelus carbo</i>	0,23	0,81	1,14	9,14
<i>Empidonomus varius</i>	0	0,15	1,12	10,27
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	0,06	0,15	1,09	11,35
<i>Diopsittaca nobilis</i>	0,15	0,62	1,08	12,43
<i>Crypturellus undulatus</i>	0,24	0,05	1,06	13,49
<i>Monasa nigrifrons</i>	0,43	0,1	1,05	14,54
<i>Elaenia chiriquensis</i>	0	0,23	1,05	15,59
<i>Chloroceryle amazona</i>	0	0,13	1,04	16,63
<i>Ceryle torquata</i>	0,01	0,21	1	17,63
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	0,02	0,16	0,98	18,62
<i>Formicivora rufa</i>	0,02	0,16	0,98	19,6
<i>Piranga flava</i>	0,11	0,28	0,98	20,57
<i>Colaptes melanochloros</i>	0,02	0,14	0,96	21,54
<i>Penelope supercilialis</i>	0,05	0,21	0,96	22,49
<i>Leptotila rufaxilla</i>	0,12	0,36	0,95	23,44
<i>Taraba major</i>	0,25	0,29	0,94	24,39
<i>Thamnophilus torquatus</i>	0,27	0,09	0,94	25,33
<i>Poliophtila dumicola</i>	0,14	0,43	0,93	26,25
<i>Thraupis sayaca</i>	0,22	0,19	0,9	27,16
<i>Saltator maximus</i>	0,06	0,28	0,9	28,06
<i>Coryphospingus pileatus</i>	0,45	0,62	0,89	28,95
<i>Casiornis rufa</i>	0,01	0,12	0,89	29,84
<i>Ammodramus humeralis</i>	0,24	0,05	0,88	30,71
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,14	0,09	0,87	31,59
<i>Melanerpes candidus</i>	0,18	0,03	0,87	32,45
<i>Ara ararauna</i>	0	0,1	0,86	33,31
<i>Columbina talpacoti</i>	0,25	0,08	0,86	34,17
<b><i>Saltator atricollis</i></b>	0,37	0,24	0,85	35,02
<i>Cychlaris gujanensis</i>	0,07	0,22	0,85	35,87
<i>Butorides striatus</i>	0	0,11	0,84	36,71
<i>Scardafella squammata</i>	0,36	0,09	0,83	37,55
<i>Icterus cayanensis</i>	0,16	0,06	0,83	38,38
<i>Crotaphaga ani</i>	0,16	0,14	0,83	39,21

<i>Volatinia jacarina</i>	0,69	0,23	0,83	40,04
<i>Thraupis palmarum</i>	0,07	0,08	0,83	40,87
<i>Campephilus melanoleucus</i>	0,11	0	0,83	41,7
<i>Legatus leucophaeus</i>	0,1	0	0,82	42,52
<i>Nystalus chacuru</i>	0,41	0,17	0,81	43,33
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0,07	0,4	0,8	44,13
<i>Anthracothonax nigricollis</i>	0,01	0,1	0,79	44,93
<i>Columba cayennensis</i>	0,04	0,18	0,79	45,72
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	0,1	0,16	0,78	46,5
<i>Coragyps atratus</i>	0,03	0,08	0,78	47,28
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	0,05	0,11	0,78	48,06
<i>Ramphastos toco</i>	0,16	0,05	0,77	48,83
<i>Diopsittaca nobilis</i>	0,61	1,03	0,76	49,59
<i>Leptotila verreauxi</i>	0,14	0,05	0,75	50,34
<i>Synallaxis frontalis</i>	0,04	0,1	0,75	51,09
<i>Amazona aestiva</i>	0,11	0,08	0,75	51,84
<i>Elaenia cristata</i>	0,25	0,05	0,75	52,58
<i>Casmerodius albus</i>	0,05	0,13	0,74	53,33
<i>Hemithraupis guira</i>	0,68	1	0,73	54,05
<i>Rhynchotus rufescens</i>	0,13	0,06	0,72	54,78
<i>Veniliornis passerinus</i>	0,1	0,06	0,71	55,49
<i>Tapera naevia</i>	0,1	0,06	0,71	56,2
<i>Psarocolius decumanus</i>	0,04	0,07	0,71	56,91
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0,18	0,19	0,71	57,62
<i>Trogon curucui</i>	0,15	0	0,71	58,32
<i>Formicivora grisea</i>	0,02	0,13	0,7	59,02
<i>Phaetornis pretrei</i>	0,07	0,04	0,7	59,72
<i>Reinarda squamata</i>	0,05	0,08	0,7	60,42
<i>Elaenia flavogaster</i>	0,18	0,17	0,7	61,12
<i>Polyborus plancus</i>	0,07	0,07	0,7	61,82
<i>Ptilherodius pileatus</i>	0	0,05	0,7	62,51
<i>Dryocopus lineatus</i>	0,12	0,14	0,69	63,2
<b><i>Cyanocorax cristatellus</i></b>	0,12	0,09	0,69	63,89
<i>Thalurania furcata</i>	0,11	0,13	0,69	64,57
<i>Aramides cajanea</i>	0,09	0,02	0,68	65,26
<i>Brotogeris chiriri</i>	4,87	2,64	0,68	65,94
<i>Thamnophilus punctatus</i>	0,3	0,59	0,68	66,61
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0,07	0,17	0,67	67,28
<i>Colibri serrirostris</i>	0,04	0,08	0,67	67,95
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	0,04	0,07	0,66	68,61
<i>Schistochlamys melanops</i>	0,04	0,1	0,66	69,27
<i>Ardea cocoi</i>	0	0,09	0,64	69,9
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	0,1	0,07	0,64	70,54
<i>Tityra cayana</i>	0	0,06	0,63	71,17
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0,25	0,74	0,63	71,79
<i>Vanellus chilensis</i>	0,4	0,5	0,62	72,41
<i>Playa cayana</i>	0,02	0,07	0,61	73,02
<i>Galbula ruficauda</i>	0,05	0,16	0,61	73,64

<i>Emberizoides herbicola</i>	0,06	0,04	0,6	74,23
<b><i>Melanopareia torquata</i></b>	0,06	0,07	0,6	74,83
<i>Colaptes campestris</i>	0,05	0,01	0,57	75,4
<i>Progne chalybea</i>	0,05	0,02	0,56	75,97
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0,05	0,09	0,56	76,53
<i>Falco sparverius</i>	0,04	0,02	0,56	77,09
<i>Nystalus maculatus</i>	0,03	0,08	0,55	77,64
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0,01	0,04	0,55	78,18
<i>Heliactin cornuta</i>	0,05	0,02	0,53	78,71
<i>Ramphastos vitellinus</i>	0,17	0,1	0,53	79,25
<i>Thryothorus leucotis</i>	0,93	0,85	0,53	79,78
<i>Arremon taciturnus</i>	0,03	0,03	0,53	80,3
<i>Sporophila nigricollis</i>	0,01	0,03	0,52	80,83
<i>Crypturellus soui</i>	0,07	0,01	0,51	81,34
<i>Saltator similis</i>	0,05	0,01	0,49	81,82
<i>Chelidoptera tenebrosa</i>	0,01	0,04	0,48	82,31
<i>Tityra inquisitor</i>	0,08	0	0,48	82,79
<i>Myiarchus ferox</i>	0,01	0,03	0,47	83,26
<i>Vireo chivi</i>	0,53	0,64	0,47	83,73
<i>Cacicus cela</i>	0	0,07	0,47	84,2
<i>Megarhynchus pitangua</i>	0,54	0,23	0,47	84,67
<i>Cariama cristata</i>	0,33	0,24	0,46	85,12
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,18	0,45	0,45	85,58
<i>Suiriri suiriri affinis</i>	0,01	0,03	0,45	86,03
<i>Griseotyrannus aurantioatrocristatus</i>	0,01	0,03	0,43	86,46
<i>Gampsonyx swainsonii</i>	0,03	0,01	0,43	86,9
<i>Milvago chimachima</i>	0,02	0,01	0,43	87,32
<i>Chloroceryle americana</i>	0,11	0,11	0,43	87,75
<i>Basileuterus flaveolus</i>	0,66	0,64	0,43	88,18
<i>Tyrannus savana</i>	0,06	0,04	0,42	88,6
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,54	1,15	0,42	89,02
<b><i>Poospiza cinerea</i></b>	0,01	0,09	0,4	89,42
<i>Aratinga aurea</i>	1,41	1,15	0,4	89,82
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0,18	0,15	0,4	90,22
<i>Guira guira</i>	0,02	0,06	0,39	90,62
<i>Chaetura andrei</i>	0,06	0,01	0,39	91,01
<i>Syrigma sibilatrix</i>	0,04	0,02	0,38	91,39
<i>Calliphlox amethystina</i>	0	0,03	0,38	91,77
<i>Troglodytes aedon</i>	0,57	0,68	0,37	92,15
<i>Crypturellus parvirostris</i>	0,84	0,42	0,35	92,5
<i>Zonotrichia capensis</i>	0,01	0,04	0,34	92,84
<i>Conirostrum speciosum</i>	0,16	0	0,34	93,18
<i>Porphyrospiza caerulescens</i>	0,01	0,02	0,34	93,52
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	0	0,02	0,33	93,85
<i>Picumnus albosquamatus</i>	0,02	0,01	0,33	94,18
<i>Columba picazuro</i>	0,53	1,08	0,33	94,51
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0,68	0,75	0,32	94,83
<i>Synallaxis albescens</i>	0,02	0,01	0,31	95,14

<i>Euphonia violacea</i>	0,09	0	0,3	95,44
<i>Ictinia plumbea</i>	0	0,01	0,3	95,74
<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	1,25	1,14	0,28	96,02
<i>Rupornis magnirostris</i>	0,34	0,34	0,27	96,29
<i>Amazona amazonica</i>	1,36	1,16	0,27	96,56
<i>Amazilia fimbriata</i>	0,3	0,29	0,26	96,83
<i>Sicalis citrina</i>	0,06	0	0,26	97,09
<i>Nonnula rubecula</i>	0	0,04	0,26	97,35
<i>Turdus leucomelas</i>	0,44	0,65	0,26	97,61
<i>Nemosia pileata</i>	0,04	0	0,25	97,86
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0,04	0	0,24	98,1
<b><i>Charitospiza eucosma</i></b>	0	0,04	0,24	98,34
<i>Egretta thula</i>	0	0,03	0,23	98,57
<i>Falco femoralis</i>	0	0,03	0,23	98,8
<i>Myiophobus fasciatus</i>	0,02	0	0,2	99
<i>Heliornis fulica</i>	0	0,01	0,19	99,18
<i>Columba speciosa</i>	0	0,01	0,19	99,37
<i>Euphonia chlorotica</i>	0,66	0,7	0,17	99,54
<i>Celeus flavescens</i>	0,52	0,47	0,16	99,7
<i>Tolmomyias flavirostris</i>	0	0,01	0,16	99,86
<i>Thryothorus genibarbis</i>	0	0	0,14	100

Anexo 2.3: Anexo 2.2: Valores da abundância (no primeiro e terceiro ano) e dissimilaridade (gerada pelo módulo SIMPER do programa PRIMER) para as espécies observadas nas áreas de amostragem em Serra da Mesa, Goiás (período de julho de 1996 a maio de 1999). Espécies endêmicas estão em negrito.

Espécie	Abundância 1	Abundância 3	Contribuição%	% Cumulativa
<i>Pteroglossus castanotis</i>	0,29	0	1,44	1,44
<i>Volatinia jacarina</i>	0,69	0,07	1,37	2,81
<i>Chloroceryle amazona</i>	0	0,17	1,31	4,12
<i>Thamnophilus torquatus</i>	0,27	0,1	1,27	5,39
<i>Momotus momota</i>	0,43	0,03	1,27	6,66
<i>Diopsittaca nobilis</i>	0,15	1,09	1,26	7,91
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	0,06	0,3	1,23	9,15
<i>Nystalus chacuru</i>	0,41	0,04	1,23	10,38
<i>Polioptila dumicola</i>	0,14	1,2	1,22	11,6
<i>Pionus maximiliani</i>	0,05	0,65	1,21	12,81
<b><i>Saltator atricollis</i></b>	0,37	0,06	1,17	13,98
<i>Taraba major</i>	0,25	0,24	1,13	15,11
<i>Basileuterus culicivorus hypoleucus</i>	0,03	0,38	1,12	16,23
<i>Tachyphonus rufus</i>	0,64	0,41	1,11	17,33
<i>Dacnis cayana</i>	0,05	0,37	1,1	18,43
<i>Scardafella squamata</i>	0,36	0,23	1,08	19,52
<i>Thryothorus genibarbis</i>	0,93	0,62	1,07	20,58
<i>Ammodramus humeralis</i>	0,24	0,06	1,06	21,64
<i>Melanerpes candidus</i>	0,18	0	1,06	22,7
<i>Ramphocelus carbo</i>	0,23	0,56	1,03	23,72
<i>Megarynchus pitangua</i>	0,54	0,17	1,01	24,74
<i>Crotaphaga ani</i>	0,16	0,23	0,99	25,73
<i>Ramphastos vitellinus</i>	0,17	0,02	0,98	26,71
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0,25	0,34	0,98	27,69
<i>Vanellus chilensis</i>	0,4	0,16	0,97	28,66
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,02	0,2	0,96	29,62
<i>Aratinga solstitialis</i>	0,4	0,67	0,96	30,58
<i>Leptotila rufaxilla</i>	0,12	0,49	0,95	31,54
<i>Hemithraupis guira</i>	0,68	1,17	0,93	32,47
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0,07	0	0,92	33,38
<i>Cariama cristata</i>	0,33	0,11	0,91	34,29
<i>Elaenia flavogaster</i>	0,18	0,03	0,9	35,2
<i>Basileuterus flaveolus</i>	0,66	0,37	0,9	36,1
<i>Thraupis palmarum</i>	0,22	0,24	0,9	36,99
<i>Elaenia chiriquensis</i>	0	0,27	0,9	37,89
<i>Formicivora rufa</i>	0,02	0,34	0,89	38,78
<i>Columbina talpacoti</i>	0,25	0,18	0,88	39,65
<i>Celeus flavescens</i>	0,52	0,15	0,87	40,53
<i>Casiornis rufa</i>	0,01	0,22	0,87	41,39



<i>Diopsittaca nobilis</i>	0,61	0,78	0,87	42,26
<i>Thamnophilus punctatus</i>	0,3	0,41	0,87	43,13
<b><i>Cyanocorax cristatellus</i></b>	0,12	0,14	0,84	43,97
<i>Piranga flava</i>	0,11	0,21	0,84	44,81
<i>Icterus cayanensis</i>	0,16	0,09	0,84	45,65
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0,18	0,44	0,83	46,48
<i>Leptotila verreauxi</i>	0,14	0,02	0,83	47,32
<i>Dryocopus lineatus</i>	0,12	0,06	0,82	48,13
<i>Crypturellus undulatus</i>	0,24	0,08	0,81	48,95
<i>Penelope supercilialis</i>	0,05	0,12	0,81	49,76
<i>Saltator maximus</i>	0,06	0,26	0,81	50,56
<i>Legatus leucophaeus</i>	0,1	0,01	0,8	51,36
<i>Cychlaris gujanensis</i>	0,07	0,27	0,79	52,15
<i>Rupornis magnirostris</i>	0,34	0,15	0,77	52,92
<i>Brotogeris chiriri</i>	4,87	3,13	0,77	53,69
<i>Galbula ruficauda</i>	0,05	0,23	0,76	54,45
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	0,1	0,08	0,76	55,21
<i>Campephilus melanoleucus</i>	0,11	0,1	0,73	55,94
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	0,05	0,15	0,73	56,66
<i>Coryphospingus pileatus</i>	0,45	0,58	0,72	57,39
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0,07	0,19	0,72	58,11
<b><i>Melanopareia torquata</i></b>	0,06	0,04	0,71	58,82
<i>Colaptes melanochloros</i>	0,02	0,09	0,71	59,53
<i>Thalurania furcata</i>	0,11	0,04	0,7	60,23
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0,05	0,02	0,69	60,92
<i>Tapera naevia</i>	0,1	0,06	0,69	61,61
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	0,1	0,04	0,68	62,29
<i>Trogon curucui</i>	0,15	0	0,68	62,98
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,14	0,06	0,68	63,65
<i>Phaethornis pretrei</i>	0,07	0,02	0,67	64,33
<i>Synallaxis frontalis</i>	0,04	0,02	0,67	65
<i>Elaenia cristata</i>	0,25	0,19	0,66	65,66
<i>Aramides cajanea</i>	0,09	0	0,65	66,31
<i>Colibri semirostris</i>	0,04	0,08	0,65	66,96
<i>Butorides striatus</i>	0	0,13	0,65	67,61
<b><i>Poospiza cinerea</i></b>	0,01	0,16	0,64	68,25
<i>Veniliornis passerinus</i>	0,1	0,01	0,64	68,89
<i>Thryothorus leucotis</i>	0,07	0,11	0,64	69,53
<i>Columba cayennensis</i>	0,04	0,07	0,63	70,16
<i>Calliphlox amethystina</i>	0	0,06	0,62	70,78
<i>Polyborus plancus</i>	0,07	0,05	0,62	71,39
<i>Ramphastos toco</i>	0,16	0,31	0,61	72
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	0	0,1	0,61	72,61
<i>Thlypopsis sordida</i>	0	0,09	0,6	73,21
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0,18	0,17	0,6	73,81
<i>Rhynchotus rufescens</i>	0,13	0,08	0,58	74,39
<i>Milvago chimachima</i>	0,02	0,05	0,57	74,96
<i>Piaya cayana</i>	0,02	0,06	0,57	75,52

<i>Colaptes campestris</i>	0,05	0,02	0,56	76,09
<i>Nystalus maculatus</i>	0,03	0,08	0,56	76,64
<i>Vireo chivi</i>	0,53	0,33	0,55	77,19
<i>Schistochlamys melanops</i>	0,04	0,05	0,54	77,73
<i>Falco sparverius</i>	0,04	0	0,52	78,25
<i>Psarocolius decumanus</i>	0,04	0,06	0,52	78,77
<i>Emberizoides herbicola</i>	0,06	0,02	0,51	79,28
<i>Reinarda squamata</i>	0,05	0,03	0,51	79,8
<i>Heliactin cornuta</i>	0,05	0,02	0,51	80,3
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,18	0,56	0,5	80,8
<i>Formicivora grisea</i>	0,02	0,06	0,5	81,3
<i>Crypturellus parvirostris</i>	0,84	0,28	0,48	81,78
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	0,04	0,03	0,47	82,25
<i>Tityra inquisitor</i>	0,08	0	0,46	82,71
<i>Conirostrum speciosum</i>	0,16	0,02	0,46	83,18
<i>Anthracothonax nigricollis</i>	0,01	0,05	0,45	83,63
<i>Cacicus cela</i>	0	0,1	0,44	84,07
<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	1,25	0,57	0,44	84,5
<i>Progne chalybea</i>	0,05	0	0,44	84,94
<i>Fluvicola pica</i>	0	0,04	0,43	85,37
<i>Myiarchus ferox</i>	0,01	0,03	0,43	85,8
<i>Saltator similis</i>	0,05	0	0,42	86,22
<i>Crypturellus soui</i>	0,07	0	0,42	86,65
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	0,11	0,21	0,41	87,06
<i>Synallaxis albescens</i>	0,02	0,06	0,4	87,46
<i>Casmerodius albus</i>	0,05	0	0,4	87,86
<i>Columba speciosa</i>	0	0,04	0,4	88,26
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0,68	1,1	0,39	88,66
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	0	0,06	0,38	89,04
<i>Troglodytes aedon</i>	0,57	0,61	0,38	89,42
<i>Gampsonyx swainsonii</i>	0,03	0	0,37	89,79
<i>Ptilherodius pileatus</i>	0	0,07	0,37	90,16
<i>Arremon taciturnus</i>	0,03	0	0,37	90,53
<i>Sirystis sibilator</i>	0,04	0,01	0,36	90,89
<i>Ardea cocoi</i>	0	0,03	0,35	91,24
<i>Picumnus albosquamatus</i>	0,02	0,04	0,35	91,59
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,54	0,71	0,33	91,92
<i>Amazona amazonica</i>	1,36	1,04	0,33	92,25
<i>Amazona aestiva</i>	0,11	0	0,32	92,57
<i>Myiophobus fasciatus</i>	0,02	0,02	0,32	92,89
<i>Zonotrichia capensis</i>	0,01	0,03	0,32	93,21
<i>Sporophila nigricollis</i>	0,01	0,02	0,31	93,51
<i>Ceryle torquata</i>	0,01	0,02	0,3	93,82
<i>Amazilia fimbriata</i>	0,3	0,33	0,3	94,12
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	0	0,07	0,3	94,41
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0,01	0,02	0,3	94,71
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	0	0,09	0,29	95
<i>Euphonia violacea</i>	0,09	0	0,29	95,29

<i>Aratinga aurea</i>	1,41	1,14	0,28	95,57
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	0,01	0,01	0,27	95,84
<i>Chaetura andrei</i>	0,06	0	0,26	96,1
<i>Sicalis citrina</i>	0,06	0	0,25	96,35
<i>Tyrannus savana</i>	0,06	0	0,25	96,61
<i>Turdus leucomelas</i>	0,44	0,49	0,25	96,86
<i>Euphonia chlorotica</i>	0,66	0,56	0,25	97,11
<i>Nemosia pileata</i>	0,04	0	0,25	97,36
<b><i>Charitospiza eucosma</i></b>	0	0,04	0,24	97,6
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	0	0,06	0,24	97,84
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0,04	0	0,23	98,07
<i>Columba picazuro</i>	0,53	0,83	0,23	98,29
<i>Coragyps atratus</i>	0,03	0	0,22	98,51
<i>Ara ararauna</i>	0	0,05	0,22	98,73
<i>Thraupis sayaca</i>	0	0,02	0,2	98,93
<i>Guira guira</i>	0,02	0	0,2	99,12
<i>Porphyrospiza caeruleascens</i>	0,01	0	0,18	99,31
<i>Heliornis fulica</i>	0	0,02	0,18	99,49
<i>Icterus icterus</i>	0	0,02	0,18	99,67
<i>Chelidoptera tenebrosa</i>	0,01	0	0,17	99,83
<i>Suiriri suiriri affinis</i>	0,01	0	0,17	100

## IMPACTO DA FRAGMENTAÇÃO EM CATEGORIAS TRÓFICAS NA COMUNIDADE DE AVES DA UHE SERRA DA MESA, GOIÁS

### INTRODUÇÃO

As alterações ambientais decorrentes do processo de fragmentação já são detectadas em vários parâmetros da biodiversidade, p. ex., na riqueza, densidade e abundância, interações específicas e processos ecológicos, aumento do efeito de borda para ecossistemas florestais e diminuição da conectividade para diversas espécies (revisão em Debinski e Holt 2000). Como consequência da fragmentação a disponibilidade de recursos pode diminuir ou aumentar e, assim, causar alterações no uso do ambiente por diversas espécies que desempenham funções similares dentro do ecossistema (Johns 1991).

Grupos de espécies com requisitos alimentares mais especializados podem desaparecer ou aparecer do ambiente, conforme a variação do recurso. Por exemplo, Johns (1985) e Bierregaard Jr. e Stouffer (1997) observaram o declínio de espécies de Formicariidae de sub-bosque na Amazônia, que são dependentes da existência de formigas de correição. Espécies carnívoras (Willis 1979) ou frugívoras de grande porte (Bierregaard Jr. e Stouffer 1997) também sofrem negativamente com a fragmentação pois necessitam de grandes áreas para forragear. Outros podem apresentar plasticidade comportamental e permanecerem estáveis mesmo após a fragmentação dos ecossistemas (dependendo do tipo de impacto sofrido pelo ambiente), como os beija-flores, que podem transpor a matriz com facilidade (Stouffer e Bierregaard Jr. 1995, Stouffer e Bierregaard Jr. 1996, Bierregaard Jr. e Stouffer 1997).

A fragmentação causada pela construção de hidrelétricas impõe diversas consequências à avifauna, como perda da área em si, deslocamento de populações de área alagadas, modificação das interações biológicas (Sick 1997). Em Serra da Mesa, detectei a tendência à perda de riqueza e diversidade (capítulos 1 e 2), indicando que a comunidade pode ter modificado a sua estrutura trófica ao longo do tempo. Efeitos na modificação das relações de predação e competição (representadas aqui por guildas) podem levar as comunidades à completa modificação de sua estrutura (Pace *et al.* 1999, Polis 1999), situação observada por Terborgh *et al.* (2001) em fragmentos da usina hidrelétrica Raul Leoni, Venezuela.

O objetivo desse estudo é verificar as mudanças nas categorias tróficas da comunidade de aves devido à formação da UHE Serra da Mesa, enfocando aspectos de composição das espécies em cada categoria trófica ao longo dos anos e suas implicações para a estrutura da comunidade. As hipóteses testadas foram:

- 1) A comunidade modificará sua estrutura inicial, afetando a diversidade das espécies pertencentes a cada guilda. Assim, os piscívoros, representados pelas espécies que pescam em águas profundas (biguá, martim-pescador, mergulhão, biguatinga) serão beneficiados com a criação do reservatório e as espécies que pescam em águas rasas (socó, garças) serão prejudicadas. As guildas consideradas topos de cadeia, como carnívora, devem diminuir a relação espécie/abundância, devido à perda de hábitat.
- 2) As comunidades existentes no último ano de estudo tenderão a diferença em relação às comunidades registradas no primeiro ano. Espera-se a chegada de algumas espécies beneficiadas pela criação do reservatório e o desaparecimento de alguns grupos tróficos, levando a dissimilaridade entre composição de espécies e suas respectivas guildas entre os anos estudados.

## **METODOLOGIA**

Desenvolvi o estudo na UHE Serra da Mesa (entre 13° 45' – 14° 35' S e 47° 50' – 49° 15' W) localizada na Bacia do Alto Tocantins, em Goiás. A barragem está situada no rio Tocantins, abrangendo principalmente os municípios de Minaçu (margem esquerda), Colinas do sul (margem direita), Uruaçu (início do reservatório) e Niquelândia (margem direita distal), a 1.790 km de sua foz, no rio Pará, braço sul do delta do Amazonas, próximo a Belém. Os túneis de desvio do rio Tocantins foram fechados em 25 de outubro de 1996, quando iniciou, então, a formação do reservatório.

A vegetação original de Cerrado estava bem preservada, com somente 8,8 % de áreas antropizadas (IESA 1990), sendo que o reservatório fragmentou uma região relativamente contínua em 288 fragmentos de diversos tamanhos, predominantemente pequenos (< 1 ha). O clima da região é dividido em duas estações distintas, o período úmido, de outubro a março/abril e o período mais árido, de maio a setembro. A temperatura média anual é de 26,2 °C, com precipitação anual de 1865 mm (dados fornecidos por Furnas Centrais Elétricas).

Para detectar as espécies escolhi o método de **contagens por pontos**, sem raio fixo (Bibby *et al.* 1992), que consiste em permanecer alguns minutos em determinado local e registrar todas as ocorrências de espécies, através da vocalização ou visualização.

Escolhi seis fragmentos acima da cota máxima de enchimento prevista para o reservatório e fiz três pontos em remanescentes grandes, dois em médios e um em pequenos. Cada ponto possuía a distância mínima de 200 metros ou 15 minutos de caminhada, tentando evitar, assim, sobreposição das amostragens. Amostrei sistematicamente ao longo do período de estudo, com o objetivo de detectar as mudanças na comunidade de aves.

Iniciei cada contagem do censo por ponto após alguns minutos da chegada no fragmento, com a finalidade de diminuir o distúrbio causado pela minha presença. Permaneci durante 20 min em cada ponto, pois quanto mais tempo se permanece em um ponto maior a probabilidade de detecção de espécies em regiões com alta riqueza de aves (Bibby *et al.* 1992).

Durante julho de 1996 a julho de 1998 recenseei os fragmentos mensalmente e a partir de julho/98 até maio/99, a cada dois meses. O horário de início dos censos foi 6:00 h, finalizando às 8:00h. A cada censo, registrei a espécie, número de indivíduos e o tipo de registro (visual ou auditivo).

Amostrei todos os pontos em condições climáticas similares, tentando evitar assim, efeitos relacionados à diminuição das atividades das espécies diante de chuvas e ventos fortes.

Classifiquei as espécies em categorias tróficas amplas de acordo com Sick (1985, 1997), resultando em espécies 'insetívoras', 'frugívoras', 'onívoras', 'nectarívoras', 'piscívoras' e 'granívoras'. Usei a média de espécies por ponto (quando necessário) e considerei a mudança na categoria trófica na região como um todo, ou seja, fragmentos como réplicas e, portanto, foram blocados na Análise de Variância (ANOVA). Calculei o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) para cada categoria alimentar e usei ANOVA para investigar se o índice de diversidade variou entre os anos e de acordo com as categorias tróficas, usando então os seis fragmentos como réplicas (isolados como bloco). Após ANOVA, usei o coeficiente de Sorensen para obter o índice de similaridade entre anos para cada categoria trófica e criei dendrogramas da matriz de distâncias pelo método de associação da média (UPGMA), que usa a média aritmética da similaridade entre o objeto que se quer incluir em um grupo e cada objeto desse grupo (anos).

## RESULTADOS

De acordo com a classificação trófica realizada, a categoria com maior riqueza foi de espécies insetívoras, com 76 espécies, seguida de carnívoras (12 espécies), frugívoras (42), granívoras (11), nectarívoras (13), onívoras (33) e piscívora (12), cujos índices de diversidade variaram em algumas categorias ao longo dos anos.

A variação do índice de diversidade dependeu da categoria trófica das espécies e do ano de amostragem (tabela 3.1). Houve interação significativa entre as fontes 'categorias tróficas' e 'ano de amostragem' (Tabela 3.1) e analisei portanto, cada categoria separadamente.

Tabela 3.1. Análise de variância (ANOVA) do índice de diversidade de Shannon das categorias tróficas e dos anos de amostragem. Fragmento foi isolado como bloco (\*).

R <sup>2</sup> = 0,930				
Fonte	Quadrado médio	GL	F	p
Fragmento*	0,372	5	-	-
Categoria trófica	19,160	7	208,131	< 0,001
Ano de amostragem	0,783	2	8,502	< 0,001
Categoria X Ano	0,276	14	3,002	0,001
Erro	0,092	115		

A assembléia alimentar composta pelas espécies de carnívoros apresentou diminuição no índice de diversidade ao longo dos anos ( $F_{2\ 10} = 7,317$ ;  $p = 0,011$ ), sendo os dois primeiros anos similares entre si e muito diferentes do último ano de amostragem que apresentou queda acentuada (Figura 3.1). Frugívoros também variaram ao longo dos três anos de estudo ( $F_{2\ 10} = 10,608$ ;  $p = 0,003$ ), com o primeiro ano de amostragem similar ao terceiro, porém ambos diferentes do segundo,



onde a diversidade aumentou (Figura 3.1). Granívoros ( $F_{2,10} = 1,470$ ;  $p = 0,276$ ), nectarívoros ( $F_{2,10} = 0,080$ ;  $p = 0,923$ ) e onívoros ( $F_{2,10} = 1,999$ ;  $p = 0,186$ ) não apresentaram diferenças entre os três anos estudados. Já os insetívoros apresentaram tendência à diferença entre anos ( $F_{2,10} = 3,513$ ;  $p = 0,07$ ), com o último ano de amostragem também tendendo à diminuição da diversidade em relação aos anos anteriores (Figura 3.1).

O grupo das espécies piscívoras apresentou diferenças entre anos ( $F_{2,10} = 7,007$ ;  $p = 0,013$ ), com o primeiro ano diferindo dos demais (Figura 3.1), tendo aumento significativo da diversidade.

A comparação realizada entre composição de espécies e suas categorias tróficas em relação aos anos de amostragem, mostraram que, em geral, o primeiro ano foi sempre muito similar ao segundo (Tabela 3.2), com similaridade de composição de espécies de no mínimo de 63% para carnívoros e máximo de 88% para insetívoros. A categoria com menor índice de similaridade entre ano 1 e ano 2 foi a de piscívoros, com dissimilaridade de espécies de 71%.

Em geral, a composição de espécies do terceiro ano foi similar ao segundo período de amostragem para os grupos, com a menor similaridade encontrada em carnívoros (53%, Tabela 3.2), onde se detectou a perda de espécies (Figura 3.1). Para os outros grupos, a similaridade foi mais alta para nectarívoros (96%), em seguida os onívoros (90%), granívoros e piscívoros (89%), frugívoros (84%) e insetívoros (82%).

A maior modificação observada entre o ano 1 e ano 3, ocorreu com a guilda piscívora, com dissimilaridade de cerca de 80% das espécies (Tabela 3.2). Em seguida, os carnívoros, com 64% de alteração das espécies. Os outros grupos se mantiveram em porcentagens que variam de 67 a 86% de similaridade entre esses dois anos.

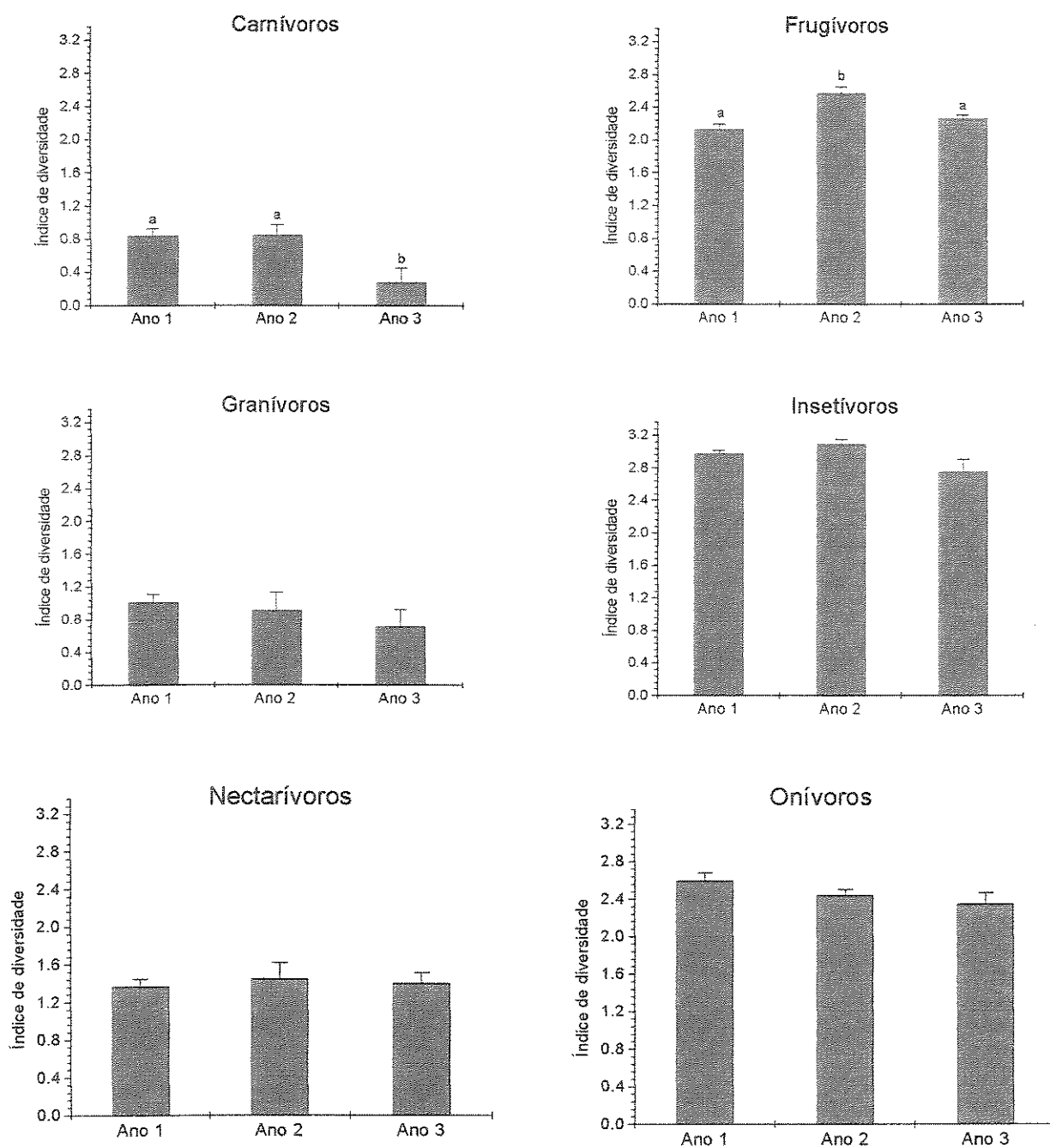


Figura 3.1. Índice de diversidade de Shannon para as categorias tróficas: carnívoros, frugívoros, insetívoros (valor marginal  $p = 0,062$ ), nectarívoros, onívoros e piscívoros, durante os três anos de acompanhamento. Letras diferentes representam diferença significativa ( $p < 0,05$ ).

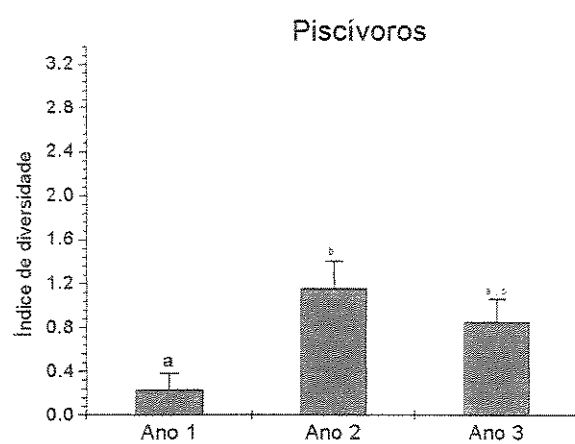
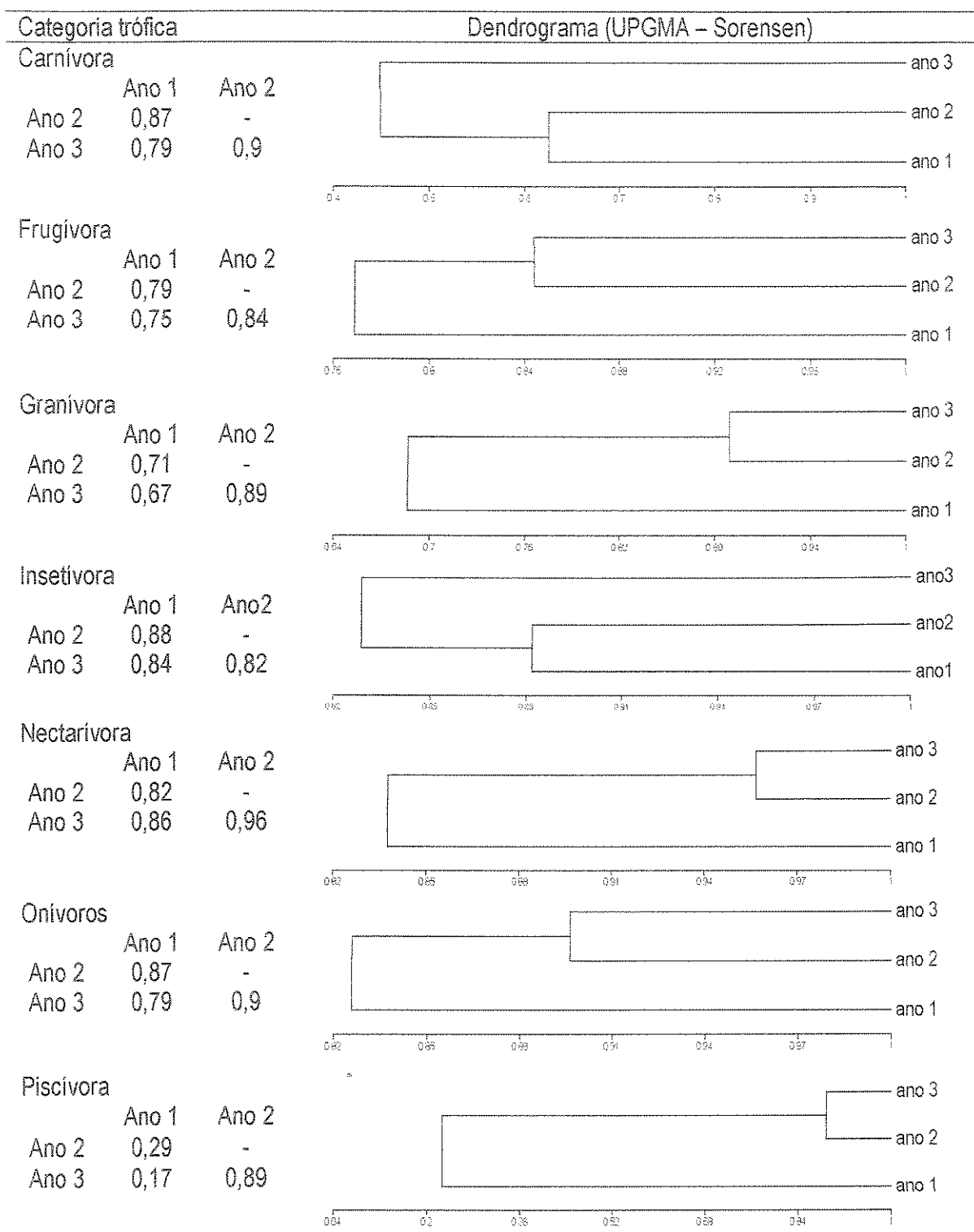


Figura 3.1. Continuação.

Tabela 3.2. Índice de similaridade de Sorensen e dendrograma (UPGMA) para as categorias tróficas da comunidade de aves da UHE Serra da Mesa, Goiás.



## **DISCUSSÃO**

A estrutura trófica da comunidade de aves em Serra da Mesa foi composta em sua maioria por espécies insetívoras, seguida de frugívoras, onívoras, nectarívoras, carnívoras, piscívoras e, por último, granívoras. Em outras regiões de Cerrado, como as matas de galeria da Fazenda Água Limpa, em Brasília, foi observado que a estrutura de representação dos níveis tróficos é muito similar, porém granívoros estão mais representados (mais espécies) que carnívoros e piscívoros (Motta Jr 1991). Esses dados sugerem que matas e cerrados possam possuir a mesma proporção de organização trófica.

A fragmentação pode afetar o padrão de disponibilidade de recursos causando redução no uso de habitat de diversas espécies com requisições biológicas similares (Johns 1991), porém a análise do tipo de matriz é crucial para o entendimento dos processos biológicos pelos quais os fragmentos e as espécies estão sujeitas (Akin *et al.* 1987, Bierregaard Jr. e Stouffer 1997, Tocher *et al.* 1997). Assim, os efeitos na estrutura trófica da comunidade poderão variar de acordo com a composição da vegetação ao redor do fragmento. De modo geral, é esperado que os grupos tróficos com dieta mais ampla (e com mais espécies) possuam mais representantes nos fragmentos que dietas mais restritas (Johns 1985), portanto representando grupos menos sensíveis à fragmentação.

Os estudos que existem sobre impacto da fragmentação em categorias tróficas revelam que os insetívoros (principalmente os terrestres) são os mais afetados, o que difere do resultado em Serra da Mesa. Em estudos na Amazônia (Canaday 1991, Johns 1991, Bierregaard Jr e Stouffer 1997, Thiollay 1997) e na Mata Atlântica (Willis 1979), os insetívoros seriam mais afetados devido, por exemplo, à baixa capacidade de dispersão (Stouffer e Bierregaard Jr. 1995), grande áreas de vida (Willis 1979, Stratford e Stouffer 1999) e incapacidade de transpor a matriz (Stouffer e Bierregaard Jr. 1995, Stouffer e Borges 2000 *apud* Stratford e Stouffer 1999). É possível que a

comunidade de insetívoros de Serra da Mesa seja menos especializada que a da Amazônia, já que no Cerrado as especializações parecem ocorrer de modo vertical e não horizontal, como em florestas.

Embora em Serra da Mesa, as categorias tróficas utilizadas sejam mais gerais (assim como em Bierregaard Jr. e Stouffer 1997), os insetívoros aparentemente (valor marginal de 0,06 para  $p$ ) foram afetados, aumentando levemente a diversidade e caindo em seguida. É possível, que a categoria trófica ainda esteja sendo afetada pelo 'abarroamento' de espécies e indivíduos, aparentemente ocorrido no ano 2, e ainda estejam ocorrendo interações biológicas (positivas e/ou negativas) em espécies com requisições biológicas (nicho) muito similares, que possam levar a queda na diversidade de insetívoros. No entanto, a maior parte das espécies consideradas insetívoras aqui nesse estudo podem freqüentar tanto o estrato alto como o médio e ocasionalmente o baixo, já que cerrado tem menos insetívoros especializados em solo que em matas de galeria.

Aqueles insetívoros de mata que registrei nos fragmentos, como *Dendrocolaptes platyrostris*, *Xiphocolaptes albicollis*, *Nonnula rubecula*, *Mommotus mommota*, *Leptopogon amaurocephalus* desapareceram dos pontos após poucos meses de seu registro. Normalmente só são encontrados em matas (Sick 1997, Melo e Piratelli 1999, Machado 2000, Bagno e Marinho-Filho, 2001), estando a sua presença nos topos de morro (áreas de cerrado) associada provavelmente à perda das matas devido ao enchimento do reservatório.

A diversidade de frugívoros aumentou no segundo e caiu no terceiro, comportamento similar (porém altamente significativo) ao observado para os insetívoros. Frugívoros têm papel fundamental em matas de galeria, cerca de 71% das plantas têm síndrome zoocórica, as quais representam cerca de 80% dos indivíduos (Motta Jr. 1991). É possível que em áreas de vegetação de cerrado a síndrome para zoocoria (aves e mamíferos) também ocorra nessas proporções. Assim, haveria

alimento para manter a população de espécies frugívoras deslocadas de áreas de cerrado em cotas inferiores. No entanto, a escassez de recurso devido ao "abarroamento" pode ter afetado a capacidade de reprodução dos indivíduos. Por exemplo, o peso do frugívoro *Hemithraupis guira* foi ligeiramente menor no último ano de coleta ( $\bar{x} = 10,1$  g,  $n = 6$ ) que em relação ao primeiro ano ( $\bar{x} = 11,8$  g,  $n = 10$ ; dados não publicados). Além disso, só detectei filhotes em *Coryphospingus pileatus*, um granívoro.

Na Amazônia, em geral a taxa de captura de frugívoros diminuiu ao longo do tempo após a fragmentação, porém algumas espécies não foram negativamente afetadas (Bierregaard Jr. e Stouffer 1997). Segundo Bierregaard Jr. e Stouffer (1997), algumas espécies podem atravessar a matriz de vegetação secundária, podendo ser importantes como agentes de dispersão de sementes e podem promover a sucessão vegetal (Lamb *et al.* 1997).

Se em Serra da Mesa a queda na diversidade de frugívoros não se estabilizar nos níveis do primeiro ano (ou próximos a ele), é provável que a manutenção dos fragmentos possa estar comprometida, caso haja espécies de plantas efetivamente dispersadas por aves. No entanto, é necessário mais que especulações para detectar os efeitos reais da diminuição dos frugívoros na região, uma vez que em outras localidades, essa categoria trófica parece ser pouco afetada (Restrepo *et al.* 1997). Porém, analisar a capacidade e efetividade dos frugívoros dispersores que diminuíram (ou desapareceram, como no caso de *Pteroglossus castanotis*) pode indicar mudanças nos processos de dispersão na manutenção e regeneração da vegetação (Restrepo *et al.* 1997).

Para os granívoros, a situação encontrada nas análises na realidade reflete, o padrão de distribuição agregada dessa categoria trófica nas ilhas. Granívoros ocorriam em apenas algumas áreas e, portanto, como os fragmentos foram isolados em blocos, não foi possível detectar a

diminuição dessa categoria (veja Figura 3.1). Algumas espécies de granívoros desapareceram dos fragmentos, como o exemplo o tiziu (*Volatinia jacarina*). Seu desaparecimento, embora inicialmente imprevisível, está associado à ausência de hábitat adequado para as suas atividades biológicas, já que os fragmentos estavam bem preservados, sem macegas de capim exótico ou capim nativo como o flecha (*Tristachya leiotachya*), onde *V. jacarina* ocorre, porém em baixas densidades (obs. pess.).

Outras espécies se mantiveram em baixa abundância, como o caso do tico-tico (*Zonotrichia capensis*), ocorrendo somente um indivíduo (marcado) em um fragmento isolado no meio do reservatório. Granívoros são predadores de sementes (Sick 1997) e, se de modo geral, a diversidade não mudou nos fragmentos, é possível que a pressão de predação tenha aumentado em algumas espécies de gramíneas (ou outras espécies como lixeirinha-do-cerrado *Davilla elliptica*), geralmente consumidas por esse grupo (e também por outros, e.g. onívoros, como Tinamidae), o que pode levar ao processo futuro de redução desse grupo. Além disso, embora o grupo possua muitas espécies resistentes ao impacto, em Serra da Mesa é provável que a matriz aquática seja impermeável, uma vez que essas são espécies pequenas e algumas com baixa capacidade de vôo, como o caso de *Ammodramus humeralis*, que já dois indivíduos foram encontrados mortos nas águas do reservatório e uma vez em um estômago de tucunaré (obs. pess.).

Beija-flores (família Throchilidae) e sebinhos (nectarívoros da família Emberizidae) parecem ser menos vulneráveis à fragmentação que insetívoros e frugívoros, pois podem locomover-se com facilidade entre os fragmentos e matriz (Stouffer e Bierregaard Jr. 1995, Stouffer e Bierregaard Jr. 1996, Bierregaard Jr. e Stouffer 1997). Em outras regiões da Amazônia, os nectarívoros também não foram negativamente afetados devido à fragmentação (Johns 1985, Canaday 1991, Thiollay 1997). Algumas espécies de beija-flores, como *Calliphlox amethystina* e *Anthracothorax nigricollis*, podiam



ser vistas voando entre os fragmentos e nidificando entre as árvores mortas da franja (florestas fantasma) dos fragmentos. Segundo Marcelo Bagno (com. pess.) beija-flores continuam presentes nas *ilhas*, principalmente *C. amethystina*, sugerindo que esse grupo possa colonizar eficazmente até os fragmentos mais centrais do reservatório, mantendo as populações estáveis.

Outro grupo que não apresentou variação da diversidade entre anos foi o composto pelas espécies onívoras, porém incluí nessa categoria somente espécies que se alimentam de vegetais e animais (onívoros verdadeiros como Tinamidae), excluindo aquelas espécies que têm dieta variada e ampla, porém com pouca matéria vegetal ou animal, como por exemplo o anu-preto, *Crotophaga ani* (insetívoro e carnívoro), ou no caso de alguns traupíneos, que se alimentam em maiores proporções de frutos (Rodrigues 1995).

A categoria para definir onívoros nesse estudo é muito restrita e não pode ser comparada aos resultados de Thiollay (1997), que detectou aumento na abundância dessa categoria em fragmentos após um ano da perturbação (desmatamento), porém esses números obtidos para seus fragmentos foram similares à floresta contínua após 10 anos de fragmentação. Como são espécies onívoras, em princípio, podem se distribuir em outras áreas e não necessariamente permanecer em fragmentos já adensados por outras categorias tróficas. Talvez fragmentos isolados como os de Serra da Mesa não atraiam espécies onívoras de regiões contínuas, uma vez que a capacidade de dispersão algumas dessas espécies pode ser limitada pela água, assim como os outros grupos tróficos.

Já o aparecimento de piscívoros é previsível, pois o volume d'água aumentou, aumentando a área onde essas espécies normalmente retiram o recurso alimentar: peixes e insetos aquáticos. Os piscívoros estão representados nesse estudo pelos Anhingidae, Phalacrocoracidae, Laridae, Alcedinidae e Ardeidae, sendo que esse último grupo não foi "favorecido", embora em outras

represas geralmente aumentem a abundância. Apesar de Silva (1995a) categorizar os Ardeidae como independente de áreas florestais, a reprodução da maioria das espécies está associada às matas (Martínez-Vilalta e Motis 1992, Sick 1997) e como em Serra da Mesa a borda do reservatório é composta por variações de fitofisionomias de cerrado aberto, provavelmente não existe ambiente para manter populações reprodutivas desse grupo. Assim, o desaparecimento de socó *Nycticorax nycticorax* e da garcinha *Egretta thula*, é esperado que aconteça (como o ocorrido), de maneira distinta de outros reservatórios do Brasil. O Lago Paranoá mantém aparentemente alta abundância de espécies mais comuns de Ardeidae.

As populações de Alcedinidae, que antes não eram registradas nos topos de morros (nos pontos), passaram a ser mais comuns, como por exemplo, o martim-pescador-verde, *Chloroceryle amazona*, comum em reservatórios (Sick 1997).

Nesse estudo a única categoria trófica negativamente e intensamente afetada foi a de carnívoros. A diversidade diminuiu drasticamente no terceiro ano, indicando que os fragmentos estudados não são capazes de manter populações de Falconiformes. Thiollay (1997) estudando uma comunidade de Falconiformes, observou que das 33 espécies encontradas em florestas primárias, sete não são encontradas em áreas fragmentadas há 15 anos. De modo geral, Thiollay (1997) observou aumento que ocorre um aumento gradativo da riqueza, indo de florestas secundárias até primárias. No entanto, em Serra da Mesa (e no Cerrado de modo geral), as áreas de florestas são naturalmente reduzidas, portanto, é possível que para manter populações de grandes aves de rapina mais espaço físico (maiores áreas de vida) seja necessário que em regiões como a Amazônia.

A grande maioria das aves de rapina é generalista em relação ao recurso alimentar (Thiollay 1994, White *et al.* 1994) e podem ser oportunistas (Jaksic e Braaker 1983). Em Serra da Mesa, a

disponibilidade do recurso 'roedor' diminuiu acentuadamente a partir da metade do ano 2, chegando à extinção das populações de roedores no terceiro ano nos fragmentos estudados (Flávio Rodrigues, com.pess.). É possível que a diversidade de carnívoros no segundo ano tenha se mantido pois ainda existia o recurso 'roedores' nos fragmentos. Quando as populações de roedores declinaram, tanto nos fragmentos como na borda do reservatório (Carmignotto 1999), a riqueza e abundância de carnívoros acompanhou (resposta numérica).

Nos fragmentos, no segundo ano, era comum a observação de algumas aves de rapina de grande porte e normalmente de áreas de mata, como *Leucopternis albicollis* e *Leptodon cayanensis*, sobrevoando e até forrageando roedores (Flávio Rodrigues observou *Buteogallus urubitinga* com o rato *Thrycomys apereoides* nas suas garras). Além disso, é possível que algumas espécies tenham se deslocado para áreas à jusante da barragem, como *Buteogallus urubitinga*, um casal e um filhote que era visualizado facilmente perto do fragmento G<sub>1</sub>, após o segundo ano, freqüentemente avistava um casal à jusante, cerca de 5 km.

É importante ressaltar que o carcará (*Polyborus plancus*) e o carrapateiro (*Milvago chimachima*) não foram considerados como carnívoros e sim como onívoros, portanto, a diminuição na riqueza da categoria carnívora não inclui essas espécies, abundantes normalmente.

Carnívoros podem possuir importante função em conservação de ecossistemas (Thiollay 1994). Podem ser consideradas espécies 'guarda-chuva' (Noss 1990) pois a sua proteção implicaria na salvaguarda de diversas espécies que estariam dentro das grandes áreas de vida desses predadores, e também podem desempenhar o papel de 'espécies-bandeira' (Eisner *et al.* 1995), devido ao apelo público. Mais importante que isso, seria o fato de responderem negativamente à alteração ambiental, funcionando como bioindicadores de qualidade de habitat (poluição), de ambientes intactos e conectados ou como importantes peças na estruturação de comunidades

(Thiollay 1994). Em Serra da Mesa a perda de espécies como os ameaçados *Harpyhaliaetus coronatus*, *Spizastur melanoleucus* ou dos mais comuns na região *Leptodon cayanensis*, *Buteogallus urubitinga* e *Falco ruficularis*, pode gerar mais impacto do que as comunidades já sofreram, (além de riqueza, diversidade e assembléia alimentar), ou seja, ser peça importante da estruturação das comunidades e podendo afetar a regulação das teias alimentares, caso sejam reguladas por esses predadores.

#### REGULAÇÃO TOP-DOWN OU BOTTOM UP?

Recentemente Terborgh *et al.* (2001) re-aqueceram a discussão sobre o papel regulador dos predadores nos ecossistemas. A visão de que os ecossistemas são regulados por forças “de cima para baixo” ou de “baixo para cima” é antiga e controversa (Pimm 1991, Pace *et al.* 1999, Polis 1999). O controle “de cima para baixo” (*top-down*) se refere aos casos onde a estrutura da comunidade (abundância e riqueza das espécies) depende do efeito dos consumidores de níveis tróficos mais altos sobre os níveis inferiores, como pressão de predadores sobre as presas. Já no controle “de baixo para cima” (*bottom-up*), a estrutura da comunidade depende da disponibilidade e concentração de nutrientes (por exemplo) para a camada produtora. Assim a concentração de substâncias químicas nas plantas inibe a ação da herbivoria e a estrutura das comunidades passa a ser regulada então, pela competição (e não pela predação como em *top-down*).

De acordo com vários estudos realizados por Terborgh *et al.* (2001), os fragmentos criados pela hidrelétrica do Lago Guri, na Venezuela, são pequenos demais para suportarem predadores de grande porte (vertebrados). A hipótese testada pelos autores seria de que se inexistem predadores e se a regulação dos ecossistemas segue efeitos de *top-down*, então seria esperado que as populações nos fragmentos se tornassem abundantes, já que estão livres da predação. Caso

contrário, pouca modificação seria esperada, confirmando então, efeito *bottom-up* (Terborgh *et al.* 2001).

Efeitos de *top-down* e *bottom-up* são claros e facilmente testáveis em sistemas que possuem apenas dois níveis tróficos. Em sistemas mais simples, como no estudado por Strong (1992), existem o predador (no caso tartaruga) e a presa (vegetais), a exclusão da tartaruga através de cercas, mostrou que existe o efeito *top-down* na comunidade de plantas e que a própria comunidade é regulada por competição (*bottom-up*) dentro das cercas. Porém em sistemas mais complexos, as teias podem ser reguladas por essas duas forças, em situações onde existem até quatro níveis tróficos, os carnívoros podem ser *bottom-up*, os carnívoros primários *top-down*, os herbívoros *bottom-up* e as plantas *top-down* (Towsend *et al.* 2001).

Os estudos de Terborgh *et al.* (2001) mostraram que em fragmentos onde os predadores estão ausentes, as populações de roedores, macacos bugios, iguanas e formigas saúvas são de 10 a 100 vezes mais abundantes que em áreas do 'continente', implicando que suas populações são controladas pela predação e então, por efeitos *top-down*. Além disso, a hiper-abundância de alguns desses grupos que são herbívoros e portanto, sujeitos às defesas químicas das plantas, corrobora a idéia de que são realmente os predadores que diminuem as populações e não as defesas químicas das plantas

Em Serra da Mesa, não houve hiper-abundância de nenhum grupo em especial (exceto por piscívoros, que são predadores). O impacto da construção do reservatório parece ter afetado a estrutura da comunidade (riqueza e abundância) e a organização em categorias tróficas. As aves predadoras diminuíram ou desapareceram dos fragmentos, porém o mesmo ocorreu com os mamíferos, como suçuarana, lobo-guará, cachorro do mato entre outros (Flávio Rodrigues, com.

pess.). Nem o gambá (*Didelphis albiventris*), espécie oportunista, permaneceu nos fragmentos em alta abundância.

Com a redução da área dos fragmentos estabilizada e não havendo predadores, o esperado seria o aumento das populações que estariam sendo 'pressionadas' por essa interação vertical, caso controladas por *top-down*. Se as comunidades de cerrado são controladas por *bottom-up*, então não se esperaria efeitos de mudanças das populações, o que também não foi observado, uma vez que a diversidade modificou-se ao longo dos anos.

A diferença entre o Lago Guri (Terborgh *et al.* 2001) e Serra da Mesa, está provavelmente no tempo de relaxamento entre o impacto e a configuração atual dos fragmentos. A hidrelétrica de Raul Leoni iniciou em 1964 (primeira fase) e 1986 (segunda fase), onde já se passaram vários anos pelos quais as comunidades observadas podem ter relaxado. É muito mais provável que as espécies abundantes hoje no Lago Guri tenham tido maior probabilidade de colonização nesses fragmentos, se comparada à probabilidade das espécies de Serra da Mesa. O mais provável é que o impacto gerado pela redução de área e conseqüente abarrotamento de indivíduos e espécies ainda estejam se desenrolando, podendo dirigir a comunidade em níveis de extinção altos (como o estimado no capítulo 1) e que daqui a muitos anos a comunidade possa encontrar outra configuração, diferente e mais pobre, porém mais estável de suas populações atuais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Askin, R. A., J. F. Lynch e R. Greenberg. 1990. Population declines in migratory birds eastern North America. *Current Ornithology* 7:1-57.
- Askin, R. A., M. J. Philbrick e D. S. Sugeno. 1987. Relationship between the regional abundance of forest bird communities. *Biological Conservation* 39:129-152.
- Bagno, M. A. e J. Marinho-Filho. 2001. A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças. Pp. 495-528. In J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca e J. C. Souza-Silva (eds): Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. Embrapa Cerrados. 899 p.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess e D. A. Hill. 1993. *Bird census techniques*. Academic Press, London.
- Bierregaard Jr, R. O. e P. C. Stouffer. 1997. Understory birds and dynamics habitat mosaics in Amazonian rainforest. Pp 138-155. In: W. F. Laurance e R. O. Bierregaard Jr. (eds.) Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago, London.
- Canaday, C., 1996: Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. *Biological Conservation*, 77, 63-77.
- Carmingnotto, A. P. 1999. Pequenos mamíferos terrestres do Cerrado (Rodentia; Didelphimorphia): seleção de hábitat, áreas de vida e padrões direcionais de deslocamento. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ.
- Debinski, D. M. e R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14 (4): 342-355.
- Eisner, T., J. Lubchenko, E. O. Wilson, D. S. Wilcove e M. J. Bean. 1995. Building a scientifically sound policy for protecting endangered species. *Science* 268: 1231-1232.
- Jasick, F. M. e H. E. Braker. 1983. Food-niche relationships and guild structure of diurnal birds of prey: competition versus opportunism. *Canadian Journal of Zoology* 61:2230-2241.
- Johns, A. D. 1985. Selective logging and wildlife conservation in tropical rain forest: Problems and recommendations. *Biological Conservation* 31: 355-375.
- Johns, A.D. 1991. Responses of Amazonian Rain Forest Birds to Habitat Modification. *Journal of Tropical Ecology* 7: 417-437.
- Lamb, D. J. Parrotta, R. Keenan, and N. Tucker. 1997. Rejoining habitat remnants; restoring degraded rainforest lands. Pp. 366-385. In: W. F. Laurance e R. O. Bierregaard Jr. (eds.) Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago, London.
- Machado, R. B. 2000. A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília- DF. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília – DF.
- Martinez-Vilalta, A. e A. Motis. 1992. Family Ardeidae (herons). Pp. 376-429. In Hoyo, J. Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.) Handbook of the birds of the world. Vol. 1. Ostrich to Ducks. Lynx Edicions: Barcelona.
- Melo, F. P. de e A. J. Piratelli 1991. Biologia e ecologia do udu-de-coroa-azul (*Momotus momota*). *Ararajuba* 7 (2): 57-61.
- Motta-Jr, J. C. 1991. A exploração de frutos como alimento para aves de mata de Cerrado. Dissertação de Mestrado, Unesp, Rio Claro.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355-364.
- Pimm, S. L. 1991. *The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities*. Chicago: The University of Chicago Press. 434 pp.
- Polis, G. A. 1999. Why are parts of the world green? Multiple factors control productivity and the distribution of biomass. *Oikos* 86: 3-15.
- Restrepo, C. L. M. Renjifo e P. Marples. 1997. Frugivorous birds in fragmented Neotropical Montane Forest: landscape pattern and body mass distribution. Pp 171-189. In: W. F. Laurance e R. O. Bierregaard Jr. (eds.) Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago, London.
- Rodrigues, M. 1995. Spatial distribution and food utilization among tanagers in southeastern Brazil (Passeriformes: Emberizidae) *Ararajuba* 3: 27-32.
- Sick, H. 1985. *Ornitologia Brasileira: uma introdução*. Brasília, Editora da UnB. 2v.
- Sick, H. *Ornitologia Brasileira*. 2 ed. Rev. Aum. Rio de Janeiro : Nova Fronteira, 1997.
- Silva, J.M.C. da. 1995. Avian inventory of the Cerrado region, South America: implications for biological conservation. *Bird Conservation International* 5: 315-328.

- Stouffer, P., and R. O. Bierregaard, Jr. 1995. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonia, Brazil. *Conservation Biology* 9: 1085-94.
- Stouffer, P., and R. O. Bierregaard, Jr. 1996. Forest fragmentation and seasonal patterns of hummingbird abundance in Amazonian. Brazil. *Ararajuba* 4: 9-15. Stratford e Stouffer 1999
- Strong, D. R. 1992. Are trophic cascades all wet? Differentiation and donor-control in speciose ecosystem. *Ecology* 73: 747-754.
- Terborgh, J., L. Lawrence, P. Percy Nuñez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler, T. D. Lambert e L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923-1926.
- Thiollay, J. M. 1994. Family Accipitridae (hawks and eagles). Pages 52-205 *In* Handbook of the birds of the world. Vol. 2. New World vultures to guineafowl (J. del Hoyo, A. Elliott, and J. Sargatal, Eds.). Lynx Edicions, Barcelona.
- Thiollay J. M. 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: a neotropical forest study. *Biodiversity and conservation* 6: 1155-1173
- Thiollay J. M. 1999. Long-term dynamics of a tropical savana bird community. *Biodiversity and Conservation* 7 : 1291-1312
- Tocher, M.D., C. Gascon e B. L. Zimmerman. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. Pp. 124-137. *In*: W. F. Laurance e R. O. Bierregaard Jr. (eds.) Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago, London.
- Towsend, C. R., J. H. Harper e M. Begon. 2000. *Essentials of Ecology*. Blackwell Science Inc.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33: 1-25.



## FRAGMENTAÇÃO E OS PROCESSOS ECOLÓGICOS

De ampla extensão em território brasileiro, o Cerrado começou a perder espaço para as atividades antrópicas somente a partir da década de 60, porém a degradação se intensificou a partir dos anos 90 (Pinto 1990). Mantovani e Pereira (1997) e Myers *et al.* (2000) estimaram que apenas 17 e 20% do Cerrado encontram-se em estado original, respectivamente. Assim, a principal ameaça à conservação da avifauna do Cerrado é a rápida perda de hábitat (M.M.A. 1999), decorrente das atividades humanas (Silva 1995), como expansão agropecuária, da malha urbana e utilização do potencial hídrico para geração de energia elétrica. Como agravante, estima-se que 70% do Cerrado não possuem sua avifauna minimamente amostrada (Silva 1995) e esta falta de conhecimento dificulta a elaboração de estratégias de conservação.

Os altos índices de transformação antrópica, mesmo recentes (Pinto 1990), já incluem cerca de 70 espécies de aves do Cerrado como ameaçadas de extinção (Silva 1997). De acordo com Brooks *et al.* (1999), é somente questão de tempo para detectar extinções maciças de espécies em ecossistemas tropicais, como as já observadas em florestas temperadas, e as enormes e crescentes listas de espécies ameaçadas de extinção nos trópicos devido à destruição de habitats confirmam essa previsão.

Atualmente, a conservação da avifauna mundial encontra seu maior obstáculo em ilhas e em áreas tropicais (Thiollay 1988). A fragmentação dos ecossistemas, quer seja pela redução de hábitat ou pela modificação deste, podem reduzir riqueza e abundância nessas regiões (Debinski e Holt 2000) e a avifauna brasileira vem apresentando padrões similares de perda de espécies (Willis 1979, Bierregaard Jr. e Stouffer 1997, capítulos 1 e 2).

A fragmentação de habitats ocasiona mudanças físicas na paisagem, devido à formação de manchas de ecossistemas naturais intercaladas em uma matriz de habitat não adequado (Meffe e Carrol 1997, Freidenburg 1998), como também mudanças nos processos ecológicos nas comunidades existentes nesses fragmentos (Debinski e Holt 2000). As mudanças físicas decorrentes do processo de fragmentação dependem do tipo de impacto que a paisagem sofre.

Se o sistema é terrestre e o modo de fragmentação é a retirada da cobertura vegetal (desmatamento), os remanescentes apresentam mudanças no grau de insolação, temperatura do ar e do solo, umidade, hidrologia, composição do solo etc (Freidenburg 1998). Existem indícios que esses fatores físicos são interdependentes. Assim a alteração do fluxo de ar, luminosidade pode influenciar a temperatura do ar e a composição do solo dentro dos fragmentos (Chen *et al.* 1995). Essas mudanças em ambientes florestais têm alcance desigual: as mudanças no fluxo de ar podem atingir até 240 m do interior do fragmento (Chen *et al.* 1995), já outras alterações, como umidade, temperatura e luminosidade podem se estender até 50 m da borda para o interior do remanescente (Kapos *et al.* 1997). A magnitude dos efeitos físicos e sua penetração nos fragmentos podem mudar de acordo com a variável estudada (Chen *et al.* 1995), com o tipo de ecossistema (Chen *et al.* 1992) e com a matriz adjacente (Camargo e Kapos 1995).

Embora a fragmentação seja mais considerada em sistemas terrestres, processos físicos similares podem ser detectados quando sistemas aquáticos são fragmentados (Freidenburg 1998). Se o modo de fragmentação é o barramento de cursos d'água (como no caso da formação de reservatórios artificiais), são esperadas mudanças claras no fluxo hidrico, transporte de sedimentos, temperatura, substrato, morfologia do leito do rio, química da água etc (Petts 1984). O barramento de rios cria dois habitats alterados diferentes (Figura 4.1): a matriz e o ambiente à jusante, mantendo um habitat inalterado, localizado a montante do reservatório.

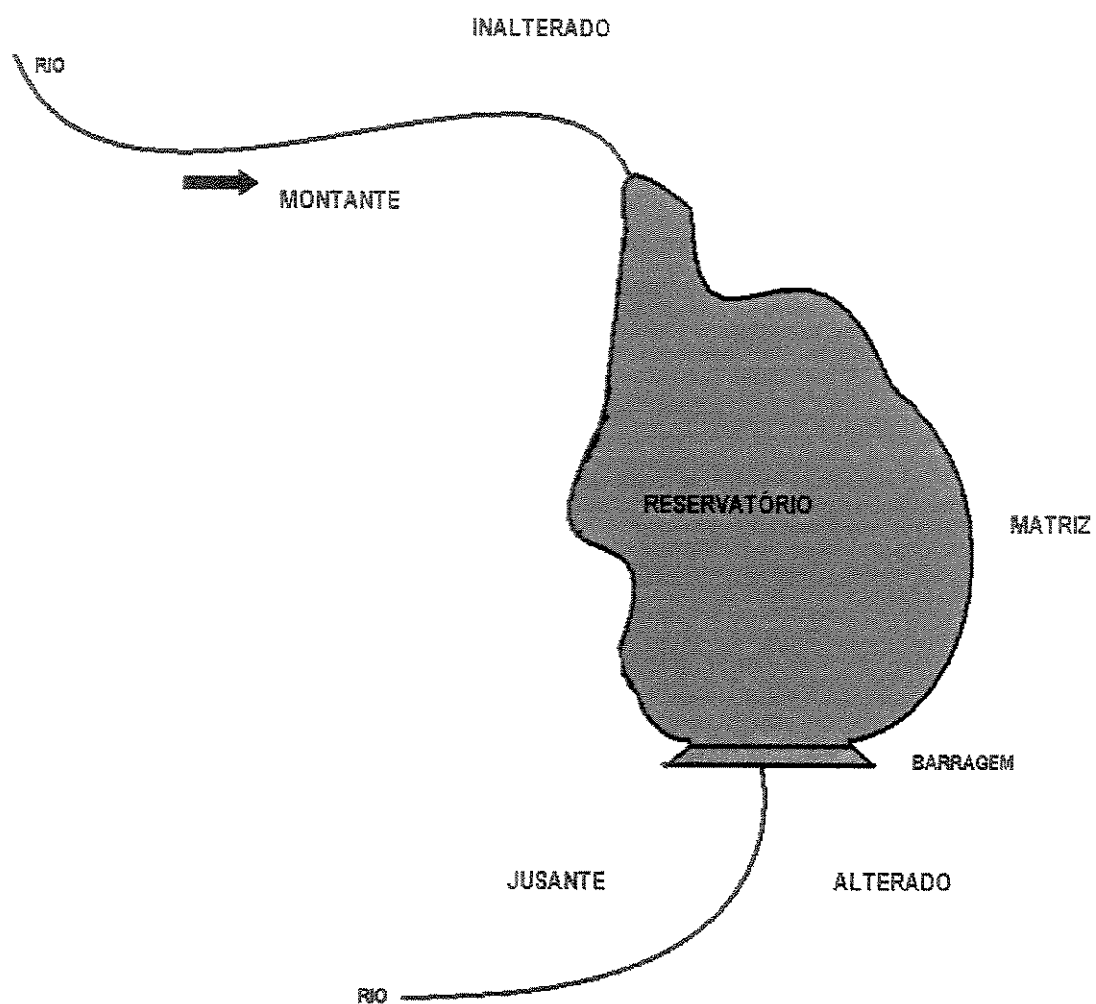


Figura 4.1. Esquema da fragmentação de um rio através de seu barramento. Adaptado de Freidenburg (1998).

A fragmentação também resulta em modificações na parte ecológica (flora e fauna) do remanescente (revisão em Debinski e Holt 2000). As alterações ecológicas, exaustivamente discutidas na literatura e aqui, são considerados como efeitos diretos da fragmentação, assim como são também as alterações físicas e químicas detectadas nos remanescentes (Freidenburg 1998). Assim, a fragmentação tem efeitos diretos nas características físicas, químicas e biológicas, tanto em sistemas terrestres como aquáticos.

A fragmentação envolve muito mais que os efeitos diretos, como por exemplo, as características físicas (umidade, número de espécies *versus* tamanho e grau de isolamento do remanescente) e químicas. Os fragmentos, antes contínuos, passam a sofrer os efeitos indiretos, que se propagam por intermédio das mudanças nas interações ecológicas das espécies, que por sua vez se alteram mediante as mudanças nas condições físicas ocorridas na borda. Esses efeitos podem ser mais difíceis de serem detectados, porém produzem diversas consequências na dinâmica do fragmento (Kareiva 1994, Wiens 1997).

#### AMEAÇAS AOS PROCESSOS ECOLÓGICOS

Existem cerca de oito estudos referentes à fragmentação no Cerrado utilizando aves como modelo de investigação biológica, quase todos realizados no DF (Tabela 4.1). Estes estudos envolveram aspectos de efeito de borda em fragmentos, assimetria flutuante de caracteres bilaterais, efeito do tamanho da área no aumento de riqueza de aves, heterogeneidade do fragmento e riqueza, importância de áreas conectadas, efeito de parasitas e área e, por fim, correlação entre diversidade genética e tamanho do fragmento (Tabela 4.1). A maior parte dos estudos envolve aspectos da estrutura das comunidades de aves, assim o efeito da fragmentação em comunidades pode ser afetado pela qualidade do fragmento e do entorno (Machado 2000, Tubelis 2000, Ferreira 2001),

Tabela 4.1. Estudos realizados em Cerrado com sumário das respostas à fragmentação. Legenda: ni

= não informado

Hipótese	Local	Matriz	Período	Tamanho dos fragmentos	Foco	Resultado	Autor (es)
Aumento da riqueza pela espécie/área	DF e GO	Peri urbana	ou ni	91, 100, 150, 225, 293, 494, 742, 1333 ha	Comunidade	NÃO, porém a relação é positiva quando o entorno está preservado.	Ferreira (2001)
	MG		216 h / 3315 horas/rede	(7,5) 9, 24, 54, 155, 230 ha.	comunidade	SIM	Marini (2001)
Fragmentos preservados e alterados	DF	Peri urbana	1 ano	10000	comunidade	SIM	Tubelis (2000)
Heterogeneidade ambiental/ riqueza	DF	Peri urbana	ou 1 ano	Mata: 172, 241, 243, 268, 326 ha.; cerrado: 166, 558, 126.410, 2.645 ha.	Comunidade	SIM para cerrado <i>stricto</i>	Machado (2000)
	DF	Peri urbana	1 ano	10000 ha.	comunidade		
Efeito de borda e aumento de predação	MG	Pastagens	2 meses	(5,5), 7, 9, 24, 27, 30, 54, 58, 155, 230 ha.	comunidade	NÃO	Melo e Marini (1997)
Efeito de borda e riqueza	BH	urbana	ni	50, 200 e 330 ha.	comunidade	NÃO	Marini (2000)
Ectoparasitas e área do fragmento	BH	Urbana	-	1 a 200 ha.	comunidade	NÃO	Marini (2000)
Corredores aumentando diversidade	DF	Peri urbana	ou 1 ano	Mata: 172, 241, 243, 268, 326 ha. ; cerrado: 558, 2.645, 166, 126.410 ha.	comunidade	SIM para matas	Machado (2000)
Distância genética maior em função da distância espacial	GO e DF	Peri urbana	ou ni	293, 1333, 494 ha.	espécie	NÃO para variabilidade genética; SIM para coeficientes de bandas	Ferreira (2001)
Assimetria flutuante e fragmentos isolados	BH	Urbana	-	-	comunidade	SIM	Ribeiro 1999 <i>apud</i> Marini 2000

onde fragmentos maiores e melhor preservados, em matriz peri-urbana, possuem mais espécies e/ou abundância de aves, o que pode garantir a integridade dos processos ecológicos.

A fragmentação gera impactos diferentes em todos os níveis de organização da ecologia. A fragmentação pode alterar a taxa de predação de ninhos, de parasitismo interespecífico e capacidade de dispersão (Johnson *et al.* 1992, Fahrig e Grez 1996). Os efeitos nos parâmetros demográficos incluem redução da fecundidade (como resultado na predação e parasitismo), alteração da estrutura etária da população (uma vez que menos jovens são adicionados), redução da sobrevivência e também nos eventos de colonização e extinção dessas populações (dinâmica de metapopulação, Hanski e Gilpin [1997]). Os impactos gerados pela fragmentação na comunidade se refletem na diversidade e também na estruturação de cadeia tróficas (capítulo 2 e 3), que por sua vez podem afetar o ecossistema (Holt 1996, Ludwig *et al.* 2000). Assim, a perda de espécies pode modificar muitas das funções ecológicas do ecossistema, tais como decomposição, predação, competição, parasitismo ou polinização (Kareiva 1987, 1990; Klein 1989; Kruess e Tscharntke 1994, Didham *et al.* 1996; Burkey 1997; Steffan-Dewenter e Tscharntke 1997).

#### ISOLAMENTO DO FRAGMENTO E CAPACIDADE DE DISPERSÃO

O isolamento criado pela fragmentação na criação de barreiras para a dispersão das espécies (Mader 1984) é bem conhecido, sendo que o tipo de matriz é importante como agente facilitador ou dificultador desse processo (Debinski e Holt 2000). Para o Cerrado, manter a conectividade entre fragmentos pode promover o aumento da diversidade de aves para as matas, o mesmo não é verdadeiro para os fragmentos de cerrado (Machado 2000). Porém, Andrade (1999) *apud* Marini (2001), observou que 29 das 66 espécies marcadas em um fragmento foram recapturadas em outro fragmento de mata, no Parque Nacional da Serra da Canastra (MG). Isso pode indicar que a

capacidade de dispersão de aves de mata pode ser alta, já que as matas do bioma Cerrado são naturalmente fragmentadas. Em fragmentos de cerrado, pode ser importante que estes remanescentes retenham as características estruturais básicas da vegetação que, na ausência de corredores, pode garantir a diversidade. Tubelis (2000) observou que ocorrem mais espécies em cerrado *sensu stricto* do que em campo limpo, mostrando a importância da estratificação da vegetação do fragmento na manutenção da diversidade. Também verificou que áreas mais alteradas, como pasto, detêm menos espécies que campo limpo, cerca de 50 % a menos de espécies, embora possa parecer, aos olhos humanos, estrutura de vegetação similar (Tubelis 2000). Isso destaca que outros fatores, como tipo de recurso (vegetal ou animal), possam ser também importantes para definir riqueza e composição de espécies de aves. Como em outros estudos de ecologia de paisagem (Machado 2000), o tipo de matriz, tamanho e grau de isolamento do fragmento são características muito importantes para manter a diversidade de aves nesses remanescentes.

Em Serra da Mesa, o estabelecimento de conexões entre os fragmentos é dificultado devido à presença de uma grande lâmina d'água. Para algumas espécies, a matriz aquática não parece impedir a colonização, mas para a grande maioria das espécies, atravessar o reservatório pode ser extremamente difícil (dados de colonização do capítulo 1). Muitas espécies de Passeriformes pereceram afogadas no lago de Serra da Mesa, a maioria de pequeno porte (p. ex. *Thlypopsis sordida*, *Hemithraupis guira*, *Monasa nigrifrons*, entre outras) e algumas de médio porte, como a gralha-cancã (*Cyanocorax cyanopogon*), sabiá-do-barranco (*Turdus leucomelas*), entre outros.

Além disso, o fragmento M<sub>5</sub>, localizado próximo ao continente apresentou a menor variação no número de espécies, sugerindo que a conectividade pode estar influenciando os processo de recolonização, seguido à extinção (efeito 'resgate' Brown e Kodrick-Brown 1977).

## A PREDAÇÃO

Em paisagens altamente fragmentadas, como parques urbanos ou áreas destinadas à agricultura, a taxa de predação de ninhos é alta (Cavalcanti e Pimentel 1988, Vickery *et al.* 1994, Bro *et al.* 2001, Sorace 2001), principalmente próximo à borda do fragmento. Além disso, quanto menor for o fragmento, espera-se maior taxa de predação (alta razão borda/interior), permitindo que os predadores vasculhem o interior do fragmento (Wilcove *et al.* 1986, Robinson *et al.* 1995).

Em florestas fragmentadas da América do Norte, a predação de ninhos tem aumentado perto das bordas da floresta e isso parece ser um fator importante da qualidade do hábitat (Donovan *et al.* 1995, Robinson *et al.* 1995, Wilcove 1985). Porém estudos similares em habitats mediterrâneos não suportam este efeito negativo e a predação de ninhos é mais elevada no interior da floresta do que nas áreas de borda dos fragmentos (Brotons e Herrando 2001).

Para o Cerrado, a predação de ninhos artificiais não foi maior em fragmentos menores (Melo e Marini 1997). Melo e Marini (*op. cit.*) estudaram a predação de ovos em ninhos artificiais em fragmentos entre 5,5 e 230 ha. e observaram que a taxa de predação não aumenta com a diminuição do tamanho da área. Segundo Marini (2000), algumas explicações podem ser dadas sobre a ausência de padrões que já foram encontrados em outras localidades, como o fato das matas de galeria sejam ecologicamente bordas, então não suportariam tais hipóteses. Arango-Vélez e Kattan (1997) também observaram situação similar em relação ao efeito de borda, onde a taxa de predação de ovos em ninhos artificiais foi maior em fragmentos menores, mas não diferiu entre a borda e o interior. É provável que os fragmentos utilizados nos estudos em Cerrado sejam muito pequenos (máximo 300 ha), pois Machado (2000) estimou que o tamanho mínimo para a proteção de comunidades de aves em mosaicos naturais estaria entre 6.638 (para as aves florestais) e 26.405 ha (para as aves associadas ao cerrado).



No fragmento M<sub>42</sub>, indivíduos marcados em 1998 (com anilhas coloridas) de espécies residentes, como *Poospiza cinerea*, *Hemithraupis guira*, *Dacnis cayana*, *Thamnophilus torquatus* e *Thamnophilus punctatus* e que foram acompanhados até o final do estudo. Durante esse período, tais espécies não foram vistas com filhotes. No caso de *Thamnophilus torquatus*, encontrei um ninho, porém os ovos desapareceram antes de eclodirem. Isso pode sugerir que em Serra da Mesa houve possível aumento dos processos ecológicos negativos (predação/competição), representado pelo aumento da riqueza e da diversidade no segundo ano de estudo nos fragmentos estudados. Esse aumento da diversidade pode ter fortalecido o processo conhecido como predação intraguilda (IGP), onde predadores e presas são também competidores (Polis *et al.* 1989, Heithaus 2001).

Em algumas situações, pode ocorrer a assimetria da predação intraguilda, através da competição entre diferentes espécies pelo mesmo recurso basal, sendo que algumas espécies competidoras podem ser utilizadas como presas por outro 'competidor', configurando uma estratégia alternativa em alguns ambientes pobres (Palomares e Caro 1999). Algumas espécies como *Taraba major*, *Pitangus sulphuratus* e *Cyanocorax cyanopogon* (insetívoros e frugívoros) podem consumir ovos e/ou filhotes em sua dieta, embora consumam outros recursos mais regularmente, como insetos e frutas. Em uma ocasião, observei choró-boi (*Taraba major*) perseguindo e bicando um anuro (*Hyla raniceps*) e um grupo de gralhas-cancã (*Cyanocorax cyanopogon*) forrageando próximo ao solo, onde havia um ninho com dois ovos de bacurau (*Nyctidromus albicollis*), que desapareceu posteriormente. No entanto, uma vez que a matriz consegue selecionar várias espécies em relação à capacidade de dispersão, pode ser que daqui a alguns anos, a predação não possa desempenhar o papel de estruturar a comunidade, e as espécies "presas" possam aumentar em abundância, de modo similar ao encontrado por Terborgh *et al* (2001).

## PARASITISMO

As aves são conhecidas pelo cuidado parental que fornecem aos seus filhotes, incubando os ovos, alimentando e protegendo os filhotes ainda no ninho (Sick 1997). Algumas espécies de aves, por outro lado, colocam seus ovos em ninhos alheios, não dando cuidado parental algum para a sua prole, sendo conhecidas como “parasitas”.

A perda de hábitat e a fragmentação têm criado vários problemas para a reprodução de aves. A fragmentação leva a redução do sucesso reprodutivo devido ao aumento no nível de parasitismo, que é principalmente realizado por *Molothrus* spp. (Sick 1997). Essa interação vem aumentando em áreas fragmentadas, reduzindo o sucesso reprodutivo das espécies que são utilizadas pelas fêmeas parasitas (Robinson 1999). Muitos hospedeiros são aves de interior de florestas que ficam expostas após a fragmentação do hábitat, aumentando a probabilidade de encontro pelas fêmeas parasitas (Cavalcanti e Pimentel 1988).

O parasitismo de ninhos também parece apresentar o mesmo padrão da predação, em fragmentos próximos a ambientes altamente modificados, como áreas urbanas e zonas de agricultura, o parasitismo é extremamente alto (Brittingham e Temple 1983, Cavalcanti e Pimentel 1988). Já em fragmentos mais afastados das áreas urbanas, o parasitismo tende a ser menor (Cavalcanti e Pimentel 1988, Kershner e Bollinger 1998). De qualquer maneira, o parasitismo de ninhos é apontado como um dos responsáveis pela extinção de várias espécies em áreas fragmentadas (Arango-Vélez e Kattan 1997).

O estudo de Cavalcanti e Pimentel (1988) mostrou que áreas alteradas pelo homem são mais parasitadas pelo gaudério (*Molothrus bonariensis*) que áreas mais afastadas dos centros urbanos, sugerindo que o parasitismo interespecífico possa ser maior com a alteração da paisagem. Robinson (1999) observou que o sucesso reprodutivo de aves em fragmentos de até 200 ha foi tão

baixo, que o autor denominou a população como “buraco negro”, onde a produção de filhotes não compensa a mortalidade dos adultos.

É provável que a fragmentação de áreas conservadas de Cerrado não favoreça imediatamente o parasitismo. Em Serra da Mesa, onde a presença de *Molothrus bonariensis* foi baixíssima (apenas um registro em três anos de estudo), a fragmentação por si só não favoreceu o aumento dessa espécie parasita. No entanto, pode ser que com o tempo a população do gaudério aumente e que o parasitismo passe a ser um impacto importante da fragmentação.

## OUTROS ESTUDOS

O impacto da fragmentação no Cerrado, embora recente, já pode ter causado efeitos na estrutura genética das populações, devido ao isolamento dos fragmentos. Ferreira (2001) estudou o impacto da fragmentação na estrutura genética da população do endêmico Soldadinho (*Antilophia galeata*), restrito às matas de galeria. Ferreira (2001) usou técnicas moleculares (minissatélite) para calcular a diversidade genética de três populações de *A. galeata*, não encontrando diferenças entre essas populações. Porém, quando comparados os coeficientes de bandas compartilhadas (APD), a população mais isolada e com qualidade pior de ambiente encontrava-se bastante diferenciada das outras duas populações, menos isoladas e mais conservadas (Ferreira 2001). Segundo Ferreira (2001), seus resultados indicam que a distância física associada à alteração ambiental tem potencial para afetar as populações de *A. galeata*, embora os efeitos na análise populacional ainda não tenham sido percebidos.

Outra relação que também se modifica com a fragmentação é o ectoparasitismo. Os ectoparasitas podem aumentar a sua capacidade de infestação devido à proximidade dos indivíduos nos fragmentos, logo após o evento de adensamento ocorrido no segundo ano de estudo. O

aumento do número de ectoparasitas pode diminuir a sobrevivência e capacidade de reprodução individual (Marini 2000), levando a uma conseqüente diminuição da diversidade no fragmento. Estudos realizados no Cerrado não confirmaram a hipótese de que o ectoparasitismo aumenta com a diminuição da área do fragmento (Ribeiro *apud* Marini 2000).

## SERRA DA MESA

Para estudos de fragmentação, a criação do reservatório de Serra da Mesa forneceu a oportunidade de um experimento na natureza sobre como a vida responde quando pressionada em termos de redução e insularização de ambientes. A construção de hidrelétricas no bioma Cerrado está sendo estimulada pelo governo federal (ONS 2001), que deve perder vastas áreas devido ao barramento de grandes rios, como o Tocantins. A idéia é que sejam AHE's (Área de Aproveitamento Hidrelétrico), como é o caso de Serra da Mesa, onde diversas represas são construídas em seqüência. O processo de alagamento de grandes áreas será repetido durante o planejamento dessas hidrelétricas e as áreas inalteradas (Figura 4.1) serão escassas.

Durante o enchimento do reservatório, os fragmentos são os topos de morros e estão isolados do continente por extensos volumes d'água (*land brigdes island* de Diamond 1972). Muitas mudanças ecológicas podem ocorrer alterando a estrutura e dinâmica da comunidade, causando extinções locais e diminuindo a diversidade da região.

Esse estudo acompanhou os processos ecológicos que ocorreram antes, durante e após a fragmentação, diferenciando da maioria dos estudos de fragmentação realizados no Brasil. Nesse estudo, detectei alterações ambientais em três níveis da comunidade de aves, influenciando a estrutura e a dinâmica da avifauna da região.

O efeito da fragmentação é negativo na riqueza de aves em todos os fragmentos estudados, os índices de relaxamento são considerados baixos (meia vida curta), e a meia vida dos fragmentos é, em média, quatro anos (excluindo M<sub>5</sub>), que representa período muito curto para a perda de 50% das espécies. A dinâmica de colonização e desaparecimento das espécies nos fragmentos é variável, englobando espécies persistentes, flutuantes e que desapareceram dos fragmentos, indicando a resposta das espécies não deve ser generalizada.

As mudanças na diversidade ecológica da comunidade de aves também foram negativas, ou seja, a diversidade diminuiu na região, independente do fragmento. A substituição de espécies foi muito alta nos fragmentos, indicando que as comunidades modificaram a sua composição rapidamente, respondendo negativamente ao impacto. Algumas espécies foram responsáveis pela mudança da comunidade e muito da substituição de espécies da comunidade foi devido ao desaparecimento de espécies.

A comunidade trófica também se modificou em relação aos anos, porém essa mudança dependeu do tipo de guilda. Alguns grupos foram muito afetados, como os predadores, e outros parecem ser indiferentes ao impacto (nectarívoros).

O impacto causado pela formação do reservatório de Serra da Mesa trouxe consequências negativas de modo geral para a comunidade de aves, não somente na redução de espécies mas na estrutura dessas comunidades. De acordo com o índice de relaxamento, em cerca de quatro anos a comunidade poderá alcançar um novo número de espécies, menor, e pode vir a estabilizar-se. No entanto, a comunidade de aves não parece estar sujeita apenas aos impactos sofridos pela perda de habitat. Acoplada à criação do reservatório, muitas atividades econômicas se desenvolvem, como pesca e turismo e embora estejam disfarçadas de 'turismo ecológico', muitas vezes representam

aumento da pressão de caça (várias observações) e da captura de indivíduos para comercialização (pets).

## ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO

A Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel) publicou recentemente o Atlas da Energia Elétrica no Brasil, discutindo exaustivamente as diferentes formas de obtenção de energia e as vantagens da utilização do potencial hidráulico brasileiro. Com o potencial instalado na ordem de 61 MW (37% do potencial inventariado), o governo brasileiro tem estimulado a construção de várias hidrelétricas, muitas já em construção e outras outorgadas.

Cerca de 20 hidrelétricas estão em fase de construção no País, estando algumas no bioma Cerrado (Tabela 4.1). Vinte e três projetos estão outorgados (construção não iniciada até janeiro de 2002), com pretensão de adicionar cerca de 4 MW ao sistema elétrico (Aneel 2002), com 35% dessa geração oriunda de projetos hidrelétricos no Cerrado (Tabela 4.2).

Além dessas grandes obras, ainda está previsto a construção de diversas pequenas centrais hidrelétricas (PCHs), que introduzirão ao sistema cerca de 5 MW.

A expansão do setor elétrico parece ignorar os aspectos socioambientais, considerando que “as consequências indesejáveis não são entraves absolutos à exploração dos potenciais remanescentes” (Aneel 2002). As justificativas são de que os maiores aproveitamentos já foram construídos e que existem medidas para diminuir o impacto por meio das ações mitigatórias e compensatórias, previstas na legislação brasileira.

As mudanças sofridas pela comunidade de aves ao longo dos anos de estudo em Serra da Mesa foram drásticas e podem consolidar a idéia de que o sistema energético brasileiro acarreta diminuição da biodiversidade do Cerrado.

Tabela 4.2. Centrais hidrelétricas em construção no Brasil (exceto micro e PCHs), dados de janeiro de 2002. Fonte Aneel (2002).

Usina	Proprietário(s)	Município(s) – UF	Rio	Geração. (kW)
Luís Eduardo Magalhães	CEB, EDP, Investco, Paulista e Rede Lag	Miracema do Tocantins - Palmas – TO	Tocantins	850.000
Cana Brava	Companhia Energética Meridional	Cavalcante e Minaçu – GO	Tocantins	450.000
Ponte de Pedra	Ponte de Pedra Energética S/A	Itiquira – MT e Sonora – MS	Correntes	176.100
Itiquira I e II	Triunfo Part. e Investimentos S/A	Itiquira – MT	Itiquira	156.000
Corumbá IV	Corumbá Concessões S/A	Luziânia – GO	Corumbá	127.000
Guaporé	Min. Santa Elina e Tangará Energia S/A	Pontes e Lacerda – MT	Guaporé	120.000
Jauru	Cinco Estrelas Agrop. e Queiroz Galvão	Indiavaí e Jauru – MT	Jauru	110.000
Queimado	Cia. Energética de Brasília e CEMIG	Cristalina – GO e Unai – MG	Preto	105.000
Ponte de Pedra	Eleticidade de Mato Grosso Ltda.	São José do Rio Claro – MT	Pte. De Pedra	30.000

Tabela 4.3. Usinas hidrelétricas outorgadas (construção não iniciada até janeiro de 2002). Fonte Aneel (2002).

Usina	Empresa (s)	Município(s) – UF	Rio	Geração (kW)
Peixe Angical	Energia Paulista, Enerpeixe e Rede Peixe Energia	Peixe – TO	Tocantins	452.000
Capim Branco I	C. Corrêa, Cemig, CBE, CAP, CMM e CVRD	Araguari – MG	Araguari	240.000
Capim Branco II	C. Corrêa, Cemig, CBE, CAP, CMM e CVRD	Araguari – MG	Araguari	210.000
Serra do Facão	Alcoa, CBA, DME e Votorantim Cimentos Ltda.	Catalão – GO	São Marcos	210.000
Corumbá III	Energética Corumbá III S/A	Luziânia – GO	Corumbá	93.600
Itumirim	Companhia Energética Itumirim	Aporé – GO	Corrente	50.000
Espora	Fuad Rassi, Engenharia Indústria e Comércio Ltda.	Aporé – GO	Corrente	32.000
Salto das Nuvens	Companhia Paulista Ferro-Ligas	Tangará da Serra – MT	Sepotuba	20.000

Se não é possível desestimular a criação de barragens, pois o potencial energético brasileiro encontra-se principalmente nessa área, então restam adotar medidas que venham a mitigar e compensar o impacto sofrido pela comunidade animal.

Grandes empreendimentos devem aplicar em ações mitigatórias e compensatórias no mínimo 0,5% do valor total da obra (R\$ 1,7 bilhões no caso dessa UHE). Em Serra da Mesa foi aplicado cerca de 10 milhões de reais, bem acima do previsto em lei. No entanto, esse valor inclui todo o custo de desapropriação dos fazendeiros e/ou moradores de pequenas vilas na área do reservatório, onerando o orçamento destinado ao meio ambiente.

As ações mitigatórias normalmente propostas para empreendimento que alteram a natureza (de acordo com a Resolução CONAMA no. 001/86), podem ser divididas em duas grandes áreas: medidas sociais e as ambientais. As medidas sociais estão relacionadas às pessoas que vivem no local e as medidas ambientais envolvem o monitoramento da fauna, elaboração do banco de germoplasma e resgate da fauna. As medidas mitigatórias em Serra da Mesa incluíram, dentre outras coisas, o inventário prévio da região e o programa de monitoramento da fauna, fornecendo oportunidade para realização desse estudo. As mudanças detectadas na composição da avifauna foram espécie-específicas e a continuidade desse tipo de programa em outras hidrelétricas poderá facilitar o entendimento dos processos de fragmentação.

As ações compensatórias tendem a promover o equilíbrio entre a perda do hábitat na região do empreendimento e a criação de unidades de conservação, ou a implementação de UC's já existentes. No caso de Serra da Mesa, Furnas Centrais Elétricas apoiaram o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros e o Parque Estadual Ulisses Guimarães (ambos em Goiás).

De acordo com os dados obtidos nesse estudo, as áreas que permaneceram acima da cota de inundação do reservatório sofrem negativamente o impacto da redução e insularização de hábitat.



Assim, além de manter os fragmentos (ilhas), a preservação da avifauna se faz necessária através da criação de unidades de conservação, não somente do apoio as já existentes. Isso porque o ambiente foi irremediavelmente perdido e as unidades apoiadas já existiam.

A grande maioria dos fragmentos em Serra da Mesa é menor que 1 ha e os resultados desse estudo mostram que essas áreas perdem riqueza e diversidade, alterando a sua estrutura trófica, porém ainda assim conseguem manter espécies em seus limites. Para compensar o impacto sofrido pela avifauna, seria necessária, além da preservação legal das 'ilhas', a criação de uma unidade de conservação de igual tamanho ao perdido pelo reservatório, de preferência em conexão com outras áreas protegidas, no caso o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros.

Cumprir a lei é o mínimo que empresas de grande porte podem fazer em prol do meio ambiente e do retorno financeiro que obtêm com o uso desses recursos. Investir em qualidade de vida, de todas as formas de vida, é pensar no futuro, na oportunidade de todos aproveitarem os recursos naturais de modo igualitário. Exigir outro comportamento da sociedade moderna em relação ao meio ambiente, estando balizado em estudos científicos, é o primeiro passo da mudança.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Nacional de Energia Elétrica. 2002. *Atlas de Energia Elétrica do Brasil*. Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, ANEEL (SIH), Brasília, DF.
- Arango-Velez, N. e G. H. Kattan. 1997. Effects of forest fragmentation on experimental nest predation in Andean Cloud Forest. *Biological Conservation* 81: 137-143.
- Bierregaard, Jr. R. O. e P. C. Stouffer. 1997. Understory birds and dynamic and habitat mosaics in Amazonian rainforests. Pages 138-157. In: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. Eds. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago, London.
- Brittingham, M. e S. Temple. 1983. Have cowbirds caused forest songbirds to decline? *BioScience* 33:31-35.
- Bro, E., F. Reitz, J. Clobert, P. Migot e M. Massot. 2001. Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge *Perdix perdix* survival in France. *Ibis*: 143 (1): 56-60.
- Brooks, M. T., S. L. Pimm e J. O. Oyugi. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragment. *Conservation Biology* 13(5): 1140-1150.
- Brotons, L. e S. Herrando. 2001. Factors affecting bird communities in fragments of secondary pine forests in the north-western Mediterranean basin. *Acta Oecologica* 22 (1): 21-31.
- Burkey, T. V. 1997. Metapopulation extinction in fragmented land-scapes: using bacteria and protozoa communities as model ecosystems. *American Naturalist* 150:568-591.
- Camargo, J. L. C. e V. Kapos. 1995. Complex edges effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Cavalcanti, R. B. e T. M. Pimentel. 1988. Shiny cowbird parasitism in Central Brazil. *Condor*. 90: 40-43.
- Chen, J., J. F. Franklin e T. A. Spies. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2: 387-396.
- Chen, J., J. F. Franklin e T. A. Spies. 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5: 74-86.
- Debinski, D. M. e R. D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14 (4): 342-355.
- Diamond, J. M. 1972. Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of Southwest Pacific Island. *Proceeding of the National Academy of Sciences of U.S.A.* 69: 3199-3203.
- Didham, R. K., J. Ghazoul, N. E. Stork, A. J. Davis. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11:255-260.
- Donovan T.M., F. R. Thompson, J. Faaborg e J. R. Probst. 1995. Reproductive success of migratory birds in habitat sources and sinks. *Conserv. Biol.* 9 (1995) 1380-1395.
- Fahrig, L. e A. A. Grez. 1996. Population spatial structure, human-caused landscape changes and species survival. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 5-13.
- Ferreira, A. A. 2001. A fragmentação de matas de galeria e a diversidade genética de *Antilophia galeata* (Aves: Pipridae) no Planalto Central. Tese de Doutorado em Ecologia, Universidade de Brasília.
- Freidenburg, L. K. 1998. Physical effects of habitat fragmentation. Pp. 66-79. In Fiedler, P. L. e P. M. Kareiva (eds) *Conservation Biology: for the coming decade*. 2 ed. Chapman e Hall.
- Hanski, I. e M. E. Gilpin (eds.). 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, London. 512 p.
- Heithaus, M. R. 2001. Habitat selection by predators and prey in communities with asymmetrical intraguild predation. *Oikos* 92(3): 542-554.
- Holt, R. D. 1996. Food webs in space: an island biogeographical perspective. Pp 313-323. In Polis G.A. e K. O. Winemiller (eds) *Food webs*. Chapman Hall, New York.
- Johnson, A.R., J.A. Wiens, B.T. Milne, and T.O. Crist. 1992. Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology* 7:63-75.
- Kapos, V., E. Wandelli, J.L. Camargo e G. Ganade. 1997. Edge-related changes in Environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. Pp. 33-44. In: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. Eds. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. Chicago, London.
- Kareiva, P. 1987. Habitat-fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature* 326:28-290.
- Kareiva, P. 1990. Population dynamics in spatially complex environments: theory and data. *Philosophical Transaction Royal Society of London B* 330: 175-190.

- Kareiva, P. 1994. Higher order interactions as a foil to reductionist ecology. *Ecology* 75:1527-1528.
- Kershner, E.L. e E.K. Bollinger. 1998. Reproductive success of grassland birds at east-central Illinois airports. *American Midland Naturalist* 136:358-366.
- Klein, B. C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* 70: 1715-1725
- Brown, J. H. e A Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Kruess, A. e T. Tscharntke. 1994. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science* 264:1581-1584
- Ludwig, J.A., J.A. Wiens, and D.J. Tongway. 2000. A scaling rule for landscape patches and how it applies to conserving soil resources in tropical savannas. *Ecosystems* 3:84-97.
- Machado, R. B. 2000. A fragmentação do cerrado e a avifauna na região de Brasília, DF. Tese de Doutorado em Ecologia, Universidade de Brasília.
- Mader, H. J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29: 81-96.
- Mantovani, J. E. e A. Pereira. 1998. Estimativa da integridade da cobertura vegetal do Cerrado/Pantanal através de dados TM/Landsat. Publicação on line (<http://www.bdt.org.br/workshop/cerrado/br/inpe>, data de acesso: 15/09/01)
- Marini, M. Â. M. 2000. Efeitos da fragmentação florestal sobre as aves de Minas Gerais. Pp. 41-54. In Alves, M. A. S., J. M. C. Silva, M. Van Sluys, H. G. Bergalo e C. F. D. Rocha (org.) A ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas. Editora do Estado do Rio de Janeiro.
- Marini, M. Â. M. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International* 11: 11-23.
- Meffe, G.K. and Carrol, R. (eds.) (1997). *Principles of Conservation Biology*. 2 ed. Sinauer, Sunderland.
- Melo, C. e M.Â. Marini. 1997. Predação de ninhos artificiais em fragmentos de matas do Brasil Central. *Ornitologia Neotropical* 7:
- Ministério do Meio Ambiente - M. M. A. . 1999. Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal. Ministério do Meio Ambiente – Funatura – Conservation International – Fundação Biodiversitas – Universidade de Brasília, Brasília, D.F.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* 2: 58- 62
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Operador do Sistema Nacional de Energia. 2001. *Planejamento anual da operação energética*. Governo Federal, Brasil. 80 p.
- Palomares, F. e T. M. Caro. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *American Naturalist* 153: 492-508.
- Petts, G. E. 1984. *Impounded rivers: perspective for ecological management*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Pinto, M. N. (ed.). 1990. *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília, Editora Univ. Brasília.
- Pollis, G. A., C. A. Myers e R. D. Holt. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: potencial competitors that eat each others. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 297-330.
- Robinson, S. K. 1999. Conservation of breeding forest birds in the American Midwest. Resumo do Simpósio de "Grassland and forest bird session at the National Biologists Training Session", Abril, Saint Louis, MO.
- Robinson S.K., F. R. Thompson, T. M. Donovan, D. R. White-head e J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987-1990.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira. 912 pp.
- Silva, J.M.C. da. 1995. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia* 21: 69-92.
- Silva, J.M.C. da. 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. *Biodiversity and Conservation*. 6: 435-450.
- Sorace, A. 2001. Value to Wildlife of Urban-Agricultural Parks: A Case Study from Rome Urban Area. *Environmental Management* 28 (4): 547-560.
- Steffan-Dewenter, I., T. Tscharntke. 1997. Bee diversity and seed set in fragmented habitats. *Acta Horti* 437:231-234
- Terborgh, J., L. Lawrence, P. Percy Nuñez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler, T. D. Lambert e L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923-1926.
- Thioly, J-M. 1988. Forest fragmentations and the conservation of raptors: a survey on the Island of Java. *Biological Conservation* 44: 229-250.
- Tubelis, D. P. e R. B. Cavalcanti. 2000. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado central region, Brazil. *Bird Conservation International* 10:331-350

- Vickery, P. D., M. L. Hunter, Jr. e S. M. Melvin. 1994. Effects of habitat area on the distribution of grassland birds in Maine. *Conservation Biology* 8:1087-1097.
- Wiens, J. A. 1997. Metapopulation dynamics and landscape ecology. Pp. 43-62 *In* Hanski, I. A. e M. E. Gilpin (eds) *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press.
- Wilcove D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory song birds. *Ecology* 66: 1211-1214.
- Wilcove, D.S. C.H. McLellan, and A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pp. 237-256 *In* M. E. Soule (ed) *Conservation Biology: the science of scarcity and species richness*. Sinauer Associates. Sunderland, Mass.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33: 1-25.