

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

**MARCELO ALEJANDRO VILLEGAS VALLEJOS**

**EFEITOS DE DESMATAMENTO NA ESTRUTURA DA AVIFAUNA EM UM FRAGMENTO DE  
FLORESTA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL**

**CURITIBA**

**2014**

**MARCELO ALEJANDRO VILLEGAS VALLEJOS**

**EFEITOS DE DESMATAMENTO NA ESTRUTURA DA AVIFAUNA EM UM FRAGMENTO DE  
FLORESTA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Emygdio L. de A. Monteiro Filho

**CURITIBA**

**2014**



Ministério da Educação  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
Setor de Ciências Biológicas  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



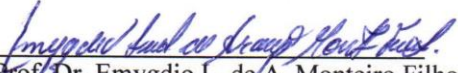
## PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu Marcelo Alejandro Villegas Vallejos para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

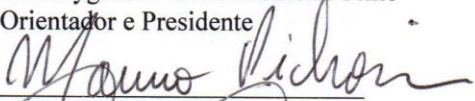
Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 11 de março de 2014.

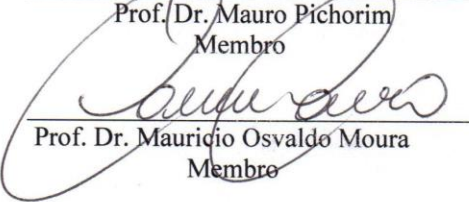
BANCA EXAMINADORA:

  
Prof. Dr. Emygdio L. de A. Monteiro Filho

Orientador e Presidente

  
Prof. Dr. Mauro Pichorim

Membro

  
Prof. Dr. Mauricio Osvaldo Moura

Membro

Visto:

  
Prof.ª. Dra. Maria Regina Torres Boeger

Coordenadora do PPG-ECO

Vallejos, Marcelo Alejandro Villegas

Efeitos de desmatamento na estrutura da avifauna em um fragmento de floresta Atlântica do Sul do Brasil; orientador Emygdio L. de A. Monteiro Filho. – Curitiba, Pr: 2014.

52 fls.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, 2013.

1. Avifauna - Desmatamento. 2. Floresta Atlântica - Brasil – região Sul. I. Monteiro Filho, Emygdio L. de A., orient. II. Título.

## **Agradecimentos**

Sou tremendamente grato a um grande número de pessoas que de diversas formas fizeram parte da trajetória que vivi ao longo deste projeto. Agradeço especialmente à minha alma companheira, Tatá, pelo carinho e compreensão que me fornece há tantos anos, sendo ela a grande incentivadora de meu crescimento diário. Também gostaria de destacar minha profunda e eterna gratidão a meus pais e meu irmão por constantemente me auxiliarem em meu desenvolvimento pessoal e profissional.

Muitos amigos marcaram sua participação em campo e no escritório, e certamente não estou livre de cometer injustas omissões de alguns nomes. Não obstante, apresento aqui minha gratidão a todos vocês. Dentre as pessoas que colaboraram nos primeiros passos do estudo, no planejamento e nas amostragens iniciais, destaco Arthur Bispo e Albert Aguiar. Outros foram parceiros constantes nos últimos anos, em especial Fernando Venâncio, Gilberto Souza Filho, Lucas Mariotto e Beatrice Boraschi dos Santos. Contribuição fundamental também surgiu de inúmeras horas de conversas construtivas com Fernando Straube, Leonardo Deconto e Alberto Urban Filho. Houveram ainda personagens que contribuíram nos minutos finais da preparação do manuscrito: Caio Louzada, que me auxiliou pacientemente em algumas análises; Rodrigo Moro Rios pela revisão do resumo em inglês; e Dione Seripierri pela gentil preparação da ficha catalográfica.

Agradecimento especial dedico ao Emygdio, que tem me auxiliado desde o início de minha formação acadêmica, e a todos os membros da banca pelas valiosas contribuições ao trabalho, que enriqueceram sobremaneira o presente documento.

Finalmente, o trabalho pôde ser desenvolvido graças à tutela da Hori e do apoio das empresas responsáveis pela construção da usina Mauá, dentre as quais destaco o apoio e incentivo de Júlia Santos e sua equipe da Companhia Paranaense de Energia.

## Sumário

<b>Resumo</b>	6
<b>Abstract</b>	8
<i>Introdução</i>	10
<i>Área de estudo</i>	12
<i>Procedimentos</i>	14
<i>Resultados</i>	19
<i>Discussão</i>	27
<i>Considerações finais</i>	34
<i>Referências</i>	37
<b>Apêndice 1</b>	45
<b>Apêndice 2</b>	46

## Resumo

Este estudo objetivou caracterizar os efeitos do afugentamento e consequente adensamento de aves em um remanescente florestal adjacente a áreas recém suprimidas. O trabalho foi realizado acompanhando os processos de supressão vegetacional associados à formação do reservatório de uma hidrelétrica na região centro-nordeste do Paraná, sul do Brasil. Amostrei a avifauna em duas etapas distintas: anteriormente a qualquer intervenção na área, caracterizando o período pré-impacto; e durante o processo de supressão da vegetação e posterior enchimento do reservatório, definido como período durante o impacto. A amostragem baseou-se em métodos visuais e aurais, por pontos de escuta, para registro da avifauna florestal. Detectei alterações na distribuição de abundância de aves devido ao adensamento desencadeado pela fuga durante o impacto, efeito que dissipou a influência da sazonalidade sobre a abundância de aves no local. Alterações não quantificadas no comportamento vocal das aves também foram detectadas, quando se flagraram atividades vocais em períodos atípicos a determinadas espécies, refletidas em sua abundância nas amostragens. Tal distúrbio causou efeitos profundos na avifauna, como aumentos pontuais na riqueza e diversidade e mudanças na composição de espécies depois do impacto. Além disso, a estruturação das guildas de aves também foi afetada pelo incremento de aves dispersas das áreas impactadas, sobrepujando efeitos da sazonalidade durante o impacto e alterando a dominância relativa das guildas da comunidade. Em conjunto, meus resultados ilustram que a ocorrência de fuga de aves das áreas suprimidas pode afetar profundamente os remanescentes dos arredores, devido à busca de novas áreas para se estabelecer. Ainda, a composição da avifauna e a estrutura das guildas se alterou sensivelmente durante o impacto, indicativo de que a resposta de fuga das espécies é idiossincrática, ou seja, nem todas as aves e guildas são afetadas da mesma forma. O presente estudo gerou resultados semelhantes aos observados em outras regiões e com outros táxons e reforçam a concepção de que a fuga de aves após perda de habitat florestal leva ao adensamento de espécimes nos remanescentes vizinhos. Este fenômeno, por sua vez, pode causar efeitos profundos na comunidade residente, tratando-se de impacto pontual mas potencialmente relevante para alguns conjuntos de aves. Os efeitos do adensamento foram verificados ao longo dos mais de 600 dias de acompanhamento do impacto, indicativo de que a influência da fuga pode ser muito mais duradoura em algumas situações.

Palavras-chave: adensamento, biodiversidade, perda de habitat, distúrbios humanos, ecologia aplicada

## Abstract

In this study I examined the effects of crowding on a forest bird community in a forest remnant following habitat loss. Deforestation was carried out by clear-cutting and flooding along with the construction of a hydropower plant dam at Paraná state, southern Brazil. This research started previously to impacts (“pre-impact” stage) and the sampling period included the deforestation and flooding processes (“ongoing impact” stage). Bird sampling relied on a visual and aural method, namely point counts, which resulted in quantitative records of forest birds. I’ve detected changes on bird’s abundance distribution due to crowding, which was triggered by specimens fleeing from the impacted areas. The fleeing effect dissipated the influence of seasonality over the abundance of local birds during winter. Changes on bird vocal behavior were also detected through vocal activity records of some species in odd times of day. This altered vocal activity had an effect on the relative abundance data. Environmental disturbance caused increases in richness and diversity, along with changes in species composition on the bird community during the impact stage. Additionally, the structure of bird’s guilds were also affected by the increase of specimens leaving impacted areas, overcoming seasonality effects during winter and changing the relative dominance of some guilds in the community. Altogether, my findings illustrate that fleeing birds from suppressed areas can profoundly affect the surrounding remnant habitats due the crowding effect of these escapees in search for new areas to settle. Additionally, avifaunal composition and guild structure changed during impact, indicating that the escape response of the species is idiosyncratic, i.e., not all birds and guilds are affected in the same way. Similar results were gathered in other regions and with other taxa reinforcing the idea that bird displacement after forest loss leads to crowding of specimens in remnant habitats. This phenomenon may have profound effects on the resident community, and even a temporary impact would be relevant to a given set of birds. The effects of crowding were observed throughout most of the 600 days of sampling, indicating that the crowding effect may be long-standing in certain situations.

Key-words: crowding, biodiversity, habitat loss, human disturbance, applied ecology



**Nota de formatação:** a dissertação foi redigida em português e formatada conforme normas do periódico Natureza & Conservação (ISSN online 2178-3675/ISSN impresso 1679-0073), título que possui fator de impacto de 1,467 e é classificado como Qualis B1 pela CAPES na área de Biodiversidade.

## Introdução

Em regiões tropicais, o desmatamento é a principal ação humana que leva à perda de habitat. Historicamente, foi conduzido pela colonização, mas hoje potencializado pela expansão de atividades econômicas (Laurance 2010). Os estudos que avaliam efeitos do desmatamento sobre a fauna têm buscado compreender aspectos da fragmentação de habitats (Turner 1996; Debinski & Holt 2000), sendo que as aves constituem um dos grupos de organismos mais bem estudados nesse aspecto (Sodhi *et al.* 2011; Tobias *et al.* 2013; Bregman *et al.* 2014). No Brasil grande parte dessas pesquisas concentra-se na Região Amazônica, onde se desenvolve o Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), nas imediações de Manaus (*e.g.* Stouffer *et al.* 2008), embora exista outro conjunto de projetos que abrange paisagens fragmentadas da Mata Atlântica no sudeste do país (Willis 1979; Aleixo & Vielliard 1995; Piratelli *et al.* 2008).

Os impactos do processo de desmate estão invariavelmente atrelados a lapsos temporais, ou seja, os efeitos diretos do dano não são refletidos de imediato na avifauna, uma vez que o componente biótico tarda em responder à perda de habitat (Brooks *et al.* 1999; Ewers & Didham 2006). Em última instância este lapso culmina no débito de extinção, processo que implica na perda futura e determinística de espécies em decorrência de impactos ambientais passados (Tilman *et al.* 1994). As evidências de médio e longo prazos acumuladas ilustram a efetiva perda de espécies ao longo do tempo (Sodhi *et al.* 2004; Bregman *et al.* 2014), assim como efeitos secundários da colonização e alteração de assembléias de aves em fragmentos estudados por muitos anos (Robinson 2001; Stouffer *et al.* 2011).

Além dos danos diretos da supressão vegetacional e da fragmentação de habitats lindeiros, efeitos mais imediatos da perda de habitat incluem aumentos populacionais nos remanescentes não impactados, desencadeados pelo influxo de animais que escapam da área afetada e adentram os refúgios (Debinski & Holt 2000), tal como após catástrofes naturais, a exemplo de grandes incêndios

(Atwood *et al.* 1998; Kirkpatrick *et al.* 2002) e em casos de desmatamento antropogênico (Bierregaard & Lovejoy 1989; Hagan *et al.* 1996). Devido a esses deslocamentos da fauna ocorre um adensamento populacional que é perceptível especialmente com animais de alta mobilidade, como é o caso das aves (Bierregaard & Lovejoy 1989). As consequências dessas perdas repentinas de habitats ainda carecem de avaliações empíricas, mas espera-se que o comportamento territorial de algumas espécies gere disfunções comportamentais, uma vez que há a probabilidade de ocorrer maior número de embates agonísticos (Hagan *et al.* 1996) que podem desestabilizar as comunidades residentes, potencialmente afetando a aptidão dessas populações (Rodrigues 2006). Adicionalmente, efeitos estocásticos, como períodos de recursos escassos que levam a reduções populacionais regulatórias em uma situação de equilíbrio, podem ter efeitos exacerbados após o adensamento, elevando o risco de extinções locais (Neubert *et al.* 2009). Esses potenciais efeitos em cascata podem afetar negativamente a estrutura e dinâmica da comunidade que recebe esse influxo de fugitivos (Metcalf *et al.* 2007).

Outra característica biológica das aves que pode estar associada aos efeitos de fuga é a especialização diferencial no uso de habitat, sendo que algumas espécies utilizam microhabitats bastante particulares dentro de ambientes florestados (Belmaker *et al.* 2012). Nesse sentido, espécimes afugentados das áreas desmatadas podem não se estabelecer nos remanescentes por inexistirem ambientes propícios à sua ocupação. Além disso, muitas espécies são fiéis a seus territórios, tendo sido diagnosticado que, a exemplo de alguns mamíferos (Newell 1999), essas aves não abandonam suas áreas de vida originais mesmo após o desmate (*e.g.* Gomes *et al.* 2012). Assim, o adensamento não é necessariamente homogêneo a toda a comunidade, pois a capacidade diferencial de fuga implica que algumas espécies ou grupos funcionais podem sofrer mais com o adensamento, ao passo que outras podem não sentir qualquer tipo de efeito (Grez *et al.* 2004).

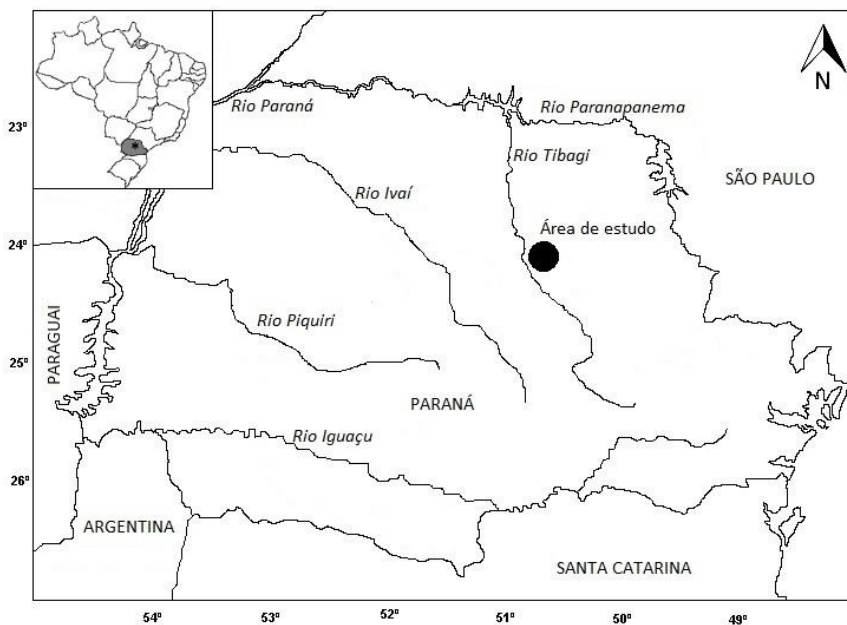
Com o objetivo de levantar informações empíricas dos impactos do desmatamento sobre comunidades biológicas em uma área de Mata Atlântica do sul do Brasil, este estudo buscou avaliar os

efeitos da perda de habitat florestal sobre a avifauna no entorno de uma área sujeita à supressão vegetacional durante a construção do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Mauá, no Estado do Paraná. Mais especificamente, tenho o objetivo de quantificar o adensamento causado pela fuga avifauna durante a incidência de um desmate planejado, assim como avaliar como o influxo de indivíduos afeta a comunidade adjacente. Parto da expectativa da fuga, tendo em vista a alta mobilidade das aves e trabalho com a hipótese central de que o adensamento altere a comunidade de aves quanto à sua riqueza e diversidade. Em virtude da heterogeneidade de ambientes florestais, espero que a área impactada e, portanto, a origem das aves que deverão ser afugentadas, seja diferente da área remanescente, onde os espécimes afugentados podem se refugiar. Nesse sentido, espécies que não estabelecem territórios em habitats presentes nos remanescentes, quando afugentados de suas áreas originais podem se incorporar à avifauna desses fragmentos. Assim, espero que a composição avifaunística e a estrutura das guildas também sejam alteradas, uma vez que nem todas as espécies devem responder da mesma forma à perturbação, nem são igualmente capazes de colonizar os habitats disponíveis no remanescente florestal.

### **Área de estudo**

A área de estudo situa-se na porção centro-nordeste do Estado do Paraná (**Figura 1**), restrita ao terço médio da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi (Maack 1981). A região encontra-se em uma área de transição entre dois tipos climáticos (Mendonça & Danni-Oliveira 2002; Cruz 2007), o temperado propriamente dito e o mesotérmico subtropical úmido, que correspondem respectivamente aos tipos Cfa e Cfb de Köppen. A sazonalidade é marcante, com verões quentes e chuvosos e invernos frios e com menos chuva, sendo rara a ocorrência de geadas (Maack 1981; Cruz 2007). Em virtude da conhecida influência sazonal sobre a avifauna (Sick 1997; Williams & Middleton 2008), utilizo de dados climáticos

loais para caracterizar as estações de verão e inverno nos anos de 2010, 2011 e 2012 (dados fornecidos pela empresa Klabin S.A. que dista cerca de 17 km da área de estudo), períodos em que as amostragens da avifauna foram realizados. A partir das médias mensais de temperatura e pluviosidade acumulada mensal, foram obtidas as medianas desses valores para cada ano (**Apêndice 1**). Aqueles meses cujos valores dessas duas variáveis eram superiores à mediana foram considerados quentes e chuvosos e os meses que apresentaram valores inferiores à mediana foram definidos como frios e secos. Ao longo dos três anos, a distribuição da precipitação mensal variou substancialmente, sendo que em alguns anos, “meses secos” acumularam tanta chuva quanto “meses chuvosos” e vice-versa. A variação na temperatura, por outro lado, foi mais constante e, ao consolidar as informações dos três anos, defini que os meses de abril a setembro constituíram o “inverno” na área de estudo, enquanto os meses de outubro a março, o “verão”.



**Figura 1.** Localização da área de estudo (círculo preto) para amostragem da avifauna de um remanescente sob influência dos impactos de supressão vegetal gerados pela Usina Hidrelétrica Mauá, município de Telêmaco Borba, Estado do Paraná.

Quanto à paisagem original, localiza-se no grande Domínio da Mata Atlântica, onde predominam as fácies montana e altomontana da floresta ombrófila mista (Mata de Araucária), mas com forte influência de zonas transicionais de floresta estacional semidecidual (Veloso *et al.* 1991). As florestas do Rio Tibagi são caracterizadas por elevada diversidade florística, a qual é bastante influenciada pela heterogeneidade ambiental encontrada ao longo da bacia (Torezan & Silveira 2002). No médio Rio Tibagi a topografia é mais acidentada, situação que permitiu a manutenção dos maiores remanescentes florestais da bacia (Torezan 2002) e que imprime feições estruturais peculiares na vegetação (p.ex. cobertura do dossel e densidade do sub-bosque), gerando maior diversidade de microhabitats (Webb *et al.* 1999). Além disso, uma vez que a área se encontra na transição entre duas fitofisionomias, é uma área caracterizada por grande heterogeneidade biológica.

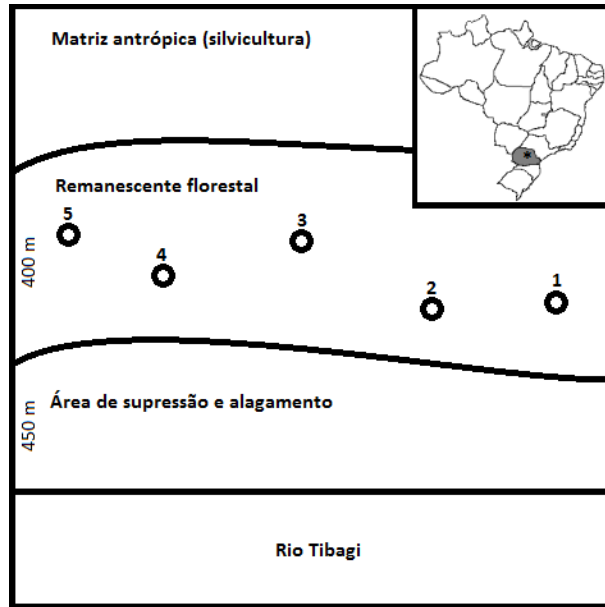
### **Procedimentos**

O presente estudo foi efetuado acompanhando os processos de instalação de uma usina hidrelétrica, adequando-se diversos aspectos do estudo ao cronograma das obras de construção. O impacto da perda de habitat aqui avaliado foi de natureza contínua e não pontual, ou seja, a supressão da área florestal não ocorreu em um único evento, mas prolongou-se durante toda a segunda etapa do estudo. O desmatamento iniciou-se em fevereiro de 2011, em setores distantes aproximadamente 2 km da unidade amostral e se estendeu por aproximadamente um ano. A partir de junho de 2012 até dezembro do mesmo ano, deu-se o enchimento do reservatório, alagando gradativamente as áreas suprimidas, muitas das quais já contavam com cobertura vegetal em estágio inicial de regeneração. As amostragens durante o período de impacto, portanto, ocorreram concomitantes à ocorrência das perturbações.

Ao todo realizei 18 campanhas de amostragem, sendo dez na etapa pré-impacto, anterior ao início dos processos de supressão da vegetação florestal, com amostragens mensais entre abril de 2010 e janeiro 2011; e oito durante o período de impacto, contemplando as duas estações climáticas propostas, mas com frequência distinta: nos meses de fevereiro, julho, outubro e dezembro de 2011, acompanhando a supressão vegetacional; e julho, agosto, setembro e outubro de 2012, juntamente com o alagamento da bacia de acumulação da usina.

Para a avaliação quantitativa da avifauna florestal, estabeleci cinco pontos de escuta distando pelo menos 150 m entre si e alocados em vegetação florestal a no mínimo 50 m das respectivas bordas (**Figura 2**). A amostragem nos pontos de escuta era iniciada pela manhã, acompanhando o clarear do dia ao longo do ano. Em cada campanha cada ponto foi amostrado uma vez e, para minimizar efeitos do horário na detectabilidade das aves, inverti a sequência de amostragem dos pontos em cada campanha. Nesses pontos, utilizei o método de avaliação de pontos de escuta com raio fixo de detecção (Bibby *et al.* 2000), onde dediquei 10 minutos de permanência com intervalos de amostragens entre os pontos de pelo menos 10 minutos, durante os quais foram identificados os indivíduos visualizados ou escutados, desde que situados dentro de um raio estimado de 50 metros do pesquisador (Anjos *et al.* 2010). Aqui adotei as seguintes premissas: 1) cada indivíduo é um contato, exceto se presente em um bando, quando um único contato foi consignado à espécie; 2) espécies que sobrevoam o local não são contabilizadas; e 3) somente espécies de hábitos florestais são anotadas.

Avaliei a independência amostral dos pontos de escuta devido à distância geográfica por meio de um teste de Mantel, comparando a matriz de similaridade de Bray-Curtis dos dados da avifauna com outra matriz construída com as distâncias geográficas entre os pontos amostrais, em metros.



**Figura 2.** Esquema da distribuição dos pontos de escuta para amostragem da avifauna (círculos numerados de 1 a 5) em um remanescente sob influência dos impactos gerados pela instalação da UHE Mauá, no município de Telêmaco Borba, Estado do Paraná. As distâncias constantes na lateral esquerda da imagem indicam estimativas de extensão das áreas de supressão e do remanescente florestal.

Visando a verificar se o adensamento devido à fuga das áreas suprimidas alterou os padrões de abundância na comunidade de aves, construí diagramas de abundância relativa das comunidades nas duas etapas, pré-impacto e durante o impacto e por estações climáticas, utilizando o Índice Pontual de Abundância (IPA) médio de cada espécie em cada situação. Este procedimento permitiu o estabelecimento de distribuições que foram comparadas por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov, técnica que avalia se a diferença entre essas distribuições é pequena ou suficiente para considerá-las amostras de uma mesma população (Legendre & Legendre 1998).

Para verificar se houve aumento na riqueza avifaunística registrada durante o impacto comparativamente ao pré-impacto, assim como para avaliar diferenças de riqueza entre as estações climáticas, elaborei curvas de acumulação de espécie das quatro situações por meio de rarefações



(Hurlbert 1971). Este método permite estimar a riqueza de uma sub-amostra aleatória de indivíduos tomada dos dados da amostragem real, considerando a abundância obtida de cada espécie e calculando quantas espécies se poderia atingir amostrando-se  $n$  indivíduos desse universo. Dessa forma, a rarefação permite comparações de riqueza entre comunidades quando as amostras diferem em número de indivíduos, neste caso, número de contatos (Heck *et al.* 1975). Calculei intervalos de confiança de cada curva através de 1000 iterações *bootstrap*.

Além da riqueza, avaliei se o adensamento também afetou a diversidade da avifauna. Para tanto, calculei o índice de Shannon ( $H'$ ) em cada situação de impacto, antes e durante a perda de habitat e tanto no verão, quanto no inverno. As diferenças par a par foram testadas através de 1000 iterações *bootstrap*. Embora o uso desta métrica em ecologia de comunidades seja criticado há várias décadas (*e.g.* Peet 1975), o índice de Shannon é ainda um dos mais utilizados em análises ambientais (Melo 2008), sendo por isso considerado importante avaliar sua variação no presente contexto.

Para detectar alterações na composição da avifauna durante o impacto conduzi análises de ordenação pelo método de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). A ordenação – dentre as quais o NMDS é recomendado por permitir análises de gradientes complexos (Legendre & Legendre 1998; Majarrés-Martínez *et al.* 2012) tem o objetivo de representar em um plano espacial de dois ou mais eixos a semelhança entre conjuntos de dados multidimensionais, de modo a destacar aspectos ecológicos relevantes e minimizando o grau de distorções inerentes à simplificação. Neste caso, utilizei IPAs de cada espécie para gerar uma matriz desses valores em cada campanha, a qual foi log transformada para compor a matriz de dados. Os dados foram classificados de acordo com a estação (verão ou inverno) e quanto à etapa (pré-impacto ou durante o impacto) a que pertence. O número de eixos de ordenação foi sempre minimizado, mas foi maior que dois caso o valor de *stress* supere 20, valor que indica o grau de distorção da ordenação (Legendre & Legendre 1998). Após a ordenação, teste a significância das alterações com uma análise de variância multivariada não paramétrica

(NPMANOVA) para dois fatores, estação do ano (inverno e verão) e etapa amostral (pré-impacto e durante o impacto), assim como a interação entre elas (Anderson 2001).

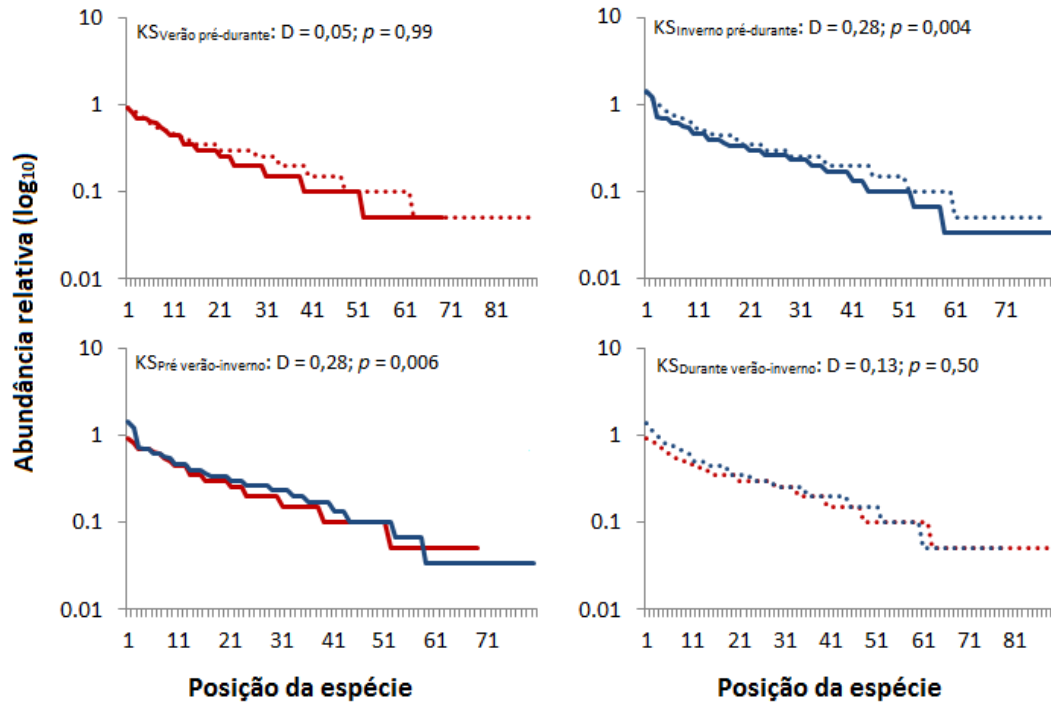
Além de avaliar alterações gerais na composição de espécies de aves, também verifiquei se houve mudanças na estruturação de guildas entre as estações climáticas e em decorrência do impacto estudado. Para tanto, segui a nomenclatura da avifauna brasileira conforme CBRO (2014) e classifiquei as espécies de aves em 16 guildas de acordo com a proposição de Willis (1979), quais sejam: grandes frugívoros e onívoros de dossel (GFO), pequenos onívoros de dossel (POD), pequenos onívoros de sub-bosque (POS), onívoros de borda (OBO), frugívoros de solo (FSO), carnívoros dirunos (CAR), insetívoros de tronco e galho (ITG), grandes insetívoros de solo (GIS), pequenos insetívoros de solo (PIS), insetívoros de sub-bosque (ISU), insetívoros de bambuzais e emaranhados (IBE), insetívoros de estrato intermediário (IEI), pequenos insetívoros de dossel (PID), insetívoros de borda (IBO), granívoros de borda (GBO) e nectarívoros (NEC).

Defini a estrutura da avifauna de cada situação analisada a partir da dominância relativa de cada guilda, computada por meio da soma dos contatos de todas as espécies de uma mesma guilda na respectiva situação (quanto à estação climática e etapa de impacto). Inicialmente, verifiquei se a sazonalidade afetava as guildas de aves em cada ano do estudo, respectivamente durante o pré-impacto (2010), durante a supressão vegetacional (2011) e durante o enchimento do reservatório (2012). A segregação da etapa de impacto se prestou para detectar mudanças na dominância relativa das guildas entre os dois momentos de impacto. Testei a diferença na estrutura das guildas entre inverno e verão de cada ano utilizando análises de contingência. Posteriormente, conduzi comparações par a par entre os anos, sucessivamente entre os meses de inverno e de verão. Todas as análises foram conduzidas no programa Past 3.01 (Hammer *et al.* 2001).

## Resultados

O teste de Mantel, que buscou avaliar a autocorrelação espacial entre os pontos de escuta, indicou baixa relação entre a similaridade da composição de espécies e a distância geográfica entre os pontos, tanto no período pré-impacto ( $R = -0,47$ ;  $p = 0,92$ ), quanto durante o impacto ( $R = -0,31$ ;  $p = 0,8$ ), o que indica que o distanciamento entre os pontos amostrais foi suficiente para garantir a independência dos dados.

O adensamento registrado na área de estudo, conforme análise dos diagramas de abundância relativa entre as situações analisadas, que compara a abundância média das espécies entre as etapas e estações climáticas, indica que há diferenças na abundância da avifauna entre algumas situações, tanto em decorrência da sazonalidade, quanto em função do impacto (**Figura 3**). Os dados que geram os diagramas não podem ser atribuídos a uma mesma população entre as etapas pré-impacto e durante o impacto nos meses de inverno ( $KS_{\text{Inverno pré-durante}}$ :  $D = 0,28$ ;  $p = 0,004$ ) e entre as estações de verão e inverno durante o pré-impacto ( $KS_{\text{Pré verão-inverno}}$ :  $D = 0,28$ ;  $p = 0,006$ ). Por outro lado, não detectei diferenças devido ao impacto entre os meses de verão ( $KS_{\text{Verão pré-durante}}$ :  $D = 0,05$ ;  $p = 0,99$ ) ou entre as estações climáticas durante o impacto ( $KS_{\text{Durante verão-inverno}}$ :  $D = 0,13$ ;  $p = 0,50$ ). Ou seja, havia diferenças no padrão de abundância da avifauna em decorrência da sazonalidade anteriormente ao desmate, mas ocorreu aumento generalizado de aves durante o impacto nos meses de inverno, que por sua vez, dissipou as diferenças na distribuição de abundância entre as estações climáticas nessa etapa.

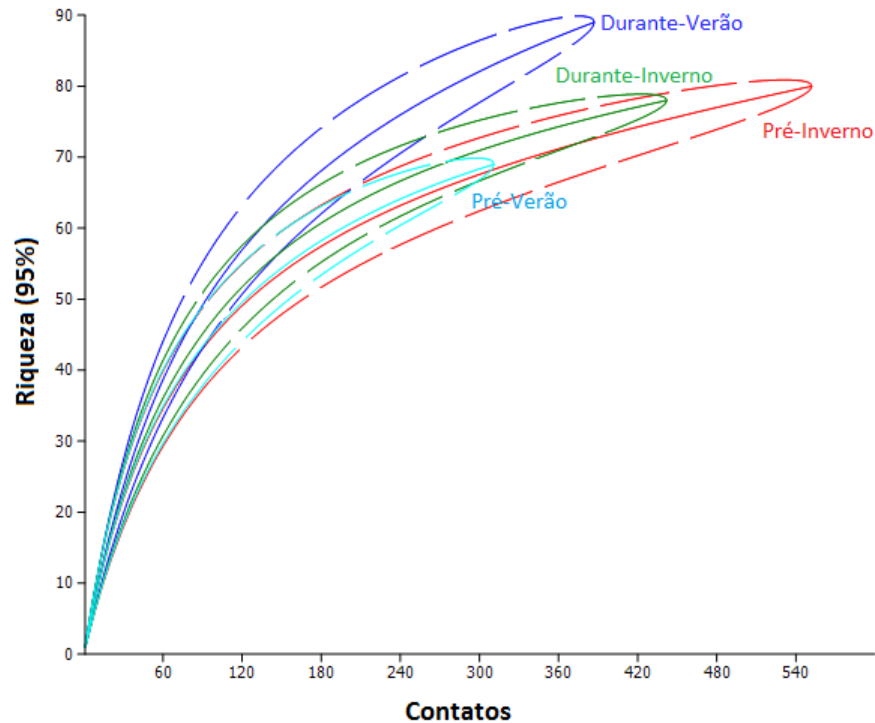


**Figura 3.** Comparações par a par dos diagramas de abundância relativa construídos com os dados log transformados da amostragem da avifauna na área da UHE Mauá. Cada curva apresenta a abundância relativa média das espécies em ordem decrescente, comparando-se os padrões de abundância entre as etapas de impacto (gráficos de cima) e entre as estações climáticas (gráficos de baixo). As curvas de verão são ilustradas em vermelho, e as amostragens de inverno, em azul. Semelhantemente, as linhas contínuas referem-se às amostragens do pré-impacto, a as pontilhadas àquelas durante o impacto. Evidencia-se que a avifauna sofreu aumento generalizado na abundância durante o impacto nos meses de inverno ( $KS_{\text{Inverno pré-durante}}: D = 0,28; p = 0,004$ ), mas não houve diferença nos meses de verão ( $KS_{\text{Verão pré-durante}}: D = 0,05; p = 0,99$ ). No que se refere à sazonalidade, a avifauna pré-impacto apresentava diferenças na distribuição de abundância entre as estações de verão e inverno ( $KS_{\text{Pré verão-inverno}}: D = 0,28; p = 0,006$ ), as quais deixaram de existir durante o impacto ( $KS_{\text{Durante verão-inverno}}: D = 0,13; p = 0,50$ ). As análises par a par que resultaram em valores de  $p < 0,05$  nos testes de Kolmogorov-Smirnov indicam que as distribuições comparadas têm baixa probabilidade de ter origem de uma mesma população.

É importante destacar que os diagramas de abundância não apresentam a mesma ordem das espécies, mas a posição relativa de cada espécie em sua própria etapa, ou seja, embora eu tenha detectado aumento generalizado na abundância da avifauna, não houve aumento da abundância em todas as espécies. Dentre as 115 espécies registradas cumulativamente nas duas etapas, 58 tiveram abundância maior durante o impacto em relação ao pré-impacto no verão e 54 espécies tiveram maior abundância nessa etapa durante o inverno. Também identifiquei 26 espécies que tiveram diminuição de sua abundância durante o impacto no verão e 47 no inverno. Finalmente, 31 espécies não mostraram alterações em sua abundância entre as etapas no verão e 14 espécies no inverno. As informações consolidadas da abundância das espécies, nos dois momentos de impacto e em cada estação climática, são apresentadas no **Apêndice 2**.

Ao todo, consolidando os resultados obtidos no verão e no inverno, registrei 101 espécies de aves durante a etapa de impacto, ao passo que no pré-impacto houve 94 espécies. Entre as estações climáticas também a riqueza registrada variou, sendo de 80 espécies no verão e 69 no inverno do pré-impacto; e 89 espécies no verão e 78 espécies no inverno durante a etapa seguinte.

As curvas de rarefação permitem a comparação direta da riqueza entre os períodos comparados de acordo com o número total de indivíduos amostrados. Essa comparação se baseia na riqueza esperada para um dado número de contatos, analisado ao se percorrer verticalmente as curvas da **Figura 4**. Dessa forma, apenas nas amostragens de verão durante o impacto a riqueza registrada foi maior em relação ao pré-impacto.



**Figura 4.** Curvas de acumulação de espécies, construídas pelo método de rarefação, obtidas durante amostragens de aves em pontos de escuta na área da UHE Mauá, cujos dados foram segregados de acordo com a estação climática (verão ou inverno) e com a etapa a que se referem (pré-impacto ou durante o impacto). As linhas segmentadas referem-se aos intervalos de confiança de 95% para cada curva. A partir da análise visual das curvas, e seus respectivos intervalos de confiança, torna-se perceptível a maior riqueza obtida nas amostragens de verão durante o impacto em relação às demais situações, que mostram riqueza semelhante devido à sobreposição de suas curvas.

De fato, o maior número de espécies registrado após o início da supressão vegetacional, assim como o acúmulo mais rápido de indivíduos amostrados, culminou em maiores valores de diversidade durante o impacto (**Tabela 1**), embora isto tenha ocorrido somente no verão (testes de permutação par a par  $H'_{\text{durante-verão}} \times H'_{\text{pré-verão}}$ ,  $p = 0,0014$ ;  $H'_{\text{durante-verão}} \times H'_{\text{pré-inverno}}$ ,  $p = 0,006$ ;  $H'_{\text{durante-verão}} \times H'_{\text{durante-inverno}}$ ,  $p = 0,0273$ ).

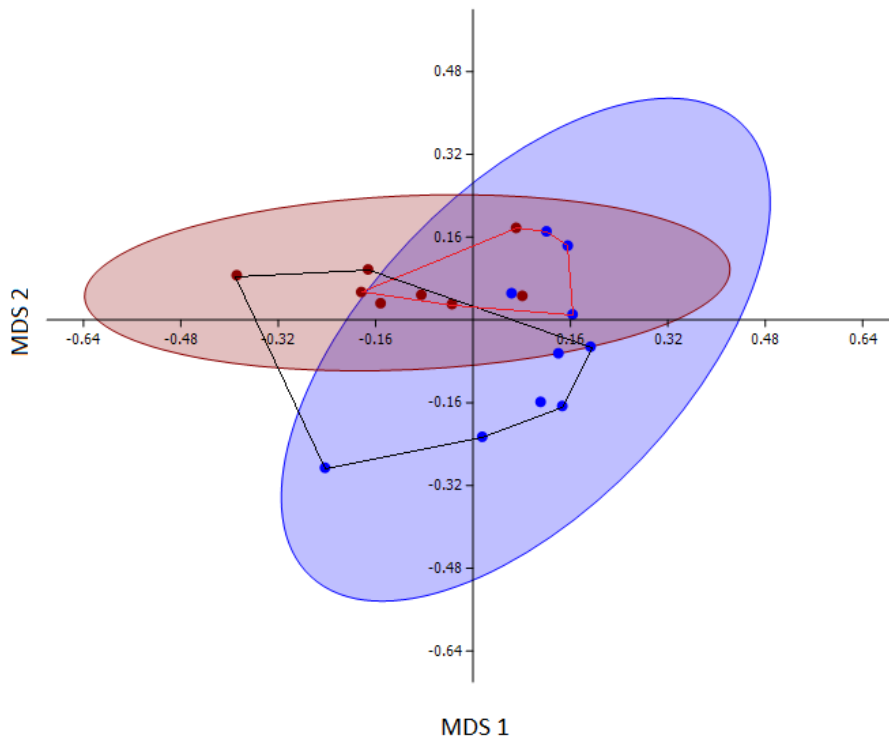
**Tabela 1.** Esforço amostral, em número de pontos de escuta, riqueza, número total de contatos e índice de Shannon ( $H'$ ) obtidos durante amostragem da avifauna na área da UHE Mauá. Comparações entre as etapas pré-impacto e durante o impacto, assim como as estações de verão e inverno. Nas amostragens de verão durante o impacto detectei diversidade maior do que nas demais etapas e estações (testes de permutação par a par  $H'_{\text{durante-verão}} \times H'_{\text{pré-verão}}$ ,  $p = 0,0014$ ;  $H'_{\text{durante-verão}} \times H'_{\text{pré-inverno}}$ ,  $p = 0,006$ ;  $H'_{\text{durante-verão}} \times H'_{\text{durante-inverno}}$ ,  $p = 0,0273$ ).

Variável	Pré-impacto		Durante impacto	
	Verão	Inverno	Verão	Inverno
Esforço (pontos)	30	20	20	20
Riqueza	80	69	89	78
Contatos	311	552	387	442
Shannon ( $H'$ )	3,91	3,85	4,13	3,98

Ao avaliar a composição de espécies, agrupando as campanhas na respectiva etapa e estação climática quando foram conduzidas, a ordenação gerada por NMDS indica que houve alterações na avifauna. Os dados de pontos de escuta foram ordenados em três eixos para permitir boa representação dos dados ( $stress = 0,15$ ) e a inspeção visual da ordenação evidencia a segregação da composição avifaunística entre os dois períodos (**Figura 5**), ao mesmo tempo em que revela a influência da sazonalidade no encontro das espécies ao longo do estudo.

Cada ponto na ordenação refere-se à composição avifaunística amostrada em uma campanha e a distância entre os pontos é análoga à similaridade entre elas. Os eixos da ordenação relacionam-se concomitantemente aos dois fatores e a interpretação dos resultados deve inicialmente considerar detalhadamente essa associação. Valores positivos do eixo 1 relacionam-se a campanhas durante o

impacto e valores negativos às campanhas do pré-impacto. No eixo 2, por sua vez, há relação mais forte com as estações, com valores positivos associados ao inverno e valores negativos, ao verão. Ao se analisar os quadrantes individualmente a interpretação fica facilitada. No quadrante superior direito encontra-se agregação maior das campanhas durante o impacto, relacionado a valores positivos do eixo 1, predominantemente aquelas de inverno, associados a valores positivos do eixo 2. Seguindo no sentido horário, no próximo quadrante ocorrem somente campanhas do pré-impacto, relacionados a valores negativos do eixo 1 e grande concentração das campanhas de inverno. No quadrante inferior esquerdo figura apenas uma campanha de inverno do pré-impacto e finalmente no quadrante superior esquerdo se concentram as campanhas de verão, fator também relacionado a valores positivos do eixo 1.



**Figura 5.** Ordenação, por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), da avifauna amostrada na região da UHE Mauá, ilustrando-se os eixos 1 e 2 da ordenação em três eixos (*stress* = 0,15). Os pontos referem-se à composição de espécies de cada uma das 18 campanhas e pontos mais próximos



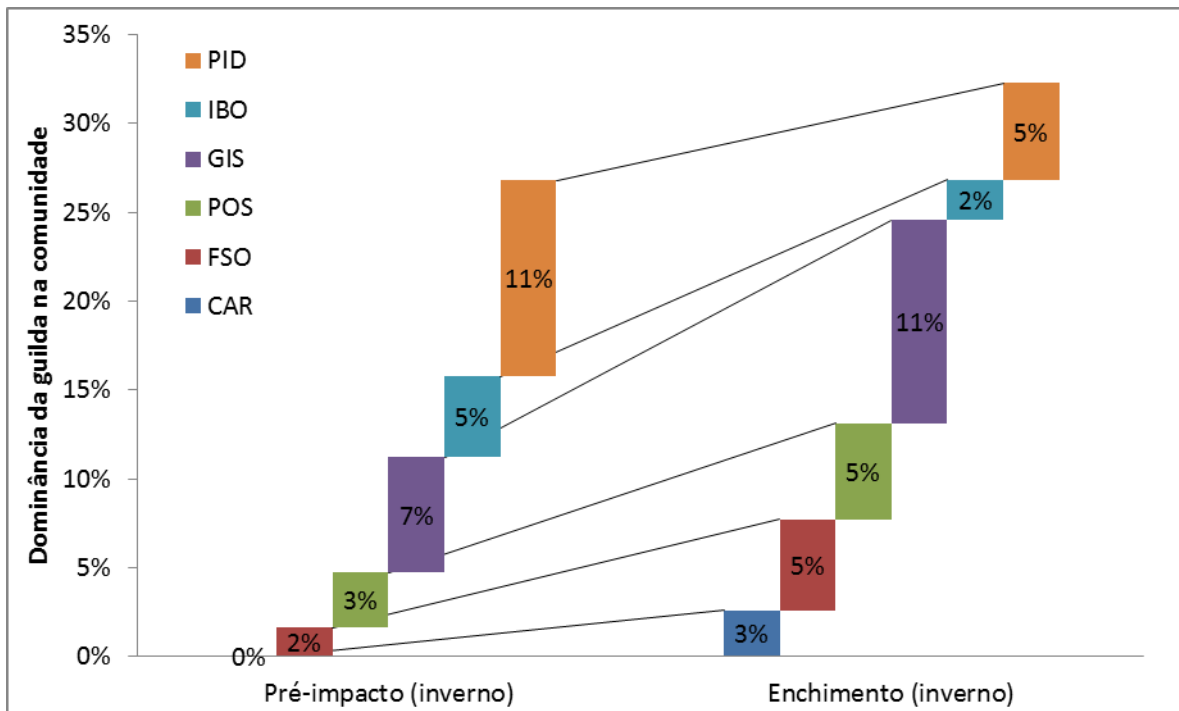
entre si refletem avifaunas mais similares (de acordo com o índice de Bray-Curtis). Em azul figuram as campanhas de inverno e em vermelho as campanhas de verão, sobrepostas por elipses que concentram 95% dos pontos de cada grupamento. Os pontos referentes às etapas de impacto foram agrupados pelo menor polígono convexo, o pré-impacto pelo polígono preto e durante o impacto no polígono vermelho. Valores positivos no eixo 1 relacionam-se às campanhas de verão e às campanhas durante o impacto, ao passo que valores positivos no eixo 2 estão associados às campanhas de inverno.

A análise de variância multivariada (NPMANOVA) desses dados, que teve o objetivo de avaliar a significância estatística das diferenças de composição, considerando ao mesmo tempo a estação climática e a etapa do estudo, indica que houve mudanças na composição de espécies, tanto em decorrência da sazonalidade ( $F_{estação} = 2,37$ ;  $P = 0,0001$ ), quanto devido ao impacto estudado ( $F_{etapa} = 1,86$ ;  $P = 0,0036$ ), mas não à interação entre os fatores ( $F_{interação} = 0,99$ ;  $P = 0,19$ ). Ou seja, a influência da etapa de impacto sobre a composição da avifauna independe dos efeitos da sazonalidade, que por sua também afeta a comunidade de aves em ambos os períodos.

A estrutura das guildas foi distinta entre inverno e verão no pré-impacto ( $\chi^2_{Pré\ verão-inverno} = 41,97$ ;  $GL = 15$ ;  $p = 0,0002$ ), mas não durante as etapas de impacto, sejam elas consideradas separadamente ( $\chi^2_{Supressão\ verão-inverno} = 13,8$ ;  $GL = 15$ ;  $p = 0,54$ ;  $\chi^2_{Enchimento\ verão-inverno} = 19,96$ ;  $GL = 15$ ;  $p = 0,17$ ), ou em conjunto ( $\chi^2_{Durante\ verão-inverno} = 22,29$ ;  $GL = 15$ ;  $p = 0,1$ ). Tampouco houve alterações nas guildas entre as etapas de supressão e enchimento nas estações climáticas ( $\chi^2_{Verão\ supressão-enchimento} = 12,28$ ;  $GL = 15$ ;  $p = 0,66$ ;  $\chi^2_{Inverno\ supressão-enchimento} = 12,77$ ;  $GL = 15$ ;  $p = 0,62$ ). Por outro lado, por meio das comparações par a par entre as situações de impacto com o pré-impacto, detectei mudanças na estrutura das guildas de aves entre o pré-impacto e a etapa de enchimento do reservatório no inverno ( $\chi^2_{Inverno} = 49,08$ ;  $GL = 15$ ;  $p = 0,00002$ ), mas não no verão ( $\chi^2_{Verão} = 14,41$ ;  $GL = 15$ ;  $p = 0,49$ ), assim como em relação à supressão vegetacional ( $\chi^2_{Verão} = 22,23$ ;  $GL = 15$ ;  $p = 0,1$ ;  $\chi^2_{Inverno} = 21,39$ ;  $GL = 15$ ;  $p = 0,12$ ). Quando consolidei os

dados das duas etapas de impacto (supressão e enchimento) e a comparei com o pré-impacto obtive os mesmos resultados, ou seja, houve diferença na estrutura das guildas durante o inverno ( $\chi^2_{\text{Inverno pré-durante}} = 48,15$ ; GL = 15;  $p = 0,00002$ ), mas não no verão ( $\chi^2_{\text{Verão pré-durante}} = 21,9$ ; GL = 15;  $p = 0,11$ ).

Das 16 guildas identificadas na área, seis sofreram alterações mais substanciais em sua dominância na comparação das amostragens de inverno entre pré-impacto e o enchimento do reservatório (**Figura 6**). Duas delas tiveram sua proporção de dominância diminuída, quais sejam os insetívoros de borda (IBO, de 5% para 2%) e os pequenos insetívoros de dossel (PID, de 11% para 5%). As outras quatro guildas tiveram aumentos em sua proporção de dominância na avifauna, nominalmente os carnívoros diurnos (CAR, de 0% para 3%), frugívoros de solo (FSO, de 2% para 5%), pequenos onívoros de sub-bosque (POS, de 3% para 5%) e grandes insetívoros de solo (GIS, de 7% para 11%).



**Figura 6.** Mudanças na dominância de seis guildas de aves na região da UHE Mauá ao se compararem os resultados obtidos no inverno entre os períodos pré-impacto e durante o enchimento do reservatório, com as respectivas variações. Duas guildas sofreram diminuição de sua dominância na avifauna, os

pequenos insetívoros de dossel (PID) e os insetívoros de borda (IBO). As outras quatro guildas tiveram aumento de sua dominância relativa na comunidade de aves durante o enchimento, os carnívoros diurnos (CAR), frugívoros de solo (FSO), pequenos onívoros de sub-bosque (POS) e grandes insetívoros de solo (GIS).

## Discussão

Neste estudo, verifiquei que a supressão da cobertura florestal de um grande trecho de mata levou ao aumento na riqueza e abundância da avifauna no remanescente adjacente, que permaneceu intacto. Foram detectadas alterações na avifauna tanto devido à influência da sazonalidade, quanto à etapa do impacto, o que permite atribuir estes resultados ao afugentamento da fauna das áreas impactadas, seguido de seu adensamento em áreas circunvizinhas. Em concordância com o que eu esperava inicialmente, a composição de espécies e a estruturação das guildas se alterou, reforçando a concepção de que algumas espécies são mais propensas do que outras à fuga e ao estabelecimento nas imediações de suas áreas de vida originais. Além disso, considerando que o método de amostragem que utilizei pode ser influenciado pela detectabilidade das espécies e não somente de diferenças em sua abundância, mudanças comportamentais também podem ter ocorrido, como maior uso dos estratos florestais ou maior atividade vocal, contribuindo no aumento do número de registros de aves e explicando parte do incremento observado. De fato, detectei aumento na atividade vocal de muitas espécies durante a supressão vegetacional, que coincidiu com as quatro primeiras campanhas da etapa durante o impacto. Não houve quantificação desse fenômeno, mas ao menos no caso de *Grallaria varia* esta alteração comportamental se refletiu no aumento de sua abundância durante os pontos de escuta. Trata-se de uma espécie cujo horário de atividade vocal é pouco flexível (Sick 1997), mas que durante a

amostragem vocalizou durante todo o dia, culminando em aumento de sua detectabilidade e, conseqüentemente, em aumento de sua abundância relativa (**Apêndice 2**).

Meus resultados são consistentes com uma série de estudos acerca do efeito imediato da perda de habitat em remanescentes vizinhos ao impacto (Debinski & Holt 2000; Ewers & Didham 2006; Metcalf *et al.* 2007; Sodhi *et al.* 2011). Foi possível identificar o adensamento de aves após o início da supressão, proveniente do influxo de espécimes afugentados das áreas desbastadas, fenômeno este que já havia sido detectado tanto com aves neárticas (Schmiegelow *et al.* 1997), quanto em aves neotropicais (Bierregaard & Lovejoy 1989). Ademais, eventos semelhantes também ocorreram após outros tipos de distúrbios, tais como a incidência de incêndios (Atwood *et al.* 1998) e, possivelmente, furacões (Rittenhouse *et al.* 2010), tendo sido ainda encontrados em outros grupos faunísticos, a exemplo de mamíferos (Wolff *et al.* 1997), insetos (Parker & Nally 2002) e mesmo em peixes e crustáceos marinhos (Macreadie *et al.* 2010), sugerindo que a fuga seguida do adensamento é um fenômeno comum à fauna após a perda de habitat.

O adensamento aqui relatado pode ser considerado de grande proporção, visto que alterou significativamente a distribuição de abundância das espécies durante o inverno, quando atingiu de forma mais abrangente seis guildas da avifauna local. Mais especificamente, a perda de habitat na área de estudo levou à dissipação das diferenças de abundância encontradas entre as estações climáticas, detectadas no pré-impacto, mas não na etapa seguinte. O efeito do influxo de aves ocorreu especialmente no inverno, enquanto as amostragens de verão se mantiveram com o mesmo padrão de distribuição de abundâncias. Os resultados são semelhantes àqueles encontrados na Amazônia brasileira logo após o isolamento experimental de fragmentos florestais (Bierregaard & Lovejoy 1989), onde se verificou o retorno a taxas de captura semelhantes aos níveis pré-impacto em menos de um ano depois do término da perturbação. O efeito temporário do adensamento foi também detectado em outros estudos (Darveau *et al.* 1995; Hagan *et al.* 1996; Schmiegelow *et al.* 1997; Atwood *et al.* 1998) e é

tratado como de ocorrência esperada após distúrbios (Debinski & Holt 2000; Fahrig 2003; Ewers & Didham 2006; Sodhi *et al.* 2011). Meus resultados revelaram que não houve tendência de diminuição do adensamento ao longo do impacto, sem indicativos de que a avifauna voltaria às condições pré-impacto, aspecto que é possivelmente fruto da natureza da perturbação aqui estudada.

Em geral, estudos dos efeitos da perda de habitat avaliam pontualmente o distúrbio, contrastando um cenário íntegro com um cenário após o término efetivo da fonte impactante (ver Debinski & Holt 2000). Em meu caso, o impacto de supressão ocorreu gradualmente. Na amostragem de fevereiro de 2011, cerca de 30 dias após o início do impacto, as frentes de supressão encontravam-se a cerca de 2 km da área de estudo (obs. pess.), o que explicaria a maior proximidade das métricas computadas com aquelas do período pré-impacto. À medida que as áreas suprimidas se aproximavam da unidade amostral todas as métricas se alteraram, resultados bastante intuitivos e congruentes com o modelo de Hagan *et al.* (1996). Estes autores preconizam que os efeitos mais imediatos da perda de habitat e fuga ocorram em setores mais próximos à fonte de impacto, tornando-se gradativamente mais brandos com a distância. Nesse sentido, meus dados sugerem que uma distância de 2 km da fonte de impacto seja suficiente para tornar os efeitos do afugentamento indetectáveis, embora novos dados empíricos devam ser colhidos com o propósito de verificar tal hipótese. Adicionalmente, após a supressão de habitat as áreas desbastadas foram abandonadas por vários meses (obs. pess.), permitindo a regeneração vegetal parcial e dando origem a capoeiras (ver Métodos) – fisionomias que facilitam sua ocupação por aves florestais (Borges 2007). Seguiu-se o alagamento dessas áreas, situação que atuou como fonte secundária de impactos e novos efeitos de fuga da avifauna.

Além do adensamento em si, detectei incrementos na riqueza e diversidade. Diferentemente da abundância, a riqueza específica e a diversidade não foram afetados pela sazonalidade antes do impacto, mas com o início do desmate encontrei um evidente aumento em ambas as métricas. Também em oposição ao encontrado para as alterações de abundância, no caso da riqueza e diversidade os

efeitos do adensamento foram mais pronunciados no verão e não no inverno. Aumentos na riqueza têm sido atribuídos ao efeito de borda e às características dos fragmentos e da paisagem (Debinski & Holt 2000; Fahrig 2003) e, embora grande parte dos estudos seja direcionado aos efeitos da fragmentação, isolar essas respostas daquelas oriundas da perda de habitat tem sido desafiador (Ewers & Didham 2006). Em muitos casos as consequências da perda de habitat são mais importantes (Fahrig 2003) e estão atreladas a atributos dos organismos-alvo, notadamente sua capacidade de dispersão (van Houtan *et al.* 2007). Tratando-se de um estudo que avaliou efeitos imediatos durante a perda de habitat, meus resultados são reflexo não de uma alteração perene na estrutura da comunidade, mas possivelmente de elevação pontual no número de espécies e de espécimes ocupando o remanescente após o desalojamento de seus territórios, em busca de recursos para novo estabelecimento, ou ainda em dispersão ativa. Esta interpretação é reforçada quando consideramos que os habitats afetados e remanescentes não são homogêneos, pois as áreas suprimidas consistiam predominantemente de florestas em baixadas aluviais, ao passo que as áreas remanescentes são encostas com declividade acentuada. Assim, parte do contingente de novas aves pode ser de espécies que não detinham territórios na encosta, mas passaram a explorar esse local depois que os ambientes onde viviam foram dizimados, eventos que corroboram as mudanças na composição de espécies e estrutura das guildas registradas no remanescente durante o impacto.

A composição da avifauna ao longo do estudo, ou seja, as espécies que compõem a comunidade de aves, foi afetada pela sazonalidade, tal como verificado em outras localidades (Cueto & Casenave 2000; Malizia *et al.* 2005; Williams & Middleton 2008), mantendo seus efeitos durante o impacto. Na etapa de impacto, no entanto, o adensamento também foi responsável por mudanças substanciais na composição de espécies, indicativo de que ocorreu uma desestabilização da avifauna original em decorrência do influxo de novas aves. A natureza idiossincrática das respostas das aves ao dano foi responsável por alterações na composição geral de aves e também na estrutura das guildas, semelhante

aos resultados de outros autores e observado também em outros grupos da fauna. Por exemplo, aves neárticas respondem de forma diferenciada à supressão florestal, dependendo de sua especialização ao habitat florestal e ao hábito migratório, como observado em remanescentes ripários (Darveau *et al.* 1995), mas também em fragmentos isolados ou conectados (Schmiegelow *et al.* 1997). Catástrofes naturais também resultam em mudanças na composição da avifauna em escala regional, como detectado após a passagem de furacões (Rittenhouse *et al.* 2010). Um dos mecanismos associados a estas variações é a busca de refúgios por aves deslocadas, visto que em geral a mortalidade direta devido às tormentas é baixa (Johnson & Winker 2010), causando uma nova organização dessas comunidades. Flutuações na composição de espécies também foram descritas no domínio Neotropical. Em fragmentos estudados antes e após seu isolamento determinou-se que a substituição de espécies e variações na riqueza nos remanescentes estão associados à colonizações de habitats vizinhos e não às extinções locais, como classicamente anunciado (Borgella & Gavin 2005). Detectou-se ainda que fragmentos menores apresentam dinâmica mais intensa e um fragmento em particular, sujeito a corte seletivo após o isolamento, apresentou uma comunidade ainda mais instável (Borgella & Gavin 2005). Adicionalmente, o grau de associação a ambientes florestados (uma característica espécie-específica) está intimamente ligado à probabilidade de ocorrência dessas colonizações (Borgella & Gavin 2005). Meus resultados, assim, se juntam a essa série de evidências que reforçam os efeitos discrepantes e espécie-específicos da perda de habitat sobre a fauna e revelam que o adensamento pode causar desequilíbrios importantes nas comunidades de aves que recebem os dispersores, tais como alterações na distribuição de abundância, mudanças de composição e da estrutura das guildas.

Efetivamente, o aumento na abundância da avifauna não foi homogêneo entre as espécies (**Apêndice 2**), sendo que algumas aves tiveram incrementos de sua abundância pontual (p.ex. *Patagioenas plumbea* e *Glaucidium brasilianum*) e outras minguaram (p.ex. *Saltator similis* e *Conirostrum speciosum*). Ainda, algumas espécies não vistas no pré-impacto passaram a ser registradas

regularmente (p.ex. *Campephilus robustus*), enquanto outras deixaram de ser encontradas (p.ex. *Veniliornis spilogaster*). Minhas análises indicaram que a estruturação das guildas de aves na área de estudo se modifica ao longo das estações climáticas, conforme verificado no pré-impacto, reflexo da influência da sazonalidade. O desequilíbrio causado pelo adensamento se destacou pelo desaparecimento dos efeitos da sazonalidade sobre a estruturação das guildas durante o impacto e pela alteração dessa estrutura na comparação da avifauna registrada no inverno do pré-impacto com o inverno durante o enchimento do reservatório. Grupos de aves de solo e sub-bosque tiveram aumentos importantes de sua dominância no contexto avifaunístico geral, caso dos frugívoros de solo, grandes insetívoros de solo e onívoros de sub-bosque, assim como espécies carnívoras. Tradicionalmente, estes conjuntos de aves são considerados mais afetados pela fragmentação florestal, figurando como grupos sensíveis a distúrbios e mais propensos à extinção (Willis, 1979; Bierregaard & Lovejoy, 1989; Aleixo & Vielliard, 1995; Martensen *et al.* 2008; Bregman *et al.* 2014). Insetívoros de borda e de dossel, que tipicamente têm sua abundância aumentada devido à fragmentação (Bierregaard & Lovejoy, 1989; Martensen *et al.* 2008), foram as guildas que tiveram diminuição mais pronunciada de sua dominância na comunidade, sugerindo que, ao menos no curto prazo, os processos que afetam a abundância desses grupos podem ser indiretos e complexos, talvez mediados por interações com outras guildas ou mesmo outros grupos da fauna.

A detecção de mudanças na estrutura das guildas durante o momento de enchimento é importante, pois é possível criar conjecturas acerca dos processos que levaram ao afugentamento de alguns grupos. O aumento pontual da dominância que detectei nas guildas supracitadas pode ter sido decorrente diretamente da fuga, uma vez que após o desmate ocorreu a regeneração da vegetação e formação de capoeiras, condição que poderia permitir a ocupação por algumas espécies de solo e sub-bosque mais resilientes, diminuindo o abandono de algumas aves das áreas afetadas. Durante o enchimento do reservatório, por outro lado, toda a área suprimida foi alagada, expulsando



definitivamente as aves que ali persistiram, as quais só poderiam se abrigar nos remanescentes vizinhos. Alternativamente, o aumento pontual de algumas guildas pode ter sido devido a efeitos indiretos do adensamento, como pelo aumento na disponibilidade de presas, no caso dos carnívoros diurnos. Essas evidências indicam que os impactos da perda de habitat, notadamente o adensamento devido à fuga das áreas impactadas, embora sejam pontuais são profundos e afetam de forma diferencial as guildas de aves. Assim, sugiro que é fundamental considerar as respostas espécie-específicas (Betts *et al.* 2014) mesmo para efeitos imediatos como os aqui estudados, já que as populações de algumas espécies residentes podem ter sua permanência na região posta em risco devido a efeitos demográficos mais pronunciados (Metcalf *et al.* 2007).

A fuga é um efeito generalizado da avifauna, considerando o contexto geográfico avaliado, mas nem todos os grupos apresentaram respostas semelhantes. O adensamento em remanescentes próximos ocorre e se manteve durante os quase 600 dias após o início do impacto (Observação pessoal), mantendo-se os efeitos do influxo de novas aves mesmo por esse longo período. Com relação às variações detectadas na comunidade de aves, embora a sazonalidade afete a dinâmica da avifauna, os desdobramentos causados pelo adensamento exerceram influências bastante fortes, alterando alguns dos padrões naturais. Por meio das alterações no perfil de abundância, pude detectar que o aumento de aves na área de estudo foi mais evidente no inverno, quando também encontrei mudanças na estrutura das guildas. A comunidade de aves foi afetada em diferentes aspectos, evidente tanto em métricas gerais, como o aumento da riqueza e diversidade nas amostragens de verão durante o impacto, como pelas mudanças gerais na composição de espécies e estruturação das guildas. Finalmente, os impactos de supressão e enchimento do reservatório parecem ter efeitos distintos, visto que apenas no enchimento a estrutura da avifauna foi afetada.

Meus resultados, adicionados àqueles obtidos em outras pesquisas, destacam a natureza idiossincrática nas respostas das espécies aos impactos e podem ser indicativo de que as características

da avifauna Neotropical são peculiares. Tal como verificado para espécies que nidificam em cavidades (Cockle *et al.* 2011), as aves da Mata Atlântica podem apresentar padrões ecológicos distintos daqueles classicamente consignados à avifauna, cujo montante de resultados teve origem em climas temperados. Padrões mais amplos e generalizações podem ser obtidas por estudos que considerem uma perspectiva espécie-específica nas respostas à perda de habitat (Betts *et al.* 2014). No entanto, aplicar generalizações unicamente a partir de estudos fora do domínio Neotropical pode não gerar os melhores resultados em análises ambientais, visto que as respostas da avifauna à fragmentação florestal são bastante distintas entre climas tropicais e temperados (Bregman *et al.* 2014).

### **Considerações finais**

Neste estudo, detectei os efeitos da fuga, quantifiquei o adensamento e analisei alterações na composição de espécies e estruturação das guildas de aves em um remanescente florestal após a supressão de hábitat, mas alguns questionamentos surgem naturalmente: quais as potenciais consequências desse adensamento? Como incorporar os resultados aqui obtidos em análises ambientais? Apresento uma breve discussão dos efeitos do adensamento, apontando possíveis rumos para novas investigações e finalizo contextualizando meus resultados no âmbito de análises de impactos ambientais.

O adensamento é responsável por respostas comportamentais que ocorrem no curto prazo, inicialmente detectado por Bierregaard & Lovejoy (1989) em fragmentos amazônicos. Esses autores obtiveram mais capturas em redes, de espécies de estratos superiores e atribuíram os resultados a alterações comportamentais no forrageio dos pássaros. Comparando-se com áreas controle, algumas aves que ocupam o estrato médio da floresta e que são raramente contemplados por esses petrechos passaram a ser facilmente capturados após o isolamento (Bierregaard & Lovejoy 1989). Resultados

semelhantes, embora não explícitos, podem ter sido encontrados em outro estudo na Costa Rica, onde em um dos fragmentos, também afetado por corte seletivo após o isolamento, houve a captura de *Cranioleuca erythropus* (Borgella & Gavin 2005), espécie que habita estratos florestais mais elevados (Parker *et al.* 1996). Alterações comportamentais também foram registradas em aves de áreas abertas após manipulações experimentais que consistiram na remoção da cobertura de arbustos (Wiens *et al.* 1986). Em comparação com parcelas controle, aves com territórios sujeitos à manipulação alteraram o tempo dedicado a atividades de forrageio, canto e deslocamento, embora não houve clara e generalizada tendência, positiva ou negativa, para nenhuma das atividades (Wiens *et al.* 1986).

Além das alterações no uso do espaço vertical, Bierregaard & Lovejoy (1989) relatam que houve aumento na emissão de vocalizações logo após a supressão, o que também verifiquei em meu estudo enquanto as frentes de supressão estavam mais próximas. Não foi meu objetivo quantificar variáveis comportamentais relacionadas à atividade das aves, mas pude constatar que houve aumento no número de vozes emitidas por muitas espécies e a atividade vocal da avifauna se manteve por todo o dia, incluindo espécies que vocalizam em horários pouco flexíveis, como *Grallaria varia* (cuja atividade se refletiu no aumento no número de contatos), mas também *Xiphocolaptes albicollis* (obs. pess.). Essas anormalidades comportamentais podem ser desencadeadas pelo influxo de indivíduos afugentados, que passam a disputar recursos com os espécimes residentes.

Aves apresentam padrões de vocalização bem definidos, que chegam a ser estereotipados (Sick, 1997; Woltmann 2005) e sincronizam respostas comportamentais, como a defesa de território, nessas janelas acústicas (Slabbekoorn 2004; Luther 2008). No entanto, os horários de maior atividade vocal podem se alterar, por exemplo, quando as aves são estimuladas por rivais (Foote 2011). Nesse sentido, perturbações no comportamento vocal podem indicar distúrbios nas interações das aves, mais especificamente à maior incidência de embates. Neste caso, o adensamento pode levar a efeitos deletérios na reprodução pela realocação de energia. Até então, estas interações ainda não foram

detalhadamente avaliadas, mas evidências indiretas foram colhidas em uma população de *Seiurus aurocapillus* (Aves: Parulidae). Após a fragmentação experimental de habitat, houve menor sucesso no pareamento e nidificação de machos em áreas afetadas, que tiveram sua densidade populacional aumentada (Hagan *et al.* 1996). Este é um efeito que ainda merece estudos mais minuciosos, especialmente na Região Neotropical e é especialmente preocupante quando se consideram os presentes resultados, pois detectei grande aumento na abundância da avifauna, capaz mesmo de nublar variações naturais como a sazonalidade.

Os presentes resultados devem ser pensados no âmbito técnico nacional, visto que este tipo de impacto deve ser ainda bastante incidente no Brasil, onde fontes hídricas são o fundamento da geração elétrica do país e os planos governamentais indicam que diversos empreendimentos devem ser construídos nos próximos anos (EPE 2011). Devido à necessidade de alagamento de uma grande área para formação do reservatório, os impactos da perda de habitat oriundos dessas obras causam perdas irreversíveis em sua fauna e flora (Terborgh *et al.* 1997; Cosson *et al.* 1999; Shahabuddin & Terborgh, 1999; Alho 2011; Passamani & Cerboncini 2013). Willis & Oniki (1988), ao realizarem levantamentos de aves na região de Balbina, Amazonas, anteriormente à construção da barragem, já previram a ocorrência do adensamento de aves nos arredores do reservatório, denominando o fenômeno como “efeito estendido de represa”. No entanto, nenhum esforço quantitativo foi realizado no Brasil para avaliar esse efeito, fragilizando as análises de impactos desse tipo de empreendimento ao ignorar os possíveis danos causados pelo afugentamento. De fato, estudos ambientais, obrigatórios pela legislação federal, são frágeis, carregados de erros técnicos e conceituais e apresentam deliberações inconclusivas e invariavelmente subjetivas (Scherer 2011; Ferraz 2012; Landim & Sánchez 2012), aspecto reconhecido inclusive por órgãos do governo brasileiro (ELETROBRÁS, 1999; MPF 2004). Nesse contexto, os presentes resultados assumem grande relevância devido à possibilidade de sua aplicação prática durante o planejamento de programas ambientais, ao longo dos processos de licenciamento de obras causadoras

de impactos. Mais especificamente, meus dados sugerem que, ao menos para a avifauna, a área impactada pela perda de habitat é maior do que as áreas suprimidas. Além disso, reforça-se a concepção que atividades de resgate e realocação de fauna, usualmente conduzidos durante a instalação de grandes empreendimentos, podem ter resultados negativos, não se prestando como medidas eficazes de mitigação dos impactos, em concordância com o sugerido por outros autores (Willis & Oniki, 1988; Rodrigues 2006).

### Referências

- Aleixo A & Vielliard JME, 1995. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12(3):493-511.
- Alho CJR, 2011. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: a review. *Oecologia Australis*, 15(3):539-604.
- Anderson MJ, 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26:32-46.
- Anjos L *et al.*, 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: um análise comparativa baseada em dados empíricos. In Von Matter S *et al.* (eds.) *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Rio de Janeiro: Technical Books. p. 63-76.
- Atwood JL, Bontrager DR & Gorospe AL, 1998. Use of refugia by California Gnatcatchers displaced by habitat loss. *Western Birds*, 29:406-412.
- Belmaker J, Sekercioglu CH & Jetz W, 2012. Global patterns of specialization and coexistence in bird assemblages. *Journal of Biogeography*, 39:193-203.

- Betts MG *et al.*, 2014. A species-centered approach for uncovering generalities in organism responses to habitat loss and fragmentation. *Ecography*, 37:1–11.
- Bibby C, Jones M & Marsden S, 2000. *Expedition field techniques: bird surveys*. Cambridge: BirdLife International.
- Bierregaard RO & Lovejoy TE, 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica*, 19:215-241.
- Bregman TP, Sekercioglu CH & Tobias JA, 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169:372-383.
- Borgella R, & Gavin TA, 2005. Avian community dynamics in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications*, 15(3):1062-1073.
- Borges SH, 2007. Bird assemblages in secondary forests developing after slash-and-burn agriculture in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 23:469-477.
- Brooks T, Tobias J & Balmford A, 1999. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conservation*, 2:211-222.
- CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos), 2014. *Listas das aves do Brasil*. 11ª Edição. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em 2 de abril de 2014.
- Cockle KL, Martin K & Wesolowski T, 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (7):377-382.
- Cosson JF *et al.*, 1999. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation*, 91:213-222
- Cruz GCF, 2007. Alguns aspectos do clima dos Campos Gerais. In Melo MS, Moro RS & Guimarães GB (eds.). *Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná*. Ponta Grossa: Universidade Estadual de Ponta Grossa. p. 59-72.

- Cueto VR & Casenave JL, 2000. Seasonal changes in bird assemblages of coastal woodlands in east-central Argentina. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*, 35:173-177.
- Darveau M *et al.*, 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *Journal of Wildlife Management*, 59(1):67-78.
- Debinski DE & Holt RD, 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 14(2):342-355.
- ELETROBRÁS, 1999. *O tratamento do impacto das hidrelétricas sobre a fauna terrestre*. Rio de Janeiro: Centrais Elétricas Brasileiras-Eletróbás.
- EPE (Empresa de Pesquisa Energética), 2011. *Plano decenal de expansão de energia 2020*. Brasília: Ministério de Minas e Energia, Empresa de Pesquisa Energética.
- Ewers RM & Didham RK, 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81:117-142.
- Fahrig L, 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics*, 34:487-515.
- Ferraz G, 2012. Twelve guidelines for biological sampling in environmental licensing studies. *Natureza & Conservação*, 10(1):20-26.
- Foote JR *et al.*, 2011. Male black-capped chickadees begin dawn chorusing earlier in response to simulated territorial insertions. *Animal Behaviour*, 81:871-877.
- Gomes CMB *et al.*, 2012. Acompanhamento do desenvolvimento de ninhego de *Pulsatrix perspicillata* (Strigiformes: Strigidae) durante processo de supressão de vegetação em aproveitamento hidrelétrico. *Atualidades Ornitológicas*, 163: 6-8.
- Grez A *et al.*, 2004. A transient, positive effect of habitat fragmentation on insect population densities. *Oecologia*, 141:444-451.

- Hagan JM, Haegen WMV & McKinley P, 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology*, 10(1):188-202.
- Hammer Ø, Harper DAT & Ryan PD, 2001. *PAST: Paleontological Statistic Software package for education and data analysis (reference manual)*. Oslo: Natural History Museum, University of Oslo.
- Heck Jr. KL, Van Belle G & Simberloff D, 1975. Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology*, 56:1459-1461.
- Hurlbert SH. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52 (4): 577-586.
- Johnson AB & Winker K, 2010. Short-term hurricane impacts on a Neotropical community of marked birds and implications for early-stage community resilience. *PLoS ONE*, 5 (11):e15109.
- Kirkpatrick C *et al.*, 2002. Trends in abundance of grassland birds following a spring prescribed burn in southern Arizona. *Southwestern Naturalist*, 47(2):282-292.
- Landim SNT & Sánchez LE, 2012. The contents and scope of environmental impact statements: how do they evolve over time? *Impact Assessment and Project Appraisal*, 30(4):217-228
- Laurence W, 2010. Habitat destruction: death by a thousand cuts. In Sodhi NS & Ehrlich PR (eds.). *Conservation biology for all*. Oxford: Oxford University Press. p. 73–87.
- Legendre P. & Legendre L, 1998. *Numerical ecology*. 2<sup>a</sup> ed. Amsterdam: Elsevier.
- Luther DA, 2008. Signaller: receiver coordination and the timing of communication in Amazonian birds. *Biology Letters*, 4:651-654.
- Maack R, 1981. *Geografia física do Estado do Paraná*. Curitiba: Livraria José Olympio e Secretaria do Estado da Cultura e do Esporte do Paraná.
- Macreadie PI *et al.*, 2010. Short term differences in animal assemblages in patches formed by loss and growth of habitat. *Austral Ecology*, 35:515-521.



- Manjarrés-Martínez LM *et al.*, 2012. The performance of three ordination methods applied to demersal fish data sets: stability and interpretability. *Fisheries Management and Ecology*, 19:200-213.
- Malizia LR *et al.*, 2005. Bird communities in andean premontane forests of northwestern Argentina. *Ornitologia Neotropical*, 16:231-252.
- Martensen AC, Pimentel RG & Metzger JP, 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, 141:2184-2192.
- Melo AS, 2008. O que ganhamos confundindo riqueza de espécie e equabilidade num índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8(3):21-27.
- Mendonça FA & Danni-Oliveira IM, 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do rio Tibagi. In Medri M *et al.* (eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina: Universidade Estadual de Londrina. p. 63-66.
- Metcalf CJE, Hampson K & Koons DN, 2007. What happens if density increases? Conservation implications of population influx into refuges. *Animal Conservation*, 10:478-486.
- MPF (Ministério Público Federal), 2004. *Deficiências em estudos de impacto ambiental: síntese de uma experiência*. Brasília: 4ª Câmara de Coordenação e Revisão, Escola Superior do Ministério Público da União.
- Neubert MG, Caswell H & Solow AR, 2009. Detecting reactivity. *Ecology*, 90(10):2683-2688.
- Newell GR, 1999. Responses of Lumholtz's tree-kangaroo (*Dendrolagus lumholtzi*) to loss of habitat within a tropical rainforest fragment. *Biological Conservation*, 91:181-189.
- Parker III TA, Stotz DF & Fitzpatrick JW, 1996. Ecological and distributional databases. In Stotz DF *et al.* (eds.). *Neotropical birds: ecology and conservation*. Chicago: University of Chicago Press. p. 113-436.

- Parker M & Nally RM, 2002. Habitat loss and habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates. *Biological Conservation*, 105:217-229.
- Passamani M & Cerboncini RAS, 2013. The effects of the creation of a hydroelectric dam on small mammals communities in central Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 8 (1):9-16.
- Peet RK, 1975. Relative diversity indices. *Ecology*, 56:496-498.
- Piratelli A *et al.*, 2008. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(2):259-268.
- Rittenhouse CD *et al.*, 2010. Avifauna response to hurricanes: regional changes in community similarity. *Global Change Biology*, 16:905-917.
- Robinson WD, 2001. Changes in abundance of birds in a Neotropical forest fragment over 25 years: a review. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24(2):51-65.
- Rodrigues M, 2006. Hidrelétricas, ecologia comportamental, resgate de fauna: uma falácia. *Natureza & Conservação*, 4(1):29-38.
- Scherer M, 2011. Análise da qualidade técnica de estudos de impacto ambiental em ambientes de Mata Atlântica de Santa Catarina: abordagem faunística. *Biotemas*, 24(4):171-181.
- Schmiegelow FKA, Machtans CS & Hannon SJ, 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78(6):1914-1932.
- Shahabuddin G & Terborgh JW, 1999. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. *Journal of Tropical Ecology*, 15:703-722.
- Sick H, 1997. *Ornitologia brasileira*. 2<sup>a</sup> ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Slabbekoorn H, 2004. Singing in the wild: the ecology of birdsong. In Marler P & Slabbekoorn H (eds.). *Nature's music: the science of birdsong*. San Diego: Academic Press/Elsevier. p. 178-205.

- Sodhi NS, Liow LH & Bazzaz FA, 2004. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35:323-345.
- Sodhi NS *et al.* 2011. Effects of habitat fragmentation on tropical birds. In Sodhi NS *et al.* (eds.). *Conservation of tropical birds*. Chichester: Wiley-Blackwell. p. 27-44.
- Stouffer PC *et al.*, 2011. Understory bird communities in Amazonian rainforest fragments: species turnover through 25 years post-isolation in recovering landscapes. *PLoS ONE*, 6(6):e20543.
- Stouffer PC, Strong C & Naka LN, 2008. Twenty years of understorey bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. *Diversity and Distributions*, 88:1-10.
- Terborgh J, Lopez L & Tello JS, 1997. Bird communities in transitions: the Lago Guri Islands. *Ecology*, 78(5):1494-1501.
- Tilman D *et al.* 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371:65-66.
- Tobias JA, Sekercioglu CH & Vargas FH, 2013. Bird conservation in tropical ecosystems: challenges and opportunities. In MacDonald D & Willis K (eds.). *Key topics in conservation biology 2*. London: John Wiley & Sons. p. 258–276.
- Torezan JMD & Silveira M, 2002. Fatores ambientais, diversidade e similaridade em florestas da bacia do rio Tibagi. In Medri M *et al.* (eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina: Universidade Estadual de Londrina. p. 125-131.
- Torezan JMD, 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. In Medri M *et al.* (eds.). *A bacia do rio Tibagi*. Londrina: Universidade Estadual de Londrina. p. 103-107.
- Turner IM, 1996. Species loss In fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33(2):200-209.
- Van Houtan KS *et al.*, 2007. Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecology Letters*, 10:219-229.

- Veloso HP, Rangel-Filho ALRR & Lima JCA, 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Webb EL, Stanfield BJ & Jensen ML, 1999. Effects of topography on rainforest tree community structure and diversity in American Samoa, and implications for frugivore and nectarivore populations. *Journal of Biogeography*, 26:887-897.
- Wiens JA, Rotenberry JT & van Horne B, 1986. A lesson in the limitations of field experiments: shrubsteppe birds and habitat alteration. *Ecology*, 67(2):365-376.
- Williams SE & Middletown J, 2008. Climatic seasonality, resource bottlenecks, and abundance of rainforest birds: implications for global climate change. *Diversity and Distributions*, 14:69-77.
- Willis EO & Oniki Y, 1988. Aves observadas em Balbina, Amazonas e os prováveis efeitos da barragem. *Ciência e Cultura*, 40(3):280-284.
- Willis EO, 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33(1):1-25.
- Wolff JO, Schauber EM & Edge WD, 1997. Effects of habitat loss and fragmentation on the behavior and demography of Gray-tailed Voles. *Conservation Biology*, 11(4):945-956.
- Woltmann S, 2005. Patterns of daily temporal variation in detectability of forest birds in Bolivia. *Ornitologia Neotropical*, 16:337-346.

**Apêndice 1.** Dados meteorológicos da área de estudo colhidos na estação de Lagoa.

Mês	2010		2011		2012	
	T <sub>média</sub> (°C)	Chuva (mm)	T <sub>média</sub> (°C)	Chuva (mm)	T <sub>média</sub> (°C)	Chuva (mm)
Janeiro	22,37	299,85	22,80	204,69	21,15	180,44
Fevereiro	23,30	112,67	22,38	183,14	23,33	69,04
Março	22,00	161,19	20,88	102,62	21,43	58,25
Abril	19,73	65,78	19,81	87,22	19,57	230,00
Maiο	16,00	70,05	16,30	12,13	16,49	89,05
Junho	15,70	37,24	14,00	137,30	15,20	224,10
Julho	17,00	61,14	16,28	214,16	15,38	56,73
Agosto	17,46	50,19	16,46	126,36	18,11	8,59
Setembro	19,28	49,32	18,04	27,57	19,42	54,44
Outubro	18,84	209,78	19,55	231,14	21,91	63,73
Novembro	20,76	101,22	20,21	122,18	21,55	82,36
Dezembro	21,30	173,39	22,04	126,70	23,88	219,35
Mediana	<b>19,50</b>	<b>85,64</b>	<b>19,68</b>	<b>126,54</b>	<b>20,36</b>	<b>75,70</b>

Dados fornecidos pela empresa Klabin S.A.

**Apêndice 2.** Valores ponderados do Índice Pontual de Abundância (IPA) de cada espécie em cada estação climática e etapa do estudo. Estes valores foram obtidos pela soma da abundância de cada espécie em todas as campanhas, dividida pelo número total de campanhas sob respectiva situação. As espécies foram agrupadas nas 16 guildas propostas por Willis (1979).

Espécie	Pré-impacto		Durante impacto	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
Grandes frugívoros e onívoros de dossel (GFO)				
<i>Patagioenas picazuro</i>	0,23	0,05	0,35	0,25
<i>Patagioenas cayennensis</i>	0,03	0,2	0,25	0,3
<i>Patagioenas plumbea</i>	0,03	0	0,45	0,2
<i>Trogon surrucura</i>	0,37	0,7	0,75	0,65
<i>Trogon rufus</i>	0	0,15	0,15	0,15
<i>Ramphastos dicolorus</i>	0,07	0	0	0,2
<i>Pteroglossus bailloni</i>	0,27	0	0	0
<i>Procnias nudicollis</i>	0	0,3	0	0,3
<i>Tityra cayana</i>	0	0,05	0	0,05
<i>Cyanocorax chrysops</i>	0,13	0,05	0	0,15
<i>Saltator fuliginosus</i>	1,2	0,9	1,15	0,85
Pequenos onívoros de dossel (POD)				
<i>Vireo olivaceus</i>	0	0,05	0,05	0,05
<i>Hemithraupis guira</i>	0,27	0,1	0,05	0,2
<i>Conirostrum speciosum</i>	0,2	0,2	0	0

Espécie	Pré-impacto		Durante impacto	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
<i>Cacicus chrysopterus</i>	0,1	0,05	0,2	0,2
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0,1	0	0	0
<i>Euphonia violacea</i>	0,03	0	0	0
<i>Chlorophonia cyanea</i>	0	0,1	0,1	0,05
Pequenos onívoros de sub-bosque (POS)				
<i>Mionectes rufiventris</i>	0	0	0,1	0,05
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0,4	0	0,05	0,25
<i>Schiffornis virescens</i>	0,03	0	0,35	0,1
<i>Turdus albicollis</i>	0,1	0,35	0,2	0,3
<i>Lanio melanops</i>	0,03	0,15	0,2	0
<i>Habia rubica</i>	0	0	0,25	0,1
Onívoros de borda (OBO)				
<i>Myiozetetes similis</i>	0,03	0	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0	0	0,05	0,05
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0	0,3	0	0,35
<i>Megarynchus pitangua</i>	0,07	0,35	0	0,15
<i>Empidonomus varius</i>	0	0,05	0	0,05
<i>Turdus rufiventris</i>	0,17	0,45	0,5	0,35
<i>Turdus leucomelas</i>	0	0,05	0	0,1
<i>Saltator similis</i>	0,4	0,25	0	0,2

Espécie	Pré-impacto		Durante impacto	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
<i>Tachyphonus coronatus</i>	0,03	0,55	0,1	0,05
<i>Tangara sayaca</i>	0,03	0,1	0	0
Frugívoros de solo (FSO)				
<i>Crypturellus obsoletus</i>	0,27	0,2	0,25	0,2
<i>Crypturellus tataupa</i>	0	0,05	0	0
<i>Odontophorus capueira</i>	0	0	0	0,05
<i>Geotrygon montana</i>	0	0,05	0,3	0,1
<i>Leptotila verreauxi</i>	0	0,05	0,25	0,35
<i>Leptotila rufaxilla</i>	0,03	0	0,15	0,3
Carnívoros diurnos (CAR)				
<i>Caracara plancus</i>	0	0	0	0,05
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0	0	0,05	0
<i>Micrastur ruficollis</i>	0	0	0	0,05
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0	0,05	0,45	0,15
Insetívoros de tronco e galho (ITG)				
<i>Picumnus temminckii</i>	0,27	0,15	0,2	0,15
<i>Melanerpes flavifrons</i>	0	0	0	0,05
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0,13	0,05	0	0
<i>Piculus aurulentus</i>	0,07	0	0,05	0,05
<i>Colaptes melanochloros</i>	0	0	0,05	0



Espécie	Pré-impacto		Durante impacto	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
<i>Dryocopus lineatus</i>	0,2	0	0,1	0
<i>Campephilus robustus</i>	0	0	0,15	0,05
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0,53	0,2	0,45	0,3
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0,3	0,1	0,5	0,25
<i>Xenops rutilans</i>	0,03	0,15	0,15	0,05
Grandes insetívoros de solo (GIS)				
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	0	0	0	0,05
<i>Nonnula rubecula</i>	0,03	0	0,1	0
<i>Pyriglena leucoptera</i>	0,6	0,3	1,05	0,5
<i>Grallaria varia</i>	0,03	0,2	0,3	0,25
<i>Chamaeza campanisona</i>	0,33	0,45	0,65	0,55
<i>Chamaeza meruloides</i>	0,1	0,2	0,15	0,1
<i>Sclerurus scansor</i>	0	0	0,05	0,05
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0,1	0,15	0,3	0,15
Pequenos insetívoros de solo (PIS)				
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0,4	0,2	0,45	0,35
<i>Conopophaga lineata</i>	0,3	0,1	0,35	0,3
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	0,03	0	0,25	0,1
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	0,6	0,6	0,9	0,8
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	0,7	0,3	0,6	0,75

Espécie	Pré-impacto		Durante impacto	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
Insetívoros de sub-bosque (ISU)				
<i>Automolus leucophthalmus</i>	0	0	0,05	0
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,03	0,05	0,15	0,1
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0,07	0,15	0,2	0
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	0,13	0,05	0,05	0,35
<i>Arremon semitorquatus</i>	0	0,1	0,2	0
<i>Basileuterus culicivorus</i>	1,43	0,8	1,35	0,9
Insetívoros de bambuzais e emaranhados (IBE)				
<i>Batara cinerea</i>	0,17	0	0,1	0,15
<i>Mackenziaena severa</i>	0,73	0,7	0,35	0,55
<i>Drymophila rubricollis</i>	0,33	0,5	0,75	0,5
<i>Drymophila ochropyga</i>	0,47	0,1	0,25	0,3
<i>Psiloramphus guttatus</i>	0,33	0,7	0,7	0,45
<i>Campyloramphus falcularius</i>	0	0	0,1	0,05
<i>Hemitriccus diops</i>	0,47	0,1	0,8	0,35
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	0,07	0	0	0
<i>Myiornis auricularis</i>	0,3	0	0,35	0,05
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	0,1	0,05	0,2	0,1
Insetívoros de estrato intermediário (IEI)				
<i>Piaya cayana</i>	0,17	0,25	0,05	0,1

Espécie	Pré-impacto		Durante impacto	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	0,07	0	0	0,15
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,17	0,1	0,45	0,4
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0,03	0,05	0	0,1
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0,33	0,05	0,25	0,05
<i>Myiobius barbatus</i>	0	0	0,05	0
<i>Sirystes sibilator</i>	0,03	0	0	0
<i>Pachyramphus castaneus</i>	0,23	0,1	0,05	0,05
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,03	0,05	0	0,05
Pequenos insetívoros de dossel (PID)				
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	0,03	0	0	0
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0	0	0,05	0
<i>Philydor rufum</i>	0,2	0	0,15	0,1
<i>Phyllomyias virescens</i>	0,03	0	0	0
<i>Myiopagis caniceps</i>	0,23	0	0	0,05
<i>Phylloscartes sylviolus</i>	0	0	0	0,05
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0,17	0,3	0,1	0,3
<i>Contopus cinereus</i>	0,1	0	0	0,1
<i>Colonia colonus</i>	0	0	0,05	0,05
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,7	0,65	0,5	0,6
<i>Parula pitiayumi</i>	0,57	0,35	0,3	0,45

Espécie	Pré-impacto		Durante impacto	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão
Insetívoros de borda (IBO)				
<i>Drymophila malura</i>	0,23	0,25	0,2	0,05
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	0,03	0,1	0,05	0,1
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,1	0	0	0
<i>Capsiempis flaveola</i>	0,47	0,45	0,3	0,4
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0	0,15	0	0,1
<i>Pachyramphus validus</i>	0	0	0,05	0
Granívoros de borda (GBO)				
<i>Haplospiza unicolor</i>	0	0	0,1	0
<i>Cyanoloxia moesta</i>	0,03	0,1	0	0,05
Nectarívoros (NEC)				
<i>Phaethornis eurynome</i>	0,1	0,15	0,2	0,25
<i>Stephanoxis lalandi</i>	0	0	0	0,05
<i>Leucochloris albicollis</i>	0,03	0	0	0