

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO DE SÃO PAULO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CONSERVAÇÃO DA FAUNA**

BRUNA LEONE GAGETTI

**Aves insetívoras e sua relação com taxas de folivoria no
Parque Estadual Carlos Botelho, SP**

Sorocaba
2015

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO DE SÃO PAULO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CONSERVAÇÃO DA FAUNA**

BRUNA LEONE GAGETTI

**Aves insetívoras e sua relação com taxas de folivoria no
Parque Estadual Carlos Botelho, SP.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Conservação da Fauna como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestra Profissional em Conservação da Fauna, sob orientação do Prof.º Dr.º Augusto João Piratelli

Sorocaba
2015

Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da Biblioteca Comunitária UFSCar
Processamento Técnico
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

G133a Gagetti, Bruna Leone
 Aves insetívoras e sua relação com taxas de
folivoria no Parque Estadual Carlos Botelho, SP /
Bruna Leone Gagetti. -- São Carlos : UFSCar, 2015.
 79 p.

 Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de
São Carlos, 2015.

 1. Bioindicadores. 2. Cascata trófica. 3. Exclusão
de aves. 4. Mata Atlântica. I. Título.

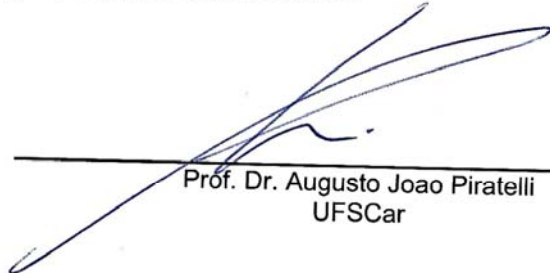


UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Conservação da Fauna

Folha de Aprovação


Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Bruna Leone Gagetti, realizada em 02/06/2015:



Prof. Dr. Augusto Joao Piratelli
UFSCar



Prof. Dr. Afexander Vicente Christianini
UFSCar



Prof. Dr. Alexander Zamorano Antunes
IF

Agradecimentos

Agradeço primeiramente ao meu orientador, Prof. Dr. Augusto João Piratelli, ou melhor, ao Pira, pelos 8 anos de amizade e 5 anos de orientação, por toda sua dedicação, inclusive aos finais de semana e dias chuvosos com uma Kombi atolada. E por ser parte essencial da minha formação profissional e pessoal.

À minha companheira de campo, amiga e irmã de coração, Suelen Moraes, por compartilhar todas as alegrias e preocupações de um mestrado e momentos inesquecíveis como quando pulamos de alegria por ver uma anta pela primeira vez. Este trabalho também é seu.

Aos doutores Alexander Christianini e Alexsander Zamorano por aceitarem compor e enriquecer a banca deste trabalho.

Aos amigos Carlos Biagolini, Daniel Perrella, Lais Ribeiro, Márcio Camargo e Paulo Zima por toda ajuda e companhia durante o campo e no LECO e auxílio na identificação de vocalizações.

Aos professores Mercival Francisco e Marcelo Nivert pela amizade e convivência no LECO, além do empréstimo das câmeras traps.

À Gabriela Rodrigues pelo enorme auxílio em campo e por manter o ânimo e disposição mesmo na semana mais “punk” no PECB.

Ao Marcos Melo pela ajuda na identificação das vocalizações, adicionando novas espécies em minha lista, o que foi fundamental.

À Camila Moraes pela grande ajuda na parte estatística.

Às minhas queridas amigas Gabriela Rosa e Camila Martins por serem tão presentes nos últimos meses, sempre me incentivando, animando e compartilhando conquistas e felicidade.

Às amigas da primeira turma PPG-CFau, pelas risadas e descontração durante o período de disciplinas e pela experiência da convivência entre oito mulheres.

À minha família, Mãe, Pai, Irmãos, Romeu e Avós por todo apoio, carinho e atenção em todos os dias da minha vida. São os verdadeiros responsáveis pelo o que sou e por todas as minhas conquistas. Por terem montado comigo uma linha de produção de redes e lagartas o que não seria possível sem vocês.

Ao meu namorado Thiago, por ser tão companheiro e compreensivo. Pela enorme ajuda em campo, resistindo a todos os pernilongos do mundo. Por participar da

linha de produção se tornando um costureiro de redes. E por todos os doces maravilhosos.

À UFSCar por possibilitar minha formação neste mestrado profissional.

À Fundação Parque Zoológico de São Paulo, pelo auxílio financeiro e toda sua equipe, em especial à Juçara Máximo pela dedicação oferecida ao mestrado

Ao projeto Biota – Predadores de Topo, pelo financiamento parcial desta pesquisa.

Ao Instituto Florestal e Fundação Florestal por possibilitar a execução deste projeto no Parque Estadual Carlos Botelho.

Ao Maia, gestor do PECB e toda sua equipe, pelo suporte, oferecimento de infraestrutura e por me darem a oportunidade de conhecer este local maravilhoso.

Muito obrigada!

Resumo

As aves contribuem para diversos tipos de serviços ambientais, como a predação de artrópodes, que resulta em seu controle populacional, redução na folivoria e maiores taxas de crescimento das plantas. Além disso, aves insetívoras são sensíveis às perturbações ambientais, necessitando de áreas protegidas para sua conservação e sendo indicadores de qualidade ambiental. Neste trabalho nós caracterizamos a avifauna insetívora e testamos o efeito desta sobre a abundância de artrópodes e taxas de folivoria, comparando três áreas de estágios sucessionais, usos e zoneamento distintos e períodos do ano em uma área protegida de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. As áreas selecionadas foram: área antropizada (sede), estágio inicial e estágio avançado de sucessão. Para isso, realizamos a amostragem da avifauna por meio de 12 pontos fixos durante 13 meses, classificamos as aves em guildas e agrupamos os consumidores de artrópodes entre insetívoras estritas e facultativas. Também fizemos um experimento de exclusão de aves aplicado duas vezes (estação chuvosa e seca). Analisamos a abundância de artrópodes coletados e o dano foliar ocorrido durante o experimento em ramos com rede de exclusão e controle. 186 espécies de aves foram registradas, sendo 142 consumidoras de artrópodes. A composição de aves foi afetada pela variação espacial, já a variação temporal apresentou uma influência difusa. A área de estágio avançado abriga maior riqueza de espécies especialistas, ameaçadas, endêmicas e com alto grau de sensibilidade ambiental, mas estas também estão presentes nas outras áreas. A sede adiciona espécies generalista e de baixo grau de sensibilidade à área estudada. A remoção das aves resultou em um aumento significativo da abundância ($z=24,682$, $p=0$) e diversidade ($z=12,825$, $p=0$) de artrópodes, porém isso não refletiu em diferenças na folivoria e esta pode estar sendo controlada por outros fatores como o efeito *bottom-up*. A abundância de artrópodes apresentou relação inversa com a abundância de aves insetívoras estritas e facultativas e este controle por meio da predação ocorreu em todas as áreas, indicando a importância de espécies onívoras. Nossos resultados mostram que a variação espacial da avifauna insetívora evidencia as potencialidades de cada área, sendo que todas apresentam a manutenção do papel funcional destas aves. É importante que estes pontos sejam considerados no manejo de cada zona para ações efetivas na conservação.

Palavras-chaves: bioindicadores, cascata trófica, exclusão de aves e Mata Atlântica.

Abstract

Birds contribute to many kinds of environmental services, such as predation on arthropods, which results in their population control, and reduced folivory and higher growth rates of plants. In addition, insectivorous birds are sensitive to environmental disturbances, requiring protected areas for conservation and being indicators of environmental quality. In this research, we sampled the insectivorous birds and tested whether they affect the abundance of arthropods and folivory rates. We compared three areas of different successional stages and management, and seasonality in a protected area of Atlantic Forest in southeastern Brazil. The areas selected were anthropic area (“sede”), early and advanced stages of succession. We carried out samplings of birds through 12 fixed points for 13 months and classified species in guilds, grouping the consumers of arthropods between strict and facultative insectivorous. We also proceed a twice bird exclusion experiment (rainy and dry season), comparing arthropod abundance and foliar damage in covered vs. non-covered branches. A total of 186 species of birds have been recorded, with 142 consumers of arthropods. The composition of birds was affected by spatial variation, as the temporal variation presented a diffuse influence. The advanced stage area hosts a higher species richness of specialists, threatened, endemic and with a high degree of environmental sensitivity. The “sede” adds generalist and low degree of sensitivity species. The exclusion of birds resulted in a significant increase in abundance ($z=24,682$, $p = 0$) and diversity ($z=12,825$, $p = 0$) of arthropods, but this was not reflected in differences in folivory; thus which may be driven by other factors such as the bottom-up effect. The abundance of arthropods showed an inverse relationship with the abundance of strict and facultative insectivorous birds and this control through predation occurred in all areas, suggesting the importance of omnivorous species. The spatial variation of insectivorous birds highlights the potential of each sampled area for maintenance of the functional role of these birds, and this might be considered for management practices.

Keywords: Atlantic Forest, bio-indicators, bird exclusion and trophic cascade.

Sumário

1. Introdução geral	6
2. Objetivos.....	10
3. Caracterização da área de estudo.....	10
4. Desenho experimental.....	16
5. Artigos produzidos.....	17
Capítulo 1 – Variação espaço temporal da avifauna insetívora em área protegida na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil.....	18
Capítulo 2 – Predação de artrópodes por aves e herbivoria foliar na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil.....	37
6. Conclusão geral.....	59
7. Referências gerais.....	60
8. Apêndices.....	65

1. Introdução geral

As aves ocupam uma grande variedade de nichos e suas espécies geralmente apresentam vocalizações frequentes, cores vibrantes e comportamento diurno, sendo assim de fácil detecção (CANADAY, 1996). Este é um dos motivos pelo qual é também um dos grupos mais bem estudados em termos de sua ecologia e taxonomia e com grande conjunto de dados sobre variação interespecífica em atributos funcionais (VANDEWALLE et al., 2010). A importância das aves nos processos ecológicos é evidenciada em diversos trabalhos (e.g. ANDERSON et al., 2011; SETHI; HOWE, 2009; VAN BAEL; BRAUN; ROBINSON, 2003).

Por voarem, são extremamente móveis, realizando deslocamentos em grandes distâncias e assim conectando áreas distintas, o que as inserem no conceito de *mobile links* (LUNDBERG; MOBERG, 2003; PIÑA-RODRIGUES et al., 2009). Também apresentam uma taxa metabólica alta que exige um consumo constante de energia (SICK, 1997, WHELAN; WENNY; MARQUIS, 2008). Essas características fazem com que as aves sejam ótimas provedoras de serviços ecossistêmicos (WHELAN; WENNY; MARQUIS, 2008). Essa contribuição permeia diversos tipos de serviços ecossistêmicos, como fontes de alimentos e de matéria prima; beneficiando o cognitivo por meio de sua beleza e por práticas recreativas como a observação de aves; controlam doenças humanas por meio do consumo de carcaças; além de serem espécies funcionais fundamentais para alguns processos ecológicos (SEKERCIOGLU, 2006).

Com o cenário atual de degradação ambiental e fragmentação, a perda de habitat e sua fauna associada tem efeitos negativos e de forma previsível também sobre os processos tróficos e a funcionalidade dos ecossistemas (BREGMAN; SEKERCIOGLU, TOBIAS, 2014). Mais especificamente, o declínio populacional das espécies de aves pode representar uma ameaça aos processos fundamentais dos ecossistemas como polinização, dispersão de sementes e controle de pragas (SEKERCIOGLU; DAILY; EHRLICH, 2004).

As aves respondem diferentemente às modificações do ambiente, dependendo de sua história evolutiva, comportamento e características biológicas intrínsecas (ISAAC; COWLISHAW, 2004; SODHI; LIOW; BAZZAZ, 2004). Enquanto espécies onívoras se adaptam melhor a um número maior de fisionomias, mesmo àquelas alteradas pelo

uso antrópico, espécies insetívoras especializadas são mais passíveis de desaparecerem em um ambiente perturbado (SEKERCIOGLU et al., 2002; BREGMAN; SEKERCIOGLU, TOBIAS, 2014). Seu desaparecimento deve-se a diversos fatores como mudanças no microclima, aumento da quantidade de predadores e baixa capacidade de dispersão (CANADAY, 1995).

O alto grau de especialização de aves insetívoras pode estar relacionado ao fato que, diferentemente de frutos, sementes e flores, invertebrados conseguem evitar ativamente seus predadores e assim, as espécies teriam evoluído em muitos nichos especializados em procurar diferentes presas em determinados micro habitats (SEKERCIOGLU et al., 2002). É o caso dos insetívoros de sub-bosque que, em geral, apresentam alta especificidade de habitat, baixa densidade populacional, pequena capacidade de dispersão e ficam mais restritos ao interior da floresta do que espécies de outras guildas (STOUFFER; BIERREGAARD, 1995).

A insetivoria é um serviço ecossistêmico (WENNY, 2011) bastante explorado e diretamente relacionado com os benefícios existentes em um ambiente agrícola, com o controle de pragas. Porém, ao mesmo tempo, o consumo de artrópodes representa um controle populacional de herbívoros, resultando em uma maior taxa de crescimentos das plantas também em ecossistemas naturais (MÄNTYLÄ; KLEMOLA; LAAKSONEN, 2010; WHELAN; WENNY; MARQUIS, 2008).

A presença de artrópodes herbívoros e consequente folivoria afeta diretamente o valor adaptativo das plantas, reduzindo seu crescimento, sucesso reprodutivo e chances de sobrevivência, podendo até mesmo alterar a estrutura populacional das espécies vegetais (MARQUIS, 2005). Além disso, para atender suas exigências nutricionais, os herbívoros são bastante seletivos quanto as espécies e partes de plantas consumidas (SCHMITZ, 2008), podendo assim alterar a composição da comunidade vegetal sem ter necessariamente um efeito negativo à biomassa vegetal total (PASTOR; COHEN, 1997; RITCHIE; TILMAN; KNOPS, 1998).

Existem alguns padrões definidos para herbivoria (COLEY; BARONE, 1996): florestas tropicais apresentam maior dano foliar do que florestas temperadas; espécies de plantas de florestas secas (como Estacional Semidecidual) sofrem mais folivoria do que as de florestas úmidas (como Ombrófila Densa); nos trópicos, as folhas novas são

mais consumidas do que folhas maduras, o oposto ocorre em zonas temperadas; e há maior herbivoria em folhas do sub-bosque do que as da copa.

As relações evolutivas entre herbívoros e plantas e a pressão da herbivoria resultaram em adaptações químicas, mecânicas e fenológicas como defesas nas plantas (FUTUYMA; AGRAWAL, 2009), principalmente em florestas tropicais. Nas folhas, a estratégia é apresentar características como baixa qualidade nutricional, maior resistência do tecido e grande variedade de metabólitos secundários, assim os artrópodes demoram um maior tempo com a alimentação, ficando mais vulneráveis aos predadores (COLEY; BARONE, 1996). Mais especificamente, com relação à família Melastomataceae, suas folhas são pilosas em muitas espécies, havendo tricomas de formas variadas e complexas, e com margens lisas ou serradas (REIS; BIERAS; SAJO, 2005).

Sendo as aves um dos predadores naturais dos artrópodes herbívoros e também carnívoros, elas contribuem para o efeito *top-down*, controlando os níveis de folivoria (VAN BAEL et al., 2008). Ou seja, o efeito *top-down* ocorre quando a estrutura de níveis tróficos inferiores é direta ou indiretamente afetada por consumidores de níveis tróficos superiores (HAIRSTON; SMITH; SLOBODKIN, 1960). Esta relação interespecífica que envolve predadores, herbívoros e plantas encontra-se dentro do conceito ecológico de cascata trófica (PAINE, 1980), que pode sofrer flutuações em diferentes situações. Por exemplo, BORER e colaboradores (2005) sugerem que os invertebrados herbívoros causam uma cascata trófica mais forte do que os vertebrados herbívoros.

O estudo das cascatas tróficas é importante para a conservação de ecossistemas naturais, pois auxilia no entendimento dos efeitos consequentes da extinção local de predadores em um sistema perturbado (PACE et al., 1999) e, com a remoção deliberada de espécies de uma comunidade, é possível compreender melhor suas funções na teia alimentar. Algumas espécies são mais ligadas à estrutura da teia alimentar do que outras, chamadas assim de *espécies-chaves* e podem ocorrer em qualquer nível trófico (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2006).

Porém é importante salientar que a organização de uma teia alimentar não representa necessariamente a organização de uma comunidade, esta necessita

consideravelmente de mais informações, mas tem um auxílio indiscutível na compreensão das múltiplas interações interespecíficas. As teias, muitas vezes, apresentam uma abordagem generalista e dá pouca atenção para a competição *cross-links* (PAINE, 1980). Além disso, comunidades também sofrem o efeito *bottom-up*, em que características como a concentração de nutrientes e disponibilidade de presas, presentes em níveis tróficos inferiores, influenciam níveis superiores. Neste caso as populações são afetadas predominantemente por competição e não por predação (POLIS; STRONG, 1996)

As interações de uma cascata trófica sofrem modificações no tempo e espaço (MAZÍA; KITZBERGER; CHANETON, 2004), como consequência de alterações nas condições climáticas durante o ano, e no tipo de uso da terra em diferentes locais. Isto ocorre por conta da flutuação natural de populações de animais e plantas e da possibilidade de declínio populacional e extinção local, dependendo do grau de perturbação da área e com isso há uma perda associada de seus papéis funcionais nos ecossistemas naturais (PIMM et al., 2006).

Um exemplo de modificação na escala espacial é o aumento da herbivoria em bordas de florestas, sendo esta correlacionada com a diminuição dos predadores dos herbívoros (ALMEIDA; WIRTH; LEAL, 2008) e com a maior disponibilidade de folhas palatáveis (URBAS et al., 2007) e menor quantidade de estruturas de defesa físicas ou químicas (COLEY; BARONE, 1996) das espécies vegetais pioneiras.

Considerando que 89,5% das espécies de aves brasileiras presentes na lista vermelha da IUCN tem como principal fator de ameaça a perda e degradação de habitat (MARINI; GARCIA, 2005), a criação de áreas protegidas é uma das maneiras mais efetivas para a conservação deste grupo (GOERCK, 2006), o que é fundamental para a manutenção do serviço ecossistêmico advindo da insetivoria.

Por estar relacionado diretamente com as necessidades humanas, o conceito de serviços ecossistêmicos pode ser considerado estratégico para a argumentação da conservação (BALVANERA et al., 2001). E apesar de haver estudos sobre as ameaças, valoração, oferta, demanda e sobre o cenário atual e futuro (BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009), a compreensão da ecologia por trás desses serviços ainda é fraca (CARPENTER et al., 2009; KREMEN; OSTFELD, 2005). Para KREMEN (2005),

essas pesquisas devem incluir a identificação das espécies ou grupos funcionais que são fundamentais para sua ocorrência, a avaliação dos fatores ambientais que influenciam a capacidade dessas espécies em prover os serviços e a medição da escala espaço-temporal em que os provedores e o serviço operam.

2. Objetivos

Objetivo geral

Estudar a avifauna insetívora em um contexto de área protegida e seu papel na cascata trófica como predadores, testando a influência de áreas com estágios sucessionais, usos e zonas diferentes (escala espacial) e períodos do ano (escala temporal) na abundância de artrópodes e folivoria, na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil.

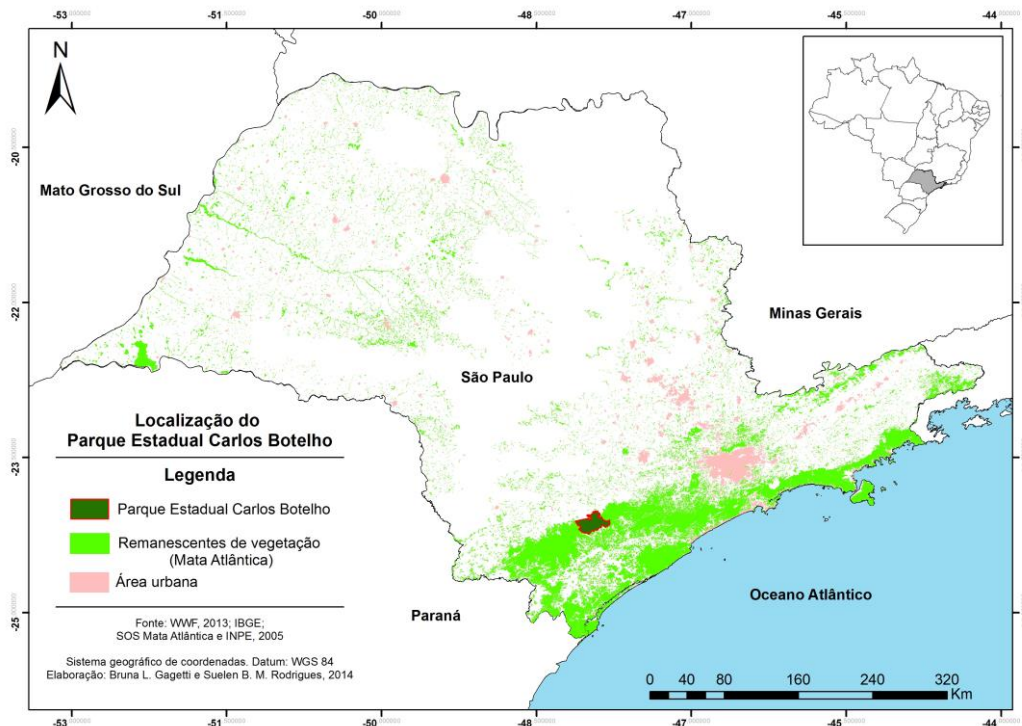
Objetivos específicos

- Caracterizar e comparar a assembleia de aves insetívoras em três áreas de zonas e estágios sucessionais distintos de Floresta Ombrófila Densa em diferentes períodos do ano, no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo;
- Avaliar a influência da presença de aves insetívoras sobre a biomassa e abundância de artrópodes, comparando áreas e períodos do ano distintos;
- Avaliar a influência indireta da presença de aves insetívoras na folivoria, comparando áreas e períodos do ano distintos;

3. Caracterização da área de estudo

O Parque Estadual Carlos Botelho - PECB (Lat 24° 06' 55'' e 24° 14' 41'' S / Long 47° 47' 18'' e 48° 07' 17'' W) é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, criado pelo Decreto nº 19.499 de 10/09/1982, com área total de 37.644 hectares, apresentando situação fundiária totalmente regularizada. Sua área total é de 37.644 hectares e localiza-se no estado de São Paulo (Figura 1), nos municípios de São Miguel Arcanjo (7.080 ha), Sete Barras (22.417 ha), Capão Bonito (7.005 ha) e Tapiraí (1.141 ha) (SÃO PAULO, 2008).

Figura 1: Localização do Parque Estadual Carlos Botelho no estado de São Paulo.



Fonte: autoria própria.

Gerido pela Fundação Florestal, o PECB apresenta zoneamento estabelecido desde 2008 com a elaboração de seu plano de manejo. Este teve como base o Roteiro Metodológico do IBAMA (BRASIL, 2002) para a definição de suas zonas (intangível, primitiva, uso extensivo, histórico-cultural, uso intensivo, uso especial, recuperação e uso conflitante), utilizando como critérios aspectos físicos, indicativos de valores para a conservação e indicativos para vocação do uso (SÃO PAULO, 2008).

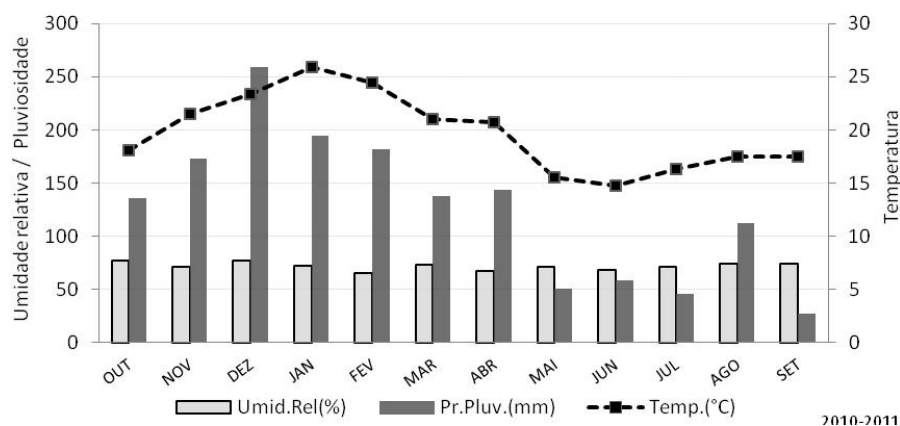
O zoneamento é o principal produto de um plano de manejo, sendo essencial para uma gestão eficiente. Segundo o SNUC (Lei Federal 9.985/2000) o zoneamento é:

a definição de setores ou zonas em uma unidade de conservação com objetivos de manejo e normas específicas, com o propósito de proporcionar os meios e as condições para que todos os objetivos da unidade possam se alcançados de forma harmônica e eficaz.

Sua amplitude altitudinal é bastante elevada, com áreas de 20 a 1000 metros acima do nível do mar, o que confere ao parque grande diversidade de ambientes. O clima é classificado no sistema de Köppen como quente e úmido sem estiagem (Cfa)

para áreas submontanas e de baixada e como temperado úmido sem estiagem (Cfb) nas áreas montanas (FERRAZ; VERJABEDIAN, 1999). Os períodos de chuva são bem definidos entre os meses de outubro e março e de seca entre abril e setembro; apesar disso a umidade se mantém estável em todos os meses do ano (Figura 2). A precipitação média anual fica entre 1500mm e 2200 mm e a temperatura média entre 18° a 20 °C (SÃO PAULO, 2008).

Figura 2: Medidas mensais de temperatura (°C), umidade relativa (%) e pluviosidade (mm) no período de outubro de 2010 a setembro de 2011 do Parque Estadual Carlos Botelho, SP.



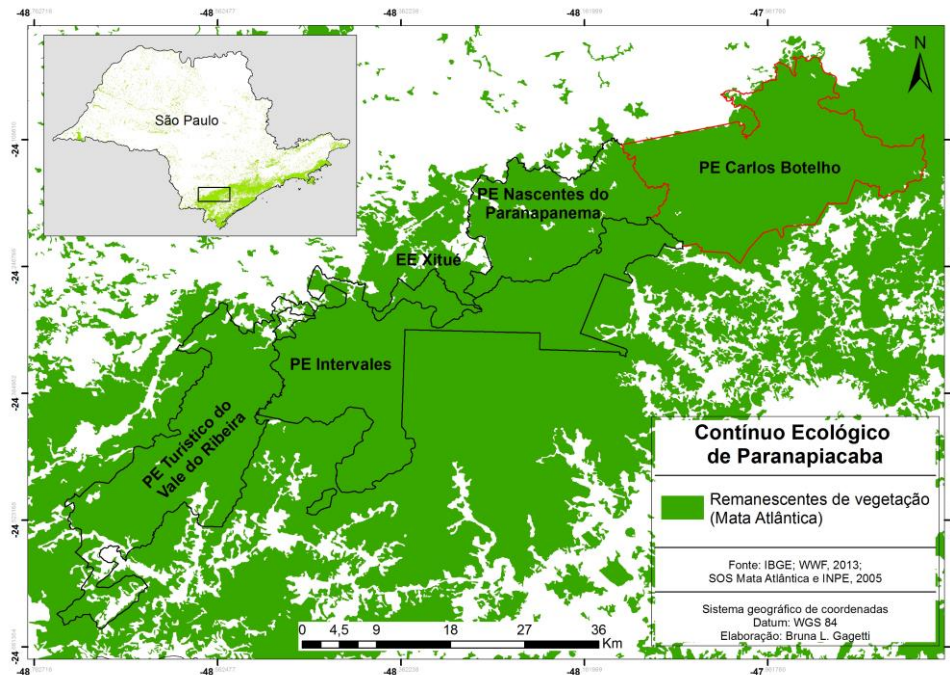
Fonte: Silva, 2012.

O PECB localiza-se no bioma Mata Atlântica, conhecido mundialmente por apresentar uma das maiores diversidades de espécies do planeta e um dos maiores índices de endemismo (MYERS et al., 2000). Ao mesmo tempo, é também um dos biomas mais devastados que existe, com apenas 12,5% de sua área original (RIBEIRO et al., 2009), sendo considerado assim um “hotspot” mundial (MYERS, 1988). Ainda ameaçadas pela expansão urbana, atividades agrícolas e exploração predatória, as diversas formações desse bioma se concentram atualmente, principalmente, em pequenos fragmentos isolados uns dos outros (GASCON; WILLIAMSON; FONSECA, 2000).

A criação do PECB é de grande importância para a conservação, uma vez que é um dos poucos locais em que ainda existem vastos trechos de floresta madura, além de estar inserido em um dos maiores contínuos florestais do bioma no país (GALETTI et al., 2009). O contínuo ecológico de Paranapiacaba é formado por um conjunto de cinco Unidades de Conservação de Proteção Integral (Figura 3), que compreende mais de

460.000 ha de floresta (BROCARDO et al., 2012). Além disso, o parque também está inserido na Zona Núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, pela Resolução UNESCO 1991 e declarado Sítio do Patrimônio Natural Mundial da Humanidade, também pela UNESCO em 1998 (SÃO PAULO, 2008).

Figura 3: O contínuo ecológico de Paranapiacaba e as unidades de conservação que o compõe.



Fonte: autoria própria.

A vegetação predominante no PECB é a floresta ombrófila densa, ocorrendo diferentes categorias ao longo do gradiente altitudinal: floresta ombrófila densa de terras baixas (de 0 a 50m), floresta ombrófila densa submontana (de 51 a 500m) e floresta ombrófila densa montana (de 501 a 1500m) (KRONKA et al., 2005). Há também a presença de espécies consideradas exóticas para a região, como plantios de araucárias, bananais e eucaliptos (FERRAZ; VARJABEDIAN, 1999).

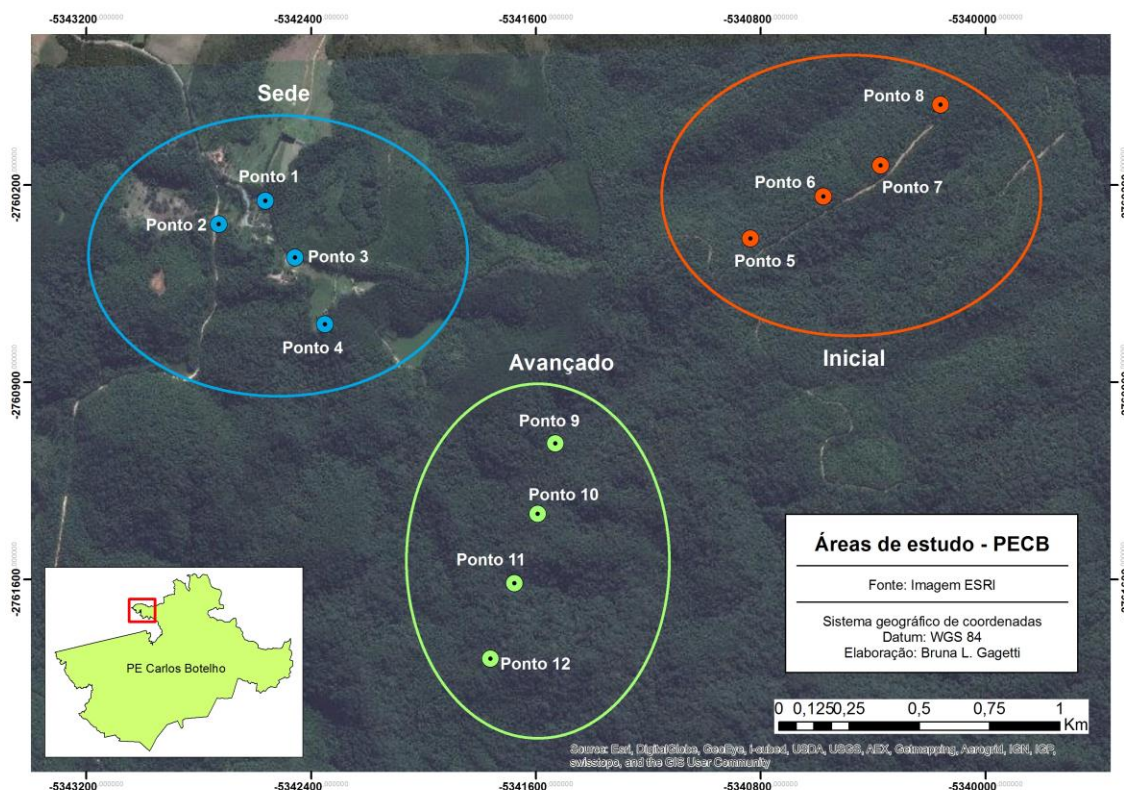
O parque é conhecido por apresentar uma rica fauna característica de ambientes preservados, com ocorrência de aves e mamíferos de grande porte e espécies ameaçadas de extinção, como por exemplo *Panthera onca*, *Puma concolor*, *Speothos venaticus*, *Brachyteles arachnoides* (considerado símbolo do parque), *Tayassu peccari*, *Tapirus terrestres*, *Tinamus solitarius* e *Pipile jacutinga* (BEISIEGEL; MANTOVANI, 2006). Recentemente também houve o primeiro registro de *Leontopithecus chrysopygus*, o que

pode representar avanços na conservação desta espécie ameaçada de extinção (RODRIGUES; GAGETTI; PIRATELLI, 2014) e declarada como patrimônio ambiental do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2014).

A região escolhida para este trabalho localiza-se no município de São Miguel Arcanjo, entre 730 e 810 metros de altitude e caracterizada como floresta ombrófila densa montana. É nesta parte do PECB onde está estabelecida a principal base do parque, havendo uma maior concentração de funcionários e atividades de turismo e educação ambiental, sendo a área com menor atividade de caçadores e palmiteiros. Por essa condição, é, possivelmente, o local menos alterado do parque e com maior potencial de abrigar a fauna original (BROCARDÓ et al., 2012).

Selecionamos três áreas de estudo distintas: uma área utilizada como sede do PECB; uma área de floresta em estágio secundário inicial de sucessão; e uma área de floresta em estágio avançado de sucessão (Figura 4). A caracterização do estágio sucessional das duas áreas florestais foi realizada previamente por Silva (2012).

Figura 4: Localização das três áreas de estudo e seus respectivos pontos de amostragem no Parque Estadual Carlos Botelho, município de São Miguel Arcanjo, SP.



Fonte: Autoria própria.

A sede é caracterizada por um uso intenso para atividades turísticas e de educação ambiental e para a administração do parque. Dessa forma apresenta diversas fisionomias ligadas ao paisagismo, com espécies ornamentais exóticas e plantios de araucárias; construções como áreas para exposições e alojamento; arruamento com movimento constante de veículos; e uma trilha suspensa adequada à visitação de cadeirantes. Está inserida na zona de uso intensivo do PECB.

A área inicial está no limite oeste do parque, havendo um grande aceiro em sua borda e não é aberto para visitação. A propriedade limítrofe apresenta vegetação contígua ao parque de fisionomia semelhante. Encontra-se na zona de recuperação.

A área chamada de avançado concentra-se ao longo do percurso de uma trilha conhecida localmente como Trilha do Braço do Rio Taquaral. É uma trilha aberta à visitação, porém apenas em grupos pequenos e com o acompanhamento de monitores. A borda dessa área não está em contato com área aberta, mas sim com um grande plantio de Araucárias. Apresenta trechos de floresta primária, com copas entre 20 a 30 metros de altura e árvores emergentes com pelo menos 40 metros de altura e um sub-bosque bastante desenvolvido (CUSTODIO FILHO, 2002), pertencendo à zona primitiva (Figura 5).

Figura 5: Áreas de estudo, a: sede; b: plantio de araucária na sede; c: inicial; d: avançado.



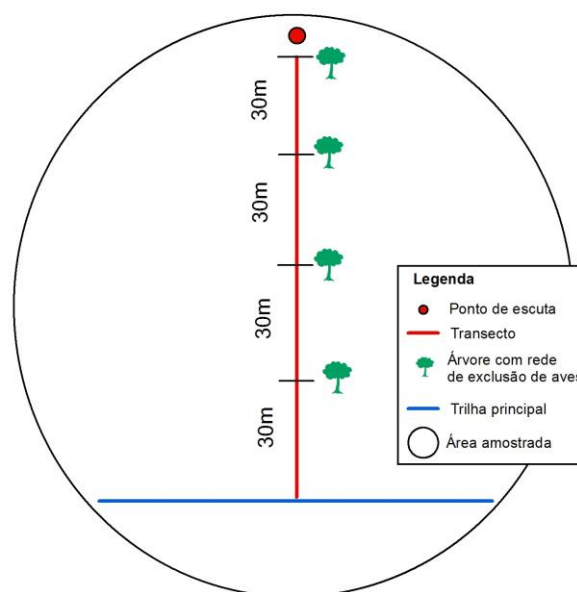
Fonte: Autoria própria.

4. Desenho experimental

Para a amostragem da avifauna, delimitamos 12 pontos fixos, quatro em cada área (Figura 4). Os pontos se distanciam um dos outros em um mínimo de 200 metros e foram dispostos de maneira a amostrarem o maior número de fisionomias diferentes, no caso da sede, e compreenderem uma porção representativa de cada área. Nas áreas inicial e avançado os pontos foram demarcados a uma distância de 120 metros da borda do aceiro e trilha, respectivamente. Também foram consideradas as espécies de aves registradas durante deslocamentos, dessa forma essa amostragem contemplou também as trilhas principais.

Para a avaliação da influência das espécies de aves sobre a abundância de artrópodes e folivoria, realizamos um experimento de exclusão de aves. A partir de cada ponto fixo demarcamos um transecto de 120 metros, ou seja, cada área apresentou quatro repetições, onde selecionamos quatro indivíduos arbóreos ou arbustivos da família Melastomataceae para o experimento, sendo que estes estavam dispostos a uma distância de 30 metros um dos outros, totalizando 16 plantas por área. No caso da área de estágio avançado também foram utilizados árvores e arbustos nas proximidades do transecto e na trilha principal por haver menor densidade de melastomatáceas (Figura 6).

Figura 6: Área amostrada e desenho experimental, havendo quatro repetições em cada área.



5. Artigos produzidos

Os dois capítulos seguintes referem-se aos artigos produzidos a partir desta pesquisa. O primeiro intitulado “Variação espaço temporal da avifauna insetívora em área protegida na Mata Atlântica do sudeste do Brasil” será submetido à revista *Natureza e Conservação*, com a finalidade de caracterizar a avifauna insetívora no Parque Estadual Carlos Botelho e avaliar a influência da sazonalidade e de diferentes estágios sucessionais e tipos de usos de três áreas sobre a composição e abundância das aves insetívoras. O segundo intitulado “Predação de artrópodes por aves e herbivoria foliar na Mata Atlântica do sudeste do Brasil” será submetido à revista *Journal of Tropical Ecology* e pretende discutir a influência direta das aves insetívoras nos artrópodes e indireta nas plantas, por meio de um experimento de exclusão de aves. Apesar de ambos estarem formatados segundo as normas das revistas, para maior coesão da dissertação alguns pontos foram ajustados e adicionados, como a escrita em português, a inclusão de figuras, gráficos e tabelas e a indicação de trechos e figuras presentes em outros tópicos deste trabalho.

CAPÍTULO 1

Research Letters

VARIAÇÃO ESPAÇO TEMPORAL DA AVIFAUNA INSETÍVORA EM ÁREA PROTEGIDA NA MATA ATLÂNTICA DO SUDESTE DO BRASIL

Bruna Leone Gagetti ^a, Suelen Barbosa Moraes Rodrigues ^b, Augusto João Piratelli ^{c,*}

^a Programa de Pós-Graduação em Conservação da Fauna, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, São Carlos, SP, Brasil.

^b Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Sorocaba, SP, Brasil.

^c Departamento de Ciências Ambientais - CCTS, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Sorocaba, SP, Brasil.

*Autor para correspondência: piratelli@ufscar.br

Título resumido: Avifauna em área protegida.

Palavras-chaves: Aves, indicadores ambientais, manejo, Unidades de Conservação e zonemaneto.

Resumo: O presente trabalho objetivou caracterizar a avifauna insetívora em uma área protegida na Mata Atlântica no sudeste do Brasil, comparando três áreas de zonas e estágios sucessionais diferentes entre períodos do ano. Foram amostrados 12 pontos fixos por 13 meses, e as aves consumidoras de artrópodes foram agrupadas em insetívoras estritas e facultativas, analisando sua riqueza e abundância. Foram registradas 186 espécies, sendo 142 (76%) consumidoras de artrópodes. A variação espacial interferiu não só na riqueza de aves, mas principalmente em sua composição, enquanto que a variação temporal refletiu em diferenças tendências entre as áreas. A área mais conservada abriga um maior número de espécies especialistas, ameaçadas e endêmicas, mas estas também estão presentes nas outras áreas incluindo a sede da área estudada. Assim a variação espacial da avifauna insetívora evidencia as potencialidades de cada área o que deve ser levado em consideração no manejo de cada zona.

INTRODUÇÃO

O estabelecimento de áreas protegidas é considerado uma das principais estratégias para a conservação de ecossistemas naturais (Chape et al. 2005) e, conforme as metas de Aichi, há a intenção de se proteger o mínimo de 17% dos ecossistemas terrestres até o ano de 2020 (Woodley 2012), sendo que a maioria das áreas protegidas criadas a partir de 2003 no mundo estão no Brasil, principalmente na Amazônia (Jekins & Joppa 2009). Porém a presença de vegetação em uma área não é sinônimo da existência de fauna na mesma, havendo muitas das chamadas florestas vazias, e a conservação de florestas tropicais não é possível se sua fauna também não for protegida (Redford 1992), uma vez que o processo de defaunação representa uma ameaça à funcionalidade dos ecossistemas (Dirzo et al. 2014). Mesmo assim, ainda não há estudos no Brasil que avaliem a eficiência das áreas protegidas na conservação da biodiversidade (Rajão et al. 2014) e são poucas as publicações direcionadas para conservacionistas e tomadores de decisão (Goerck 2006).

Um exemplo é a extinção local de espécies de aves que pode acarretar no comprometimento de processos ecológicos fundamentais como polinização, dispersão de sementes e controle de pragas (Bregman et al. 2014; Sekercioglu et al. 2004). O domínio da Mata Atlântica apresenta a segunda maior riqueza de aves, com 1020 espécies, sendo 18% destas endêmicas, e é considerado o domínio mais crítico para a conservação de aves do Brasil, por contemplar 75,6% das espécies ameaçadas e endêmicas do país (Marini & Garcia 2005).

Essa preocupação é válida principalmente para as aves insetívoras, que são as mais sensíveis às perturbações (Bregman et al. 2014). Isso porque muitas espécies, em sua maioria as de sub-bosque, se mantêm em um mesmo território (Tobias et al. 2011),

apresentam pouca capacidade de dispersão, não conseguindo atravessar pequenas barreiras como corpos d'água e estradas (Laurance et al. 2004; Moore et al. 2008) e alto grau de especialização e especificidade de habitat, necessitando de ambientes conservados com disponibilidade de nichos especializados (Sekercioglu et al. 2002; Stouffer & Bierregaard 1995), o que as tornam modelos de indicadores ambientais (Piratelli et al. 2006).

As Unidade de Conservação de Proteção Integral existentes no domínio da Mata Atlântica contemplam 63% das áreas indicadas como IBAs (*Important Bird Areas*) pela Birdlife International. Porém apenas a criação de Unidades de Conservação (UCs) não é suficiente para a proteção da avifauna se esta não for consolidada e manejada adequadamente, principalmente porque a maioria dessas áreas estão isoladas e inseridas em matrizes altamente antropizadas (Goerck 2006). Mesmo UCs inseridas em maciços florestais que não sofrem intensamente pela fragmentação e perda de habitat, apresentam outros tipos de ameaças como a extração ilegal de palmito (*Euterpe edulis*), caça e presença de animais domésticos (Galetti & Sazima 2006; Morsello 2001). Inclusive o manejo associado ao uso público, esperado para muitas das categorias de UCs, pode causar certos impactos (Hadwen et al. 2007; Pickering & Hill 2007) e com isso o zoneamento estabelecido e os tipos de usos de cada ambiente dentro de uma UC também podem afetar a composição da avifauna.

Este trabalho objetivou caracterizar a composição e abundância da avifauna insetívora em uma Unidade de Conservação presente em um contínuo florestal de Mata Atlântica no sudeste do Brasil, comparando três áreas de estágios sucessionais, usos e zonas diferentes e os períodos do ano (estação chuvosa e seca). Testamos a hipótese de que as aves insetívoras são influenciadas espacial e temporalmente pela heterogeneidade

de ambientes. Nossas previsões são que um maior número de espécies especialistas, ameaçadas, com alto grau de sensibilidade e endêmicas estejam presentes na área mais conservada e com menor uso público.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado no Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), no núcleo do município de São Miguel Arcanjo, SP. Este parque está inserido em um dos mais importantes maciços florestais do domínio da Mata Atlântica, o contínuo ecológico de Paranabiacaba (Galetti *et al.* 2009) (ver figura 3, tópico caracterização da área de estudo, p. 13), que também é considerado uma IBA (Bencke *et al.* 2006). Selecionamos três áreas diferentes: sede (zona de uso intensivo), estágio inicial de sucessão (zona de recuperação) e estágio avançado de sucessão (zona primitiva), já descritas neste trabalho (p. 10-15).

Segundo o plano de manejo do PECB (São Paulo 2008), a zona primitiva recebe pequena ou nenhuma intervenção humana e tem como objetivo principal a conservação do ecossistema e biodiversidade, sendo possível também o uso para pesquisa, educação ambiental e turismo contemplativo controlado. A zona de recuperação é destinada à ambientes parcialmente alterados e seu objetivo é realizar o manejo que possibilite a restauração natural dessas áreas, além da pesquisa e educação ambiental. É considerada uma zona provisória, pois depois de restauradas as áreas devem ser incorporadas em outras zonas. E por fim, a zona de uso intensivo apresenta ambientes alterados destinados às atividades ligadas ao uso público de maior intensidade e infraestrutura aos

visitantes e funcionários. Tem como objetivo principal proporcionar ao público oportunidades de recreação e infraestrutura que suporte maior visitação.

Caracterização da avifauna

Para a amostragem da avifauna, realizamos o levantamento de espécies durante o período de outubro de 2013 a outubro de 2014 a fim de amostrar as estações seca e chuvosa. Foram anotados todos os registros visuais e auditivos observados durante deslocamentos (*ad libitum*) e por meio da metodologia de pontos fixos com raio ilimitado (Bibby *et al.* 1992), com a delimitação de 15 minutos para a amostragem de cada ponto (período definido previamente a partir de teste piloto). Quanto maior o tempo de amostragem maior é a probabilidade de contato com espécies raras, porém deve-se ter cuidado para que não seja registrado o mesmo indivíduo mais de uma vez (Develey 2009). Para auxiliar a identificação das espécies foram utilizados equipamentos como binóculo, guias de identificação e gravador digital Sony ICD PX333.

Para cada área selecionada foram demarcados quatro pontos fixos (ver figura 4, tópico caracterização da área de estudo, p. 14), todos separados uns dos outros em pelo menos 200 metros de distância, para reduzir a chance de um mesmo indivíduo ser amostrado mais de uma vez (Vielliard *et al.* 2010). Para as áreas de estágio inicial e avançado, todos os pontos estavam localizados ao final de transectos de 120 metros de comprimento (ver figura 6, tópico desenho experimental, p.16), ou seja, estavam distantes à pelo menos 120 m das bordas das trilhas. Já na sede, os pontos foram distribuídos em todo seu entorno, com diferentes fisionomias.

As amostragens foram realizadas no início da manhã e final da tarde, períodos de maior atividade das aves, e a ordem dos pontos foi alternada, sempre que possível,

para que todos os pontos fossem amostrados em horários diferentes. O levantamento foi realizado todos os meses, sendo que a cada mês todos os pontos foram amostrados uma manhã e uma tarde. A nomenclatura e filogenia das espécies baseou-se na lista de aves do Brasil mais atual elaborada pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2014).

A classificação em guildas seguiu as descrições de hábitos alimentares presentes no *Handbook of the Birds of the World Alive* (del Hoyo *et al.* 2015) e por observações pessoais em campo (Apêndice 1). Para a caracterização da avifauna insetívora, incluímos todas as espécies consumidoras de artrópodes as quais este item alimentar representa um componente importante de sua dieta, mas não necessariamente o principal. Dividimos estas espécies em dois grupos: insetívoras estritas e facultativas. O primeiro é composto pelas aves classificadas na guilda insetívora, incluindo especialistas, como das famílias *Thamnophilidae* e *Dendrocolaptidae* e generalistas como *Tyrannidae* e *Charadriidae*. O segundo é composto por espécies onívoras e de outras guildas, como frugívoras, que consomem grande quantidade de artrópodes, sendo em sua maioria aves generalistas com relação a esse item alimentar.

O risco de extinção foi obtido pelas listagens de espécies ameaçadas global (IUCN 2014), nacional (Silveira & Straube 2008) e estadual (Bressan *et al.* 2009), utilizando o grau mais restritivo e considerando também a categoria de quase ameaçada. O endemismo foi consultado em Bencke *et al.* (2006). E a sensibilidade ambiental seguiu Stotz *et al.* (1996).

Análise de dados

A comparação da abundância das espécies foi realizada pelo Índice Pontual de Abundância (IPA), que representa a divisão entre o número de contatos de uma determinada espécie e o número total de amostras, estimando a proporção de cada espécie na comunidade (Vielliard et al., 2010). Também determinamos os IPAs gerais que representam a assembleia de aves insetívoras estritas e facultativas em cada área e período do ano que foram amostradas por meio dos pontos fixos. A estimativa de riqueza foi feita por meio da curva de rarefação, a medição da diversidade foi feita por meio do índice de diversidade (H') de Shannon-Winer, tendo sua significância comparada pelos testes *bootstrap* e permutação, e a similaridade de composição de espécies das áreas foi comparada pela matriz de similaridade de Jaccard (Magurran 1988). Todas as análises foram feitas no *software* PAST (Hammer et al. 2001).

RESULTADOS

Foi registrado um total de 186 espécies, 50 famílias e 19 ordens de aves em 2832 contatos durante as amostragens dos pontos fixos (4485 minutos), mais as observações *ad libitum*. Destas, 17 estão enquadradas em algum grau de ameaça e 67 são endêmicas da Mata Atlântica (Apêndice 2). As famílias mais representativas foram Tyrannidae (21 espécies) e Thraupidae (19 espécies). Três novas espécies foram adicionadas à listagem do PECB (*Progne tapera*, *Thlypopsis sórdida* e *Conirostrum speciosum*).

A área com maior número de espécies foi a sede com 133, seguido da área inicial com 108 e da área de estágio avançado com 106 espécies. A curva de rarefação para contatos em pontos fixos sugere que o número de amostras não foi suficiente para registrar todas as espécies existentes no PECB (Fig. 1). As guildas insetívoras e onívoras são as mais abundantes nas três áreas, havendo ligeira diferença entre elas,

com maior quantidade de onívoras na sede e de insetívoras na inicial e avançado (Fig. 2).

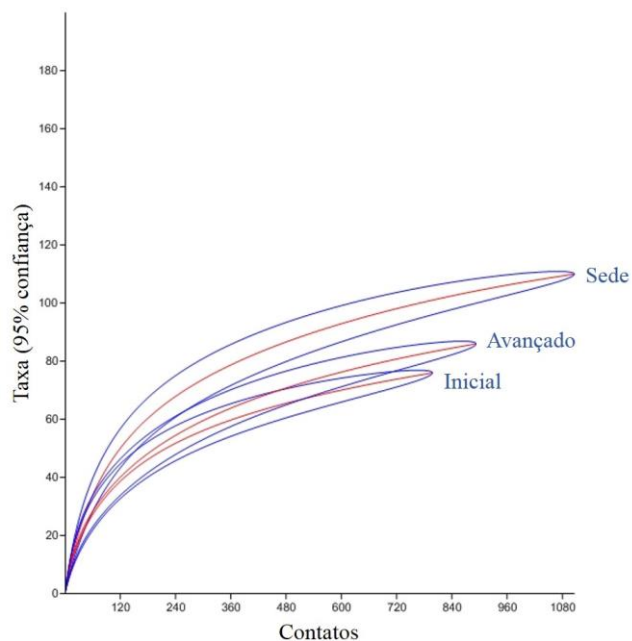


Fig. 1 - Curva de rarefação entre espécies de aves e número de contatos observados nas três áreas de estudo do Parque Estadual Carlos Botelho, com intervalo de confiança de 95%.

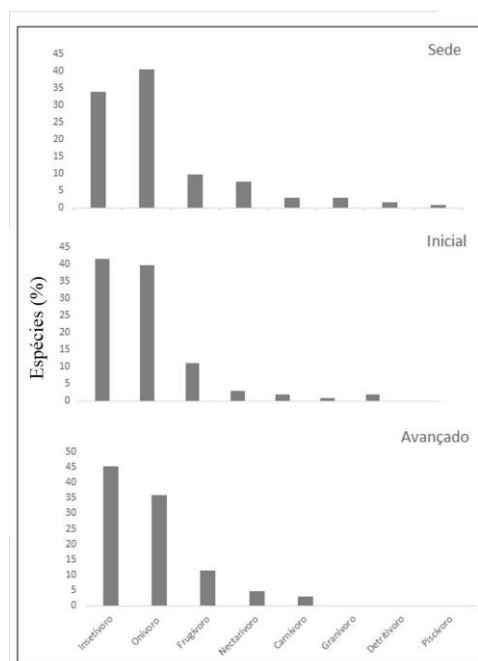


Fig. 2 - Proporção de espécies de aves por guilda nas três áreas de estudo do Parque Estadual Carlos Botelho.

Com 142 espécies, as aves consumidoras de artrópodes (insetívoras estritas e facultativas) representam 76% do total de espécies amostradas. Como esperado, a área de estágio avançado contempla o maior número de espécies insetívoras estritas, ameaçadas de extinção, com alta sensibilidade ambiental e endêmicas, enquanto a sede apresenta maior número de aves insetívoras facultativas e de baixa sensibilidade ambiental e a inicial permanece em um meio termo. Entretanto, espécies endêmicas, ameaçadas e sensíveis estão presentes em todas as áreas. O número de insetívoras estritas variou pouco, já o número de insetívoras facultativas foi mais influenciado pelas diferentes áreas. A sensibilidade ambiental foi o fator que mais se destacou com relação a variação entre as áreas, indicando que mais importante do que o simples número de espécies, a composição dessa assembleia também sofre flutuações (Tabela 1).

Tabela 1 – Número de espécies insetívoras, ameaçadas, com diferentes graus de sensibilidade ambiental e endêmicas do Brasil em cada área estudada do Parque Estadual Carlos Botelho.

	Sede	Inicial	Avançado
Insetívoros estritos	45	45	48
Insetívoros facultativos	50	38	36
Risco de extinção			
NT	3	3	5
VU	3	2	5
Sensibilidade ambiental			
Baixa	53	25	16
Média	38	50	53
Alta	4	8	15
Endemismo	28	37	45

A área com maior diversidade de espécies insetívoras foi a sede ($H' = 3,582$), sendo esta significativamente maior que o avançado ($H' = 3,411$; $p = 0,003$) e o inicial ($H' = 3,264$; $p = 0,001$). As áreas inicial e avançado também se mostraram significativamente diferentes com relação a diversidade ($p = 0,027$). Como verificado pelo índice de similaridade de Jaccard (Tabela 2), as áreas inicial e avançado são mais

similares entre si em relação a composição de espécies de aves insetívoras, com 60 espécies em comum. Inicial e sede compartilham 53 espécies e sede e avançado 49 espécies. Um total de 42 espécies estão presentes em todas as áreas, a sede tem o maior número de espécies exclusivas (n=35), seguido pelo avançado e inicial (n=17 e n=12, respectivamente).

Tabela 2 – Índice de similaridade de Jaccard comparando as três áreas amostradas no Parque Estadual Carlos Botelho.

	Sede	Inicial	Avançado
Sede	1	0,45	0,41
Inicial	0,45	1	0,59
Avançado	0,41	0,59	1

As espécies de aves insetívoras com os maiores valores de IPA diferem em cada área, já a sazonalidade não resultou em alterações importantes nessa composição. Este ranking aponta que a sede tem como espécies mais abundantes as insetívoras facultativas e generalistas e o avançado insetívoras estritas e especialistas, a área inicial mais uma vez, se comporta como um meio termo entre as outras (Tabela 3). Quando analisado os IPAs gerais para espécies insetívoras (Fig. 3) também observamos maior abundância de insetívoras estritas no inicial e avançado e de facultativas na sede e este último grupo apresentou os maiores valores de IPA no PECB. E as estações do ano refletiram em diferentes tendências entre as áreas, havendo na sede maior abundância de insetívoras na estação seca, no inicial na estação chuvosa e no avançado uma menor variação, com cada grupo de insetívoros respondendo de formas diferentes.

Tabela 3 – Lista das cinco espécies de aves insetívoras (estritas e facultativas) mais abundantes e seus respectivos valores de IPA em cada áreas e período do ano amostrado no Parque Estadual Carlos Botelho.

Áreas	Chuvosa	Seca
Sede	<i>Zonotrichia capensis</i> (1,09)	<i>Zonotrichia capensis</i> (1,25)
	<i>Sicalis flaveola</i> (0,65)	<i>Pitangus sulphuratus</i> (0,64)
	<i>Pitangus sulphuratus</i> (0,6)	<i>Sicalis flaveola</i> (0,59)
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (0,36)	<i>Basileuterus culicivorus</i> (0,47)
	<i>Myiodynastes maculatus</i> (0,33)	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (0,47)
Inicial	<i>Schiffornis virescens</i> (1,28)	<i>Chiroxiphia caudata</i> (0,79)
	<i>Chiroxiphia caudata</i> (0,91)	<i>Schiffornis virescens</i> (0,67)
	<i>Basileuterus culicivorus</i> (0,63)	<i>Basileuterus culicivorus</i> (0,56)
	<i>Turdus albicollis</i> (0,41)	<i>Sittasomus griseicapillus</i> (0,46)
	<i>Sittasomus griseicapillus</i> (0,23)	<i>Turdus albicollis</i> (0,44)
Avançado	<i>Attila phoenicurus</i> (0,65)	<i>Chiroxiphia caudata</i> (0,96)
	<i>Sittasomus griseicapillus</i> (0,6)	<i>Sittasomus griseicapillus</i> (0,71)
	<i>Turdus albicollis</i> (0,6)	<i>Schiffornis virescens</i> (0,64)
	<i>Chamaeza campanisona</i> (0,54)	<i>Basileuterus culicivorus</i> (0,56)
	<i>Basileuterus culicivorus</i> (0,46)	<i>Chamaeza campanisona</i> (0,48)

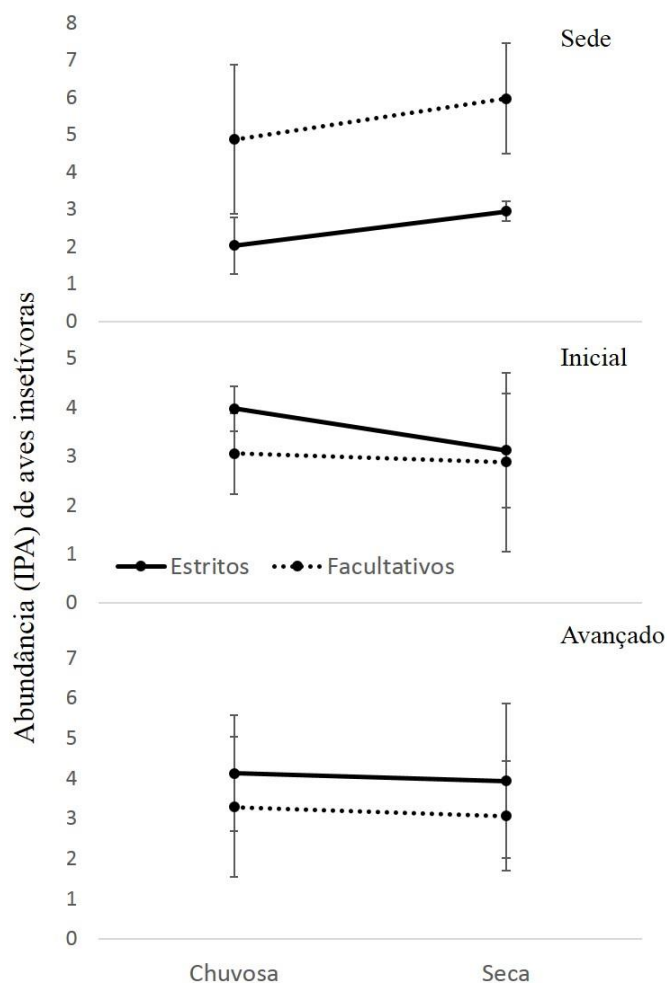


Fig. 3 – Índice Pontual de Abundância de espécies de aves insetívoras estritas e facultativas em cada área e período do ano amostrados no Parque Estadual Carlos Botelho.

DISCUSSÃO

As 186 espécies de aves amostradas neste estudo correspondem à metade do número de espécies já registradas no PECB: 370 espécies amostradas por Antunes et al. (2013), em um trabalho que contemplou uma maior área em um maior período de amostragem, e por outros trabalhos compilados por Antunes e colaboradores (2006). Contendo 46,6% da avifauna do estado de São Paulo (Silveira & Uezu 2011), espécies ameaçadas de extinção e endêmicas, o PECB pode ser considerado uma área bastante preservada e importante para a conservação de aves no estado (Antunes et al. 2006; Bencke et al. 2006) e também de outros grupos, como mamíferos (Beisiegel & Mantovani 2006; Galetti et al. 2009). O fato de ser uma área grande (37.644 ha) e estar inserido em um dos maiores contínuos florestais de Mata Atlântica (Brocardo et al. 2012) é decisivo na manutenção do seu alto grau de conservação (Ribeiro et al. 2009).

Ainda com relação a composição total das aves, observamos maior quantidade de espécies pertencentes às guildas insetívora e onívora e presentes na sede. A predominância de espécies insetívoras é considerada padrão para regiões tropicais (Sick 1997) e de onívoros para ambientes perturbados (Willis 1979) e uma maior diversidade de espécies é esperada em ambientes mais heterogêneos (Tews et al. 2004). A sede é composta por diversos tipos de ambientes, como áreas abertas, paisagismo com espécies frutíferas e ornamentais, plantios de araucária e vegetação nativa. Essa composição adiciona à lista do PECB espécies comuns de áreas abertas como *Pitangus sulphuratus* e *Zonotrichia capensis*, mas ao mesmo tempo oferece alimento e abrigo para espécies florestais como *Tinamus solitarius* e *Pyroderus scutatus*, havendo a coexistência desses grupos (Aleixo 2001).

Nossos resultados mostram que a variação espacial afeta a assembleia de aves insetívoras não apenas com relação ao número de espécies, mas principalmente a sua composição, o que também foi observado em Antunes et al. (2011). Como esperado, a área mais conservada e de menor uso antrópico (estágio avançado de sucessão) abriga a maior quantidade de aves insetívoras em algum grau de ameaça de extinção, endêmicas e com sensibilidade ambiental alta e média.

Áreas de floresta madura tem um maior valor de conservação por prover condições necessárias para a viabilidade de populações de espécies raras e mesmo que estas possam estar presentes ocasionalmente em áreas com outras fisionomias, se a área fonte sofrer degradação essas espécies não serão mantidas (Barlow 2010). Dessa forma, no caso de Floresta Ombrófila Densa, as florestas maduras são o foco da conservação em áreas protegidas e estão inseridas em zonas mais restritivas, como é feito adequadamente pelo plano de manejo do PECB.

A área de estágio inicial de sucessão pertence a zona de recuperação que tem como estratégia principal a intervenção mínima para que ocorra a restauração natural (São Paulo 2008). Essa área já se igualou ao avançado com relação à riqueza de espécies insetívoras e essas duas áreas apresentam o maior índice de similaridade e valores de abundância de insetívoros estritos semelhantes, inclusive havendo maior abundância dessas aves no inicial na estação chuvosa. Isso somado a presença de muitas espécies insetívoras especialistas de sensibilidade ambiental média, como *Drymophila ochropyga*, *Hemitriccus obsoletus* e *Xenops rutilans* indica que mesmo que a vegetação ainda apresente características de estágio inicial (Silva 2012) sua funcionalidade está sendo recuperada, como o controle populacional de artrópodes por essas aves insetívoras, como observado no capítulo 2.

A presença da avifauna, interações biológicas e consequentes processos ecológicos são importantes atributos que devem ser incluídos no monitoramento de áreas em restauração por prover informações sobre a resiliências destas (Ruiz-Jaen & Aide 2005). Suding (2011) constata que casos em que projetos de restauração obtiveram sucesso são caracterizados pela presença inicial de fauna e processos abióticos que permitem a regeneração natural. Sendo assim, o PECB apresenta grande oportunidade de ter suas áreas recuperadas apenas com o controle dos fatores de ameaça, sendo importante salientar que o fato desta área estar nos limites do PECB a torna mais vulnerável às ameaças provenientes do entorno.

Áreas alteradas recebem maior incidência luminosa, permitindo que exista também alto grau de produtividade primária, teias alimentares complexas e grande fluxo de nutrientes, assim seu valor ecológico também deve ser reconhecido no manejo da paisagem (Swanson et al. 2011). Apresentando o maior índice de diversidade, adicionando espécies generalistas, que também contribuem com processos ecológicos (Philpott et al. 2009) e abrigando espécies ameaçadas e endêmicas, a sede também pode ser considerada uma área importante para a conservação da avifauna insetívora no PECB. Apesar da manutenção da conservação da fauna ser um dos objetivos principais do PECB, acreditamos ser necessário a inclusão de um tópico na descrição da zona de uso intensivo evidenciando a importância sede para a avifauna. Esse ponto deve ser levado em consideração antes do planejamento do manejo dessa área, como por exemplo, na poda e/ou remoção de árvores, pela finalidade estética, que pode afetar uma fonte de alimento e local de nidificação.

As estações do ano afetaram a avifauna insetívoras de forma difusa. Uma maior abundância de aves é esperada no período chuvoso, por ser o período reprodutivo das

aves, existir maior disponibilidade de recurso alimentares (Develey & Peres 2000) e haver a adição de espécies migratórias (Accordi & Hartz 2006) como *Myiodynastes maculatus* e *Vireo chivi*. Porém cada área estuda respondeu de forma diferente nas diferentes estações, ocorrendo por exemplo, maior abundância de insetívoras na estação seca na sede. A maioria dos estudos de variação temporal da avifauna é realizado com aves frugívoras e sua relação com a frutificação (eg. Levey 1988; Loiselle & Blake 1991), mas aves insetívoras podem não sofrer restrições alimentares em regiões onde a sazonalidade é mais atenuada (Cueto & Casenave 2000), como é o caso do PECB que mantêm alta umidade durante todo o ano e dificilmente sofre com estresse hídrico (ver figura 2, tópico área de estudo, página 12).

A grande diversidade de hábitos e comportamentos das aves e sua rápida resposta às alterações ambientais fazem com que esse grupo seja habitualmente utilizado em monitoramentos ambientais (Uezu et al. 2005). Rajão e colaboradores (2013) sugere o monitoramento de aves frugívoras de grande porte para indicar efeitos da fragmentação. No caso do monitoramento de áreas protegidas, acreditamos que aves insetívoras estritas podem representar um bom modelo de indicadores ambientais por serem dependentes de ambientes com alto grau de conservação (Piratelli et al. 2006; Sekercioglu et al. 2002). Das espécies ameaçadas de extinção amostradas 53% são insetívoras estritas. Por fim, observamos que a variação espacial das aves insetívoras aponta que os diferentes ambientes de uma UC apresentam potencialidades próprias à conservação, mas ao mesmo tempo são dependentes entre si para que essas potencialidades sejam mantidas. Dessa forma, é importante que o manejo desses ambientes inseridos em diferentes zonas seja feito levando em consideração a paisagem como um todo, para que essas ações sejam mais efetivas à longo prazo (Goerck 2006).

REFERÊNCIAS

- Accordi IA & Hartz SM, 2006. Distribuição espacial e sazonal da avifauna em uma área úmida costeira do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 14:117-135.
- Aleixo A, 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. In Albuquerque JLB et al. (eds). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão: Editora Unisul. p. 199-206.
- Antunes ZA et al., 2006. Avaliação das informações disponíveis sobre a avifauna do Parque Estadual Carlos Botelho. *Revista do Instituto Florestal*, 18:103-120.
- Antunes ZA et al., 2011. Comparação entre as comunidades de aves de duas fisionomias florestais contíguas no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. *Neotropical Biology and Conservation*, 6:213-226.
- Antunes ZA et al., 2013. Aves do Parque Estadual Carlos Botelho – SP. *Biota Neotropica*, 13:1-17.
- Barlow J et al., 2010. Measuring the conservation value of tropical primary forest: the effect of occasional species on estimates of biodiversity uniqueness. *Plos One*, 5:1-8.
- Beisiegel BM & Mantovani W, 2006. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. *Journal of Zoology*, 269:77-87.
- Bencke GA et al., 2006. *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil. Parte 1 – Estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil.
- Bibby CJ, Burgess ND & HILL DA, 1992. *Bird census techniques*. Orlando: Academic Press.
- Bregman TP, Sekercioglu CH & Tobias JA, 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implication for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169:372-383.
- Bressan PM, Kierulff MCM & Sugieda AM, 2009. *Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- CBRO. Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos, 2014. *Listas das aves do Brasil*.
- Chape S et al., 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of The Royal Society B biological sciences*, 360:443-455.
- Cueto VR & Casenave JL, 2000. Seasonal changes in bird assemblages of coastal woodlands in east-central Argentina. *Study of Neotropical Fauna and Environment*, 35:173-177.
- Del Hoyo J et al., 2015. *Handbook of the Birds of the World Alive*. Barcelona: Lynx Edicions. <http://www.hbw.com>.

- Develey P, 2009. Métodos para estudos com aves. In Cullen LJr, Rudran R & Valladares-Padua C (org.). *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida Silvestre*. Curitiba: Editora UFPR. p. 153-168.
- Develey P & Peres CA. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 16:33-53.
- Dirzo R et al., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345:401-406.
- Galetti M & Sazima I, 2006. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza e Conservação*, 4:58-63.
- Galetti M et al., 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation*, 142:1229-1241.
- Goerck JM, 2006. Conservação de aves na região do domínio da Mata Atlântica no Brasil. In Bencke GA et al. (org.). *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil. Parte 1 – Estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil. p. 33-39.
- Hadwen WL, Hill W & Pickering CM, 2007. Icons under threat: why monitoring visitors and their ecological impacts in protected areas matters. *Ecological Management & Restoration*, 8:177-181.
- Hammer O, Harper DAT & Ryan PD. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Pack-age for Education and Data Analyses. *Paleontologia Eletronica*, 4:1-9.
- IUCN, 2014. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <http://www.iucnredlist.org/>.
- Jenkins CN & Joppa L, 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 142:2166-2174.
- Laurance SGW et al., 2004. Effects of road clearing on movement patterns of understory rainforest birds in central Amazonia. *Conservation Biology*, 18:1099-1109.
- Levey DJ, 1988. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. *Ecological Monographs*, 58:251-269.
- Loiselle BA & Blake JG, 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology* 72:180-193.
- Magurran AE, 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press.
- Marini AM & Garcia FI, 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1:95-102.
- Moore KA et al., 2008. Experimental evidence for extreme dispersal limitation in tropical forest birds. *Ecology Letters*, 11:960-968.

- Morsello C, 2001. *Áreas Protegidas Públicas e Privadas: seleção e manejo*. São Paulo: Annablume. Fapesp.
- Philpott SM et al., 2009. Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. *Ecological Applications*, 19:1858-1867.
- Pickering CM & Hill W, 2007. Impacts of recreation and tourism on plant biodiversity and vegetation in protected areas in Australia. *Journal of Environmental Management*, 85:791-800.
- Piratelli, A et al., 2006. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(2):259-268.
- Rajão H et al., 2014. Monitoring birds in the Atlantic Forest: A proposal for the Brazilian protected areas. *Natureza e Conservação*, 12:86-88.
- Redford KH, 1992. The Empty Forest. *BioScience*, 42:412-422.
- Ribeiro MC et al., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implication for conservation. *Biological Conservation*, 142:1141-1153.
- Ruiz-Jaen MC & Aide TM, 2005. Restoration Success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13:569-577.
- São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente, 2008. *Plano de Manejo do Parque Estadual Carlos Botelho*. <http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos>.
- Sekercioglu CH et al., 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Science USA*, 99:263-267.
- Sekercioglu CH, Daily GC & Ehrlich, PR, 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Science USA*, 101:18042-18047.
- Sick H, 1997. *Ornitologia Brasileira*. São Paulo: Editora Nova Fronteira.
- Silva BG, 2012. *Comunidade de aves frugívoras e nectarívoras e disponibilidade de recursos em dois estádios sucessionais de regeneração de Mata Atlântica*. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba.
- Silveira LF & Straube FC, 2008. Aves Ameaçadas de Extinção no Brasil. In Machado ABM, Drummond GM & Paglia AP (ed.). *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 379-666.
- Silveira LF & Uezu A, 2011. Checklist das aves do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11:83-110.

Stotz DF et al. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. Chicago: The University of Chicago Press.

Stouffer PC & Bierregaard ROJr, 1995. Use of Amazonian Forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 76:2429-2445.

Suding KN, 2011. Toward an Era of Restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42:465-487.

Swanson ME et al., 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9:117-125.

Tews J et al., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31:79-92.

Tobias JA et al., 2011. Year-round resources defence and the evolution of male and female song in suboscine birds: social armaments are mutual ornaments. *Journal of Evolutionary Biology*, 24:2128-2138.

Uezu A, Metzger JP & Vielliard JME, 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123:507-519.

Vielliard JME et al., 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In Matter SV et al. (org.). *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Rio de Janeiro: Technical Books. p. 47-62.

Willis EO, 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33:1-25.

Woodley S et al., 2012. Meeting Aichi target 11: what does success look like for protected area systems? *Parks*, 18:23-36.

CAPÍTULO 2

PREDAÇÃO DE ARTRÓPODES POR AVES E HERBIVORIA FOLIAR NA MATA ATLÂNTICA DO SUDESTE DO BRASIL

Bruna Leone Gagetti*, Suelen Barbosa Moraes Rodrigues†, Augusto João Piratelli ‡¹

* Programa de Pós-Graduação em Conservação da Fauna, Universidade Federal de São Carlos, Rodovia Washington Luís, Km 235, São Carlos, SP, Brasil.

† Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação, Universidade Federal de São Carlos, Rodovia João Leme dos Santos, Km 110, Sorocaba, SP, Brasil.

‡ Departamento de Ciências Ambientais (CCTS), Universidade Federal de São Carlos, Rodovia João Leme dos Santos, Km 110, Sorocaba, SP, Brasil.

¹Autor para correspondência: piratelli@ufscar.br

Título resumido: Predação de artrópodes por aves e herbivoria.

Resumo: Aves são importantes predadores de artrópodes e influenciam diretamente suas populações e indiretamente a herbivoria, auxiliando no valor adaptativos das plantas. O presente trabalho testa este efeito *top-down* em uma área de Mata Atlântica, comparando sazonalidade e três áreas de estágios sucessionais distintos. Para isso, o acesso das aves foi restringido em ramos da família Melastomataceae por meio de redes de exclusão, durante quatro meses e a abundância e diversidade de artrópodes e folivoria foi avaliada entre os galhos com rede e controle. Este experimento foi aplicado duas vezes, um em cada período do ano. Também foi realizado a amostragem da avifauna por meio de 12 pontos fixos, durante 13 meses. A remoção das aves resultou em um aumento significativo da abundância ($p=0$) e diversidade ($p=0$) de artrópodes, porém isso não refletiu em diferenças na folivoria e esta pode estar sendo controlada por outros fatores como o efeito *bottom-up*. O fator temporal exerceu maior impacto do que o espacial. A abundância de artrópodes apresentou relação inversa com a abundância de aves insetívoras estritas e facultativas e este controle por meio da predação ocorreu em todas as áreas, evidenciando a manutenção deste papel funcional e a importância das aves onívoras.

Palavras chaves: Aves insetívoras, cascata trófica, controle populacional, exclusão de aves, floresta tropical, folivoria, Melastomataceae, *top-down*.

INTRODUÇÃO

A perda de grupos tróficos superiores por conta de extinções locais, pode potencialmente afetar a dinâmica de comunidades de grupos tróficos inferiores, como herbívoros e plantas (Ruiz-Guerra *et al.* 2012). Este é o caso do declínio populacional de aves insetívoras, que são mais sensíveis às perturbações ambientais e importantes provedoras de serviços ecossistêmicos por meio da insetivoria (Sekercioglu 2007, Stratford & Stouffer 1999); revisões de estudos empíricos têm mostrado que a exclusão destas aves pode representar uma ameaça à produtividade das plantas, que sofrem com maior dano foliar (Mäntylä *et al.* 2010, Mooney *et al.* 2010).

Este contexto está inserido dentro da clássica hipótese “*green world*” (Hairston *et al.* 1960, Polis 1999); porém cascatas tróficas (interações lineares dentro da teia alimentar) são controladas tanto por este efeito *top-down*, como também pelo efeito *bottom-up* (Schmitz *et al.* 2004) e ainda não está claro quais fatores espaciais e temporais influenciam a magnitude destas interações (Gripengberg & Roslin 2007). Acredita-se que cascatas tróficas são mais proeminentes em ecossistemas menos complexos, como áreas agrícolas e em climas frios, e mais raras em sistemas mais complexos, como florestas tropicais, devido sua alta diversidade de espécies, predação intra-guilda e grande presença de onívoros, que as enfraquecem (Polis & Strong 1996).

A avaliação do efeito indireto de predadores nas plantas depende da característica vegetal analisada, e este é mais evidente em danos foliares do que no crescimento ou biomassa (Halaj & Wise 2001). Além disso, o efeito nas plantas, mesmo que presente, deve ser mais atenuado se comparado ao efeito direto da predação sob os herbívoros (Gruner 2004, Shurin *et al.* 2002). A distribuição dos artrópodes também

sofre flutuações ambientais; por exemplo, os insetos de vida livre são influenciados pela sazonalidade, sendo mais abundantes em meses chuvosos (Araújo 2013).

Devido às dificuldades logísticas, experimentos de campo que manipulam a comunidade em escalas temporais e espaciais são escassos em florestas tropicais (Gruner 2004), sendo mais comuns em florestas temperadas e áreas de agricultura (Van Bael *et al.* 2003). Apesar de existirem trabalhos que comparem o papel da predação de artrópodes por aves em diferentes ecossistemas (eg. Borer *et al.* 2005, Van Bael & Brawn 2005), não encontramos comparações em ambientes heterogêneos dentro de uma mesma área. Também são poucos os trabalhos que incluem em suas análises a diversidade e abundância de espécies de aves insetívoras (eg. Van Bael *et al.* 2008), o que consideramos importante, uma vez que esses fatores influenciam a intensidade de predação (Philpott *et al.* 2009).

No presente estudo, nós amostramos a avifauna e realizamos um experimento de exclusão de aves para analisar o papel funcional das aves insetívoras sobre a abundância e diversidade de artrópodes de folhagem e herbivoria foliar. Comparamos as estações chuvosa e seca em três áreas de estágios sucessionais e usos distintos presentes em uma Unidade de Conservação na Mata Atlântica, sudeste do Brasil.

Nossas previsões são que a exclusão das aves deve desencadear um aumento na abundância e diversidade de artrópodes refletindo em maiores taxas de folivoria, porém neste caso, esperamos que este efeito seja mais evidente na estação chuvosa e nas áreas com maior abundância de aves insetívoras estritas.

MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi realizado no Parque Estadual Carlos Botelho, uma Unidade de Conservação presente em um dos maiores contínuos florestais da floresta Atlântica no Brasil (Galetti *et al.* 2009). Foram selecionadas três áreas diferentes: sede, estágio inicial de sucessão e estágio avançado de sucessão (ver figura 4, tópico caracterização da área de estudo, p. 14); previamente caracterizadas neste trabalho (p. 10-15).

Amostragem da avifauna

Da mesma forma que no Capítulo 1, a amostragem da avifauna foi realizada por meio do método de pontos fixos com raio ilimitado (Bibby *et al.* 1992). Para isso, delimitamos 4 pontos fixos em cada área (ver figura 4, tópico caracterização da área de estudo, p. 14), estando eles a uma distância mínima 200 metros entre si e a 120 metros da borda nas áreas florestadas (inicial e avançado). Todos os pontos foram amostrados entre outubro de 2013 e outubro de 2014, duas vezes por mês, nos períodos da manhã e final da tarde (ver páginas 22-24). Consideramos como aves insetívoras todas aquelas em que os artrópodes representam um componente importante de sua dieta, mas não necessariamente o principal, e as dividimos entre insetívoras estritas e facultativas baseando-se no grau de importância deste item alimentar, segundo o *Handbook of the Birds of the World Alive* (del Hoyo *et al.* 2015). A abundância das espécies de aves foi calculada por meio do Índice Pontual de Abundância (IPA) (Vielliard *et al.* 2010), a partir do qual determinamos os IPAs gerais que representam a assembleia de aves insetívoras estritas e facultativas em cada área e período do ano estudado.

Experimento de exclusão

Quantificar o impacto da predação de artrópodes pelas aves tipicamente envolve armações que as excluem de seu substrato de forrageamento (Whelan *et al.* 2008). Assim, realizamos um experimento utilizando redes de exclusão de aves para impedir o acesso destas em ramos vegetais. O experimento foi aplicado em árvores e arbustos pertencentes à família Melastomatacea, que é uma família de fácil detecção e ocorre de forma abundante nas três áreas de estudo (Lima *et al.* 2011), a fim de minimizar variáveis relacionadas à biologia das espécies, como defesas químicas e físicas contra herbivoria.

Para cada área de estudo, foram selecionadas 16 plantas, sendo estas distribuídas em grupos de quatro indivíduos (réplicas) localizados nas proximidades dos pontos de escuta, anteriormente descritos. Nas áreas sede e inicial, as redes foram distribuídas a cada 30 metros nos transectos de 120 metros a partir dos pontos fixos (ver figura 6, tópico desenho experimental, p. 16). Já na área de estágio avançado, por apresentar menor densidade de melastomatáceas, foi necessário ampliar a área de busca, sendo distribuídas não apenas nos transectos, mas também em toda proximidade dos pontos de escuta, incluindo a trilha principal.

Dois ramos com altura entre um e dois metros foram demarcados, um para receber a rede (o que estivesse em melhor posição para tal finalidade), e outro para controle (que estivesse em uma mesma altura e em maior distância do primeiro). A rede utilizada foi do tipo sombrite de polietileno branco, com malha de 0,8 por 0,5 mm que impede o acesso das aves, porém permite a passagem de artrópodes (Perfecto *et al.* 2004, Kellermann *et al.* 2008) e seu material não interfere na passagem de luz. Estas foram pintadas de verde com tinta esmalte a base de água, para que ficassem o mais

críptico possível (Figura 1). Por último, foram feitas perfurações na rede, para aumentar sua malha em alguns pontos e facilitar a passagem dos artrópodes maiores. No total, amostramos 48 árvores por aplicação do experimento, que permaneceram com as redes por 120 dias. Aplicou-se todo o experimento duas vezes: uma na estação chuvosa (de dezembro de 2013 a abril de 2014) e outra na estação seca (de junho de 2014 a outubro de 2014).



Figura 1. Arbustos de melastomatácea com a rede de exclusão de aves.

Amostragem de artrópodes

Passados os 120 dias, os galhos com e sem rede foram coletados por meio da técnica de *branch clipping*, que consiste em podar os ramos envolvidos em sacos de coleta (Cooper & Whitmore 1990). Estes foram acondicionados em freezer para sacrificar os artrópodes. Posteriormente, os galhos foram triados em laboratório e todos os artrópodes capturados foram removidos utilizando uma pinça e vistoriando cuidadosamente todos os ramos e o interior dos sacos. Estes foram contabilizados e identificados a nível de ordem, quando possível, com o auxílio de microscópio estereoscópico e literatura específica (Triplehorn & Johnson 2011). As ordens com

maior ocorrência foram classificadas entre carnívoros (Mantodea e Araneae), segundo Brusca & Brusca (2007), e herbívoros (Orthoptera, Hemiptera, Coleoptera e Lepidoptera) como também utilizado por Morrison e Lindell (2012) e Ruiz-Guerra e colaboradores (2012). A abundância de artrópodes usada nas análises é representada pela contagem total de indivíduos por galho. Todos artrópodes coletados também foram pesados em uma balança de precisão (Figura 2) para a quantificação da biomassa (peso seco), após ficarem durante 2 horas em estufa a aproximadamente 100° Celsius. A biomassa obtida refere-se o peso total dos artrópodes presentes por área, nos ramos com rede e controle.



Figura 2. Exemplo de artrópodes sendo identificados e pesados.

Folivoria

Antes da colocação das redes, quatro folhas foram selecionadas em cada um dos ramos, todas presentes nas extremidades dos galhos (excluindo folhas muito novas), numeradas e fotografadas para a medição do dano foliar inicial, causado por insetos mastigadores. Posteriormente à coleta, essas folhas foram fotografadas novamente para a medição de dano foliar final (Figura 3). Folhas não encontradas após o experimento foram excluídas das análises. A medição foi realizada por meio de análise de imagem

digital descrita pelo trabalho de O'Neal et al. (2002), utilizando o *software* ImageJ (National Institutes of Health 2003). Os dados utilizados nas análises foram as diferenças entre as porcentagens de área foliar danificada inicial e final, para assim considerar apenas a folivoria ocorrida durante o experimento. Um total de 384 folhas foram mensuradas por aplicação do experimento (128 por área, sendo 64 com rede e 64 sem rede).

Para comparar a intensidade de herbivoria nas três áreas e estações do ano, outras 15 folhas foram medidas nos ramos controle, separadas de forma aleatória. Neste caso, utilizamos uma classificação visual da porcentagem de dano separado em seis classes (Figura 3): A (até 10%), B (de 11 a 30%), C (de 31% a 50%), D (de 50 a 70%), E (de 70 a 90%) e F (mais de 90%). Marcas de insetos endófagos (galhadores e minadores) não foram consideradas.



Figura 3. Exemplo de folhas utilizadas nas medições da porcentagem de dano foliar, a - antes e b - depois do experimento e c - classificadas visualmente nas categorias de herbivoria (de A a F).

Análise de dados

A unidade amostral utilizada foi um indivíduo de Melastomataceae, o qual se obteve a abundância e riqueza de artrópodes e média da folivoria, no ramo com rede e

no controle; assim cada área foi representada por 16 réplicas. Já os dados referentes à riqueza e abundância de aves foi obtido por transecto (conjunto de quatro plantas).

As variáveis respostas apresentam distribuição gama (Apêndice 1), dessa forma realizamos Modelos Lineares Generalizados (MLG) para testar a influência das áreas, presença de rede, estações do ano e IPA de aves insetívoras estritas e facultativas nestas. A riqueza de espécies de aves não foi considerada por ser correlacionada com o IPA. Para a abundância e riqueza de artrópodes (Apêndice 2), como se tratam de dados de contagem, utilizamos um modelo de regressão Poisson (Tadano *et al.* 2009) e para folivoria (Apêndice 2), por ser um dado contínuo, utilizamos modelo de regressão gama com função de ligação inversa (Oliveira 2013). Nesta última, incluímos também como variáveis independentes, os valores de abundância e riqueza de artrópodes. Este mesmo modelo foi utilizado para relacionar a folivoria com a abundância de artrópodes herbívoros e carnívoros. Consideramos nível de significância igual a 0,05 e as análises (Apêndice 3) foram realizadas no *software* R (R Development Core Team 2014). A diferença de IPA entre aves insetívoras estritas e facultativas foi verificada por meio de teste t, no *software* PAST (Hammer *et al.* 2001).

RESULTADOS

Houve relação significativa entre a exclusão de aves e o aumento da biomassa (Tabela 1), abundância ($z=24,682$; $p=0$) e diversidade ($z=12,825$; $p=0$) de artrópodes nas árvores e arbustos das Melastomataceae nas três áreas selecionadas e também nas duas estações do ano. Porém, isso não refletiu em diferenças na folivoria ($t=1,415$; $p=0,16$).

Tabela 1. Biomassa (g) do total artrópodes coletados nas três áreas selecionadas no Parque Estadual Carlos Botelho nas estações chuvosa e seca, nos ramos com rede e controle do experimento de exclusão de aves.

Áreas	Estação chuvosa		Estação seca	
	Com rede	Controle	Com rede	Controle
Sede	0,657	0,016	0,579	0,034
Inicial	0,175	0,031	0,391	0,02
Avançado	0,158	0,008	0,251	0,087

A abundância de artrópodes de folhagem foi afetada significativamente por todos os fatores analisados (Apêndice 4). A seca apresentou maior abundância e as estações do ano influenciaram não só a quantidade, mas também a distribuição dos artrópodes nas áreas; a sede exibiu maior abundância na estação chuvosa enquanto que na seca, o estágio avançado (Figura 4). Além das redes de exclusão, as estações também foram o único fator com relação significativa na riqueza de artrópodes ($z=-5,848$; $p=0$) (Apêndice 4), havendo maior riqueza na estação seca. Mesmo não existindo significância, a diferença entre as áreas com relação a riqueza (número de táxons de artrópodes) seguiu a mesma tendência encontrada para a abundância de artrópodes (Figura 4).

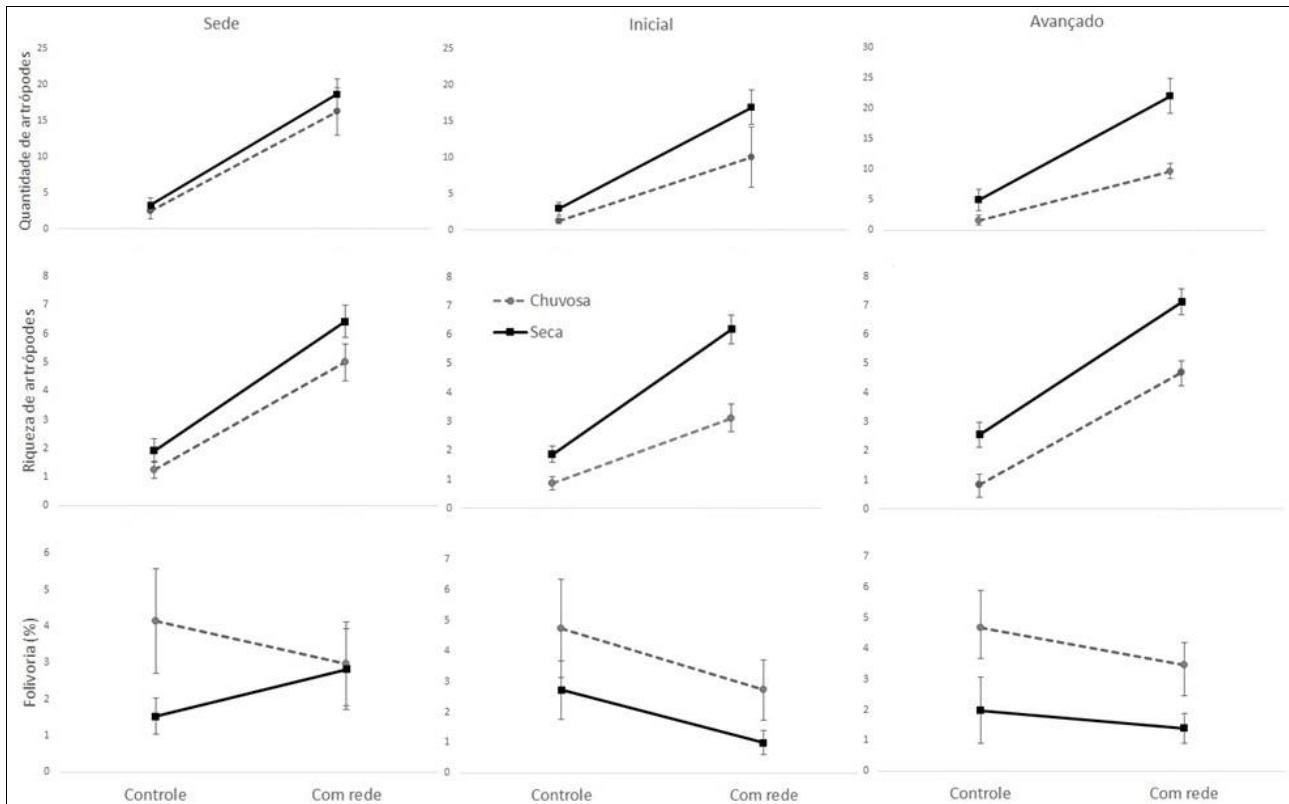


Figura 4. Efeitos da exclusão de aves sobre a quantidade e riqueza de artrópodes e folivoria, nas diferentes estações do ano e áreas de estudo. Os valores são as médias entre as réplicas e seus respectivos erros padrões.

Apesar disso, a folivoria não foi afetada por nenhum parâmetro analisado, exceto, mais uma vez, pelas estações ($t=-2,843$; $p=0,005$), sendo maior na estação chuvosa (Apêndice 4), ocorrendo inclusive uma tendência de maior dano foliar nos ramos controle (Figura 4). Além disso, diferentemente do esperado, não houve relação entre a folivoria e a presença de artrópodes herbívoros ou carnívoros ($t=1,259$; $p=0,21$ e $t=-0,708$; $p=0,48$, respectivamente). Ou seja, apesar de existir a influência direta das aves nos artrópodes, os efeitos da cascata trófica nas plantas não foram observados.

Tanto artrópodes carnívoros quanto herbívoros apresentaram maior abundância nos galhos com rede. Os carnívoros predominaram em todas as áreas na estação chuvosa, porém observamos que na seca houve um aumento dos herbívoros, se igualando e até ultrapassando estes (Figura 5). Mesmo assim, a herbivoria geral,

amostrada apenas nos ramos controle, se mostrou maior na estação chuvosa e na área de estágio avançado (Tabela 4) e, novamente, não foi observado relação entre herbivoria e quantidade de artrópodes, independente do experimento de exclusão (Figura 6).

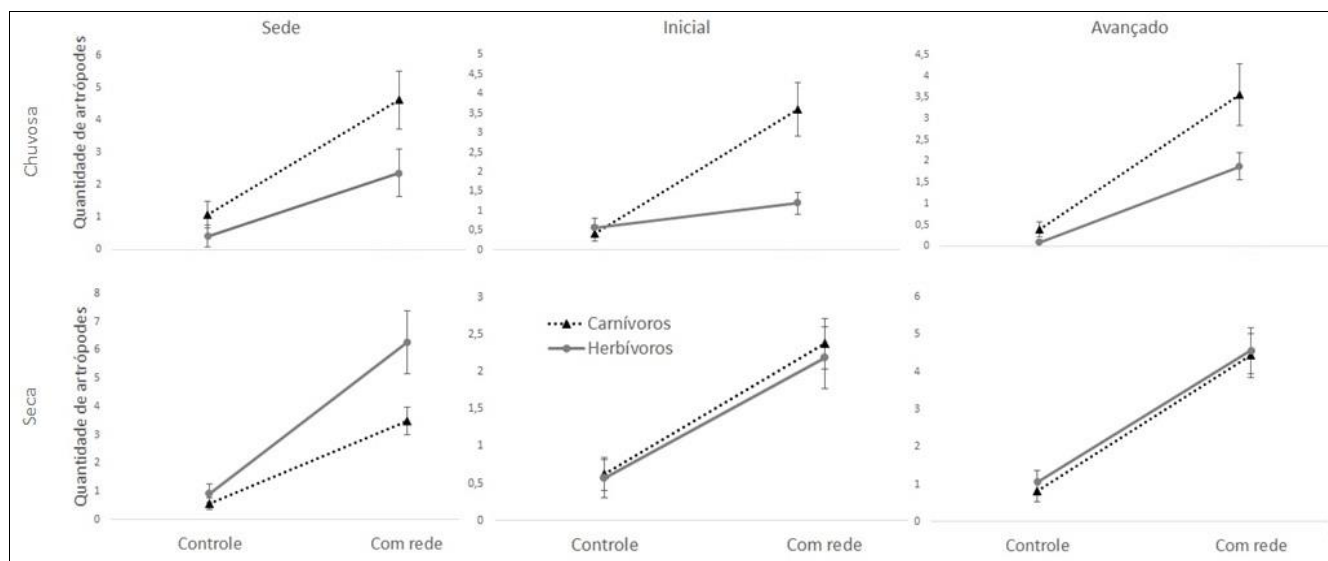


Figura 5. Efeito da exclusão de aves sobre a quantidade de artrópodes herbívoros e carnívoros, nas diferentes estações do ano e áreas de estudo. Os valores são as médias entre as réplicas e seus respectivos erros padrões.

Tabela 4. Quantidade de folhas em cada categoria de dano foliar, na estação chuvosa / estação seca e nas três áreas amostradas. Categorias: A - até 10%, B - de 11 a 30%, C - de 31% a 50%, D - de 50 a 70%, E - de 70 a 90% e F - mais de 90%.

Áreas	A	B	C	D	E	F
Sede	103 / 135	73 / 63	33 / 17	13 / 6	3 / 0	0 / 0
Inicial	96 / 127	78 / 58	40 / 22	12 / 1	0 / 0	0 / 0
Avançado	63 / 109	81 / 90	58 / 24	18 / 4	2 / 1	0 / 0

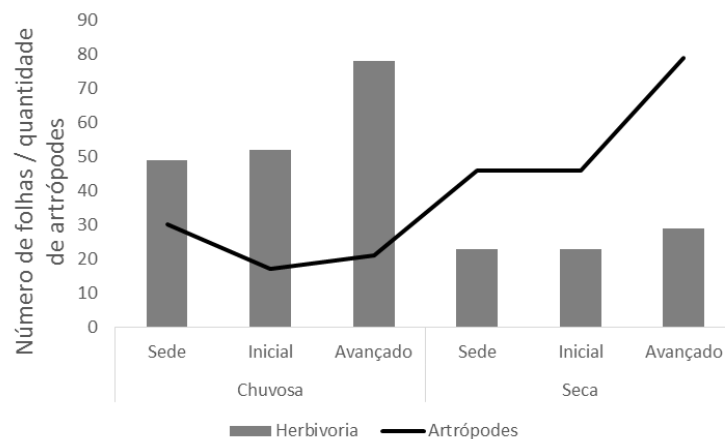


Figura 6. Número de folhas com dano de herbivoria acima de 30% e artrópodes nos ramos controle, nas diferentes áreas de estudo e períodos do ano.

Com relação às aves, observamos que maiores índices de abundância (IPA), tantos de insetívoros estritos quanto facultativos, afetaram os artrópodes de forma a diminuir sua quantidade ($z=-6,871$; $p=0$ e $z=3,198$; $p=0,001$, respectivamente), porém não sua diversidade (Apêndice 4). Um total de 142 espécies de aves insetívoras foram registradas, sendo que destas, a sede apresentou maior riqueza, com 95 espécies, seguido do avançado com 84 e do inicial com 83. Os insetívoros estritos estão presentes em maior abundância no estágio avançado, seguido pelo inicial, já os facultativos são mais abundantes na sede (Figura 7) e apenas nesta área houve diferença significativa entre a abundância destes dois grupos ($t=-3,33$; $p=0,049$). Porém o efeito da avifauna nos artrópodes foi semelhante nas três áreas, havendo inclusive na estação chuvosa maior diferença entre a abundância de artrópodes nos galhos com rede e controle na sede, mesmo sendo este o local com maior abundância de aves onívoras, representadas aqui pelas espécies consideradas facultativas.

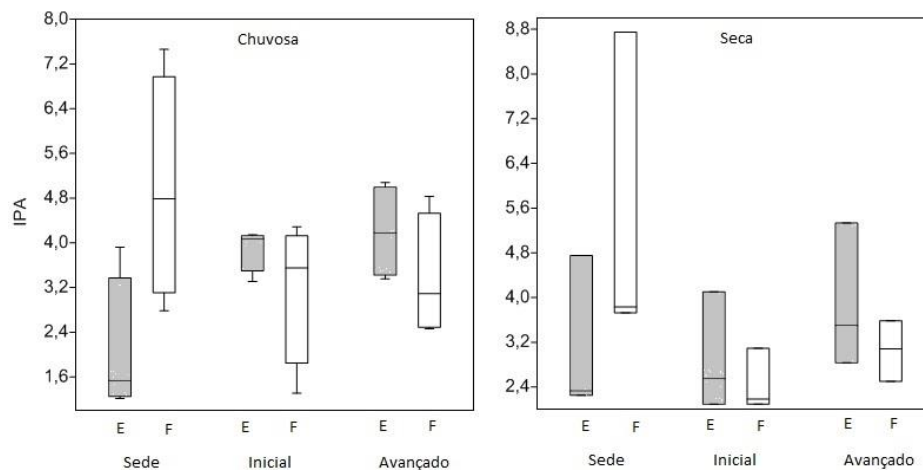


Figura 7. Índice pontual de abundância (IPA) para aves insetívoras estritas (E) e facultativa (F), nas três áreas de estudo e diferentes períodos do ano (ver Capítulo 1, p. 18-36).

DISCUSSÃO

Nossos dados mostram que as aves insetívoras reduzem a abundância de artrópodes, controlando assim suas populações, porém este efeito não foi forte o suficiente para resultar em benefícios para as plantas, por meio de menores taxas de herbivoria foliar. Apesar de muitos trabalhos constatarem o efeito indireto das aves sobre as plantas em regiões tropicais (eg. Boege & Marquis 2006, Greenberg *et al.* 2000, Koh 2008, Van Bael *et al.* 2003), também há estudos (eg. Gruner 2004) que, como o nosso, não encontrou essa resposta. É também esperado que o impacto de predadores sobre herbívoros seja maior do que sobre a vegetação em teias alimentar terrestres (Schmitz *et al.* 2000).

A importância das aves sobre a abundância dos artrópodes parece ser indiscutível (Sekercioglu 2006), mas sua relação com herbivoria ainda é incerta e necessita de novos estudos (Halaj & Wise 2001). Florestas tropicais tendem a apresentar menores evidências de cascatas tróficas por serem sistemas mais complexos, com maior diversidade de predadores, onívoros e, assim, de interações nas teias alimentares (Polis & Strong 1996). Nesse cenário, a existência da competição e predação intra-guilda

reduziria o controle *top-down* (Finke & Denno 2004), uma vez que não apenas as diversas espécies de aves especialistas e generalistas competem pelo recurso, como estas também competem com os artrópodes carnívoros, além de predá-los (Gunnarsson 2007). Na ausência das aves, os artrópodes herbívoros e carnívoros aumentam em quantidade e estes últimos passariam a exercer maior pressão de predação sobre os herbívoros, o que poderia diminuir os níveis de herbivoria (Polis & Holt 1992, Polis & Strong 1996). Com isso, seria esperado que houvesse menor folivoria nos ramos com maior quantidade de artrópodes carnívoros, porém nosso estudo não encontrou essa relação.

Isso indica que outros fatores podem estar controlando a herbivoria na área de estudo, como o efeito *bottom-up*, em que variáveis climáticas, parâmetros do solo, decompositores e simbiontes determinam a estrutura da produtividade primária e conseqüentemente de níveis tróficos mais elevados por conta da disponibilidade de recursos (Hunter & Price 1992). Garibaldi e colaboradores (2010) compararam estas duas forças combinando a exclusão de aves insetívoras com a suplementação de nutrientes e apesar de ambos afetarem a cascata trófica, o efeito *bottom-up* se mostrou mais efetivo no controle da herbivoria. Segundo Borer e colaboradores (2006), predadores causam um impacto maior acessando mais níveis das cascatas tróficas, enquanto o efeito *bottom-up* afeta principalmente a produtividade primária, o que ressaltaria a importância dos predadores, sendo sua extinção mais prejudicial para comunidade do que perturbações relacionadas com fatores abióticos e nutricionais. Porém ainda é controversa a questão sobre a proeminência destes efeitos e sobre quais fatores causam variações em sua força de acordo com diferentes ambientes (Gripenberg & Roslin 2007). Assim, são necessários novos estudos que façam essa combinação

entre exclusão de predadores e manipulação de nutrientes para a melhor compreensão do controle da herbivoria em florestas tropicais.

É importante ressaltar que em nossa medição os impactos negativos nas plantas pela herbivoria pode estar subestimado. Isso porque medimos o dano visível provocado por insetos mastigadores (Orthoptera, Coleoptera e Lepidoptera), já insetos sugadores (Hemiptera) também causam prejuízos nas plantas (Goggin 2007), porém o tipo de dano causado por estes é muito mais difícil de se mensurar (Morrison & Lindell 2012). Além disso, o tecido vegetal adjacente ao dano também tem sua capacidade fotossintética reduzida, assim a área foliar afetada é na verdade maior do que a área diretamente consumida (Zangerl *et al.* 2002).

A pluviosidade é uma das principais variáveis que causam flutuações na abundância de artrópodes e, principalmente, insetos de vida livre (Araújo 2013, Pinheiro *et al.* 2002). O início do período de chuvas aumenta a produção primária e assim a disponibilidade e qualidade de recursos para insetos herbívoros (Cornelissen & Fernandes 2001). Neste trabalho, a abundância e diversidade de artrópodes foi maior na estação seca, porém o método adotado pode ter desviado este resultado. Com o intuito principal de comparar o efeito da exclusão de aves nos artrópodes, nossa amostragem representa um momento pontual ao final do experimento e não todo o período do mesmo. Para a estação chuvosa a coleta foi realizada no mês de abril e para a seca no mês de outubro, ou seja, períodos de transição entre as estações.

Um levantamento da disponibilidade de recursos feito no Parque Estadual Carlos Botelho observou que a abundância de invertebrados de solo está fortemente correlacionada à precipitação e temperatura, com maior abundância nos meses chuvosos e que os meses de abril e outubro exibem praticamente o mesmo valor (Beisiegel &

Mantovani 2006). Outro fator é que a região do Parque Estadual Carlos Botelho dificilmente sofre com estresse hídrico. Apesar de existir um período demarcado de chuvas, a umidade relativa permanece estável durante todo o ano (ver figura 2, tópico área de estudo, p. 12), fazendo com que mesmo na estação seca exista condições favoráveis ao desenvolvimento e sobrevivência dos insetos (Wolda 1988).

Encontramos uma relação positiva entre abundância de aves insetívoras e redução de artrópodes em todas as áreas de estudo. A medição de um IPA para todas as aves insetívoras estritas e facultativas representa não apenas a abundância das espécies, mas também que seu valor é maior quanto maior for a riqueza desta assembleia. Uma maior diversidade de predadores consumirá uma maior quantidade e tipos de presas (Philpott *et al.* 2009) em diversos microhabitats, principalmente com relação aos insetívoros estritos e especialistas que adicionam uma insetivoria mais eficiente (Perfecto *et al.* 2004, Van Bael *et al.* 2008). Com um total de 142 espécies de aves insetívoras, as áreas de estudo apresentam uma gama de espécies com diferentes hábitos, comportamentos e tamanhos, por exemplo, espécies das famílias Dendrocolaptidae, Thamnophilidae e Trogonidae estão presentes em todas as áreas, com isso a predação atinge diversos tipos de artrópodes com a mesma magnitude, causando pouco efeito sobre a composição de espécies de artrópodes, mesmo que afetando significativamente sua abundância (Mooney *et al.* 2010).

Esperávamos que as consequências da exclusão das aves fossem mais proeminentes na área com maior abundância de espécies especialistas (representadas pelas insetívoras estritas) ou seja, no estágio avançado, porém seu efeito sobre as populações de artrópodes foi semelhante em todas as áreas. A sede e, principalmente, a área de estágio inicial exhibe considerável abundância de insetívoros estritos, incluindo

algumas espécies de hábito florestal, como *Myiothlypis leucoblephara* (pula-pula-assobiador), *Schiffornis virescens* (flautim), *Trogon surrucura* (surucuá-variado) e *Campephilus robustus* (pica-pau-rei). Isso indica que estas áreas representam importante fonte de alimento, abrigo e de passagem para estas e muitas outras espécies e que a conservação exercida por meio do manejo desta área protegida tem sido eficiente na manutenção deste papel funcional das aves em seus variáveis ambientes, como pode-se ver no capítulo 1.

Por fim, da mesma forma que Philpott e colaboradores (2009), constatamos que as aves insetívoras facultativas, aqui representadas por diversas espécies de onívoros, também exercem importante papel no controle de artrópodes. O fato de estas serem menos eficientes na predação de artrópodes é contrabalanceado por sua maior abundância, como observado na sede. Dessa forma, mudanças no número de espécies em cada guilda, por conta da perturbação de ecossistemas naturais, não necessariamente reflete em perda total dos processos ecológicos realizados por essas aves (Greenberg *et al.* 2000, Perfecto *et al.* 2004, Sekercioglu 2012), podendo haver (em casos como o nosso em que as áreas perturbadas são protegidas e adjacentes à florestas maduras) uma substituição de papéis funcionais (Bregman *et al.* 2014).

LITERATURA CITADA

ARAÚJO, W. S. de. 2013. The importance of temporal factors to herbivore insect distribution in Neotropical systems. *Revista da Biologia* 10:1-7.

BEISIEGEL, B. M. & MANTOVANI, W. 2006. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. *Journal of Zoology* 269:77-87.

BIBBY, C. J., BURGESS, N. D. & HILL, D. A. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, Orlando. 255 pp.

- BOEGE, K. & MARQUIS, R. J. 2006. Plant quality and predation risk mediated by plant ontogeny: consequences for herbivores and plants. *Oikos* 115:559-572.
- BORER, E. T., HALPERN, B. S. & SEABLOOM, E. W. 2006. Asymmetry in community regulation: effects of predators and productivity. *Ecology* 87:2813-2820.
- BORER, E. T., SEABLOOM, E. W., SHURIN, J. B., ANDERSON, K. E., BLANCHETTE, C. A., BROITMAN, S. D., COOPER, S. D. & HALPERN, B. S. 2005. What determines the strength of a trophic cascade? *Ecology* 86:528-537.
- BREGMAN, T. P., SEKERCIOGLU, C. H. & TOBIAS, J. A. 2014. Global patterns and predictions of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation* 169:372-383.
- BRUSCA, R. C. & BRUSCA, G. J. 2007. *Invertebrados*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 968 pp.
- COOPER, R. J. & WHITMORE, R. C. 1990. Arthropod sampling methods in ornithology. *Studies in Avian Biology* 13:29-37.
- CORNELISSEN, T. G. & FERNANDES, G. W. 2001. Induced defences in the neotropical tree *Bauhinia brevipes* (Vog.) to herbivory: effects of damage-induced changes on leaf quality and insect attack. *Trends in Ecology and Evolution* 15:236-241.
- DEL HOYO, J., ELLIOTT, A., SARGATAL, J., CHRISTIE, D. A. & DE JUANA, E. 2015. *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <http://www.hbw.com> on 02 October 2014).
- GALETTI, M., GIACOMINI, H. C., BUENO, R. S., BERNARDO, C. S. S., MARQUES, R. M., BOVENDORP, R. S., STEFFLER, C. E., RUBIM, P., GOBBO, S. K., DONATTI, C. I., BEGOTTI, R. A., MEIRELLES, F., NOBRE, R. de A., CHIARELLO, A. G. & PERES, C. A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation* 142:1229-1241.
- GARIBALDI, L. A., KITZBERGER, T., MAZÍA, C. N. & CHANETON, E. J. 2010. Nutrient supply and bird predation additively control insects herbivory and tree growth in two contrasting forest habitats. *Oikos* 119:337-349.
- GOGGIN, F. D. 2007. Plant-aphid interactions: molecular and ecological perspectives. *Current Opinions in Plant Biology* 10:399-408.
- GREENBERG, R., BICHIER, P., ANGON, A. C., MACVEAN, C., PEREZ, R. & CANO, E. 2000. The impact of avian insectivory on arthropods and leaf damage in some Guatemalan coffee plantations. *Ecology* 81:1750-1755.
- GRIPENBERG, S. & ROSLIN, T. 2007. Up or down in space? Uniting the bottom-up versus top-down paradigm and spatial ecology. *Oikos* 116:181-188.

GRUNER, D. 2004. Attenuation of top-down and bottom-up forces in a complex terrestrial community. *Ecology* 85:3010-3022.

GUNNARSSON, B. 2007. Bird predation on spiders: ecological mechanisms and evolutionary consequences. *The Journal of Arachnology* 35:509-529.

HAIRSTON, N. G., SMITH, F. E. & SLOBODKIN, L. B. 1960. Community structure, population control, and competition. *The American Naturalist* 94:421-425.

HALAJ, J. & WISE, D. H. 2001. Terrestrial trophic cascades: how much do they trickle? *The American Naturalist* 157:262-281.

HAMMER, O., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Pack-age for Education and Data Analyses. *Paleontologia Electronica* 4:1-9.

HUNTER, M. D. & PRICE, P. W. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73:724-732.

KELLERMANN, J. L., JOHNSON, M. D., STERCHO, A. M. & HACKETT, S. C. 2008. Ecological and economic services provided by birds on Jamaican Blue Mountain coffee farms. *Conservation Biology* 22:1177-1185.

KOH, L. P. 2008. Birds defend oil palms from herbivorous insects. *Ecological Applications* 18:821-825.

LIMA, R. A. F., DITTRICH, V. A. O., SOUZA, V. C., SALINO, A., BREIER, T. B. & AGUIAR, O. T. 2011. Vascular flora of the Carlos Botelho State Park, São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica* 11:173-214.

MÄNTYLÄ, E., KLEMOLA, T. & LAAKSONEN, T. 2010. Birds help plants: a meta-analysis of top-down trophic cascades caused by avian predators. *Oecologia* 165:43-51.

MOONEY, K. A., GRUNER, D. S., BARBER, N. A., VAN BAELE, S. A., PHILPOTT, S. M. & GREENBERG, R. 2010. Interactions among predators and the cascading effects of vertebrate insectivores on arthropod communities and plants. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 107:7335-7340.

MORRISON, E. B. & LINDELL, C. A. 2012. Birds and bats reduce insect biomass and leaf damage in tropical forest restoration sites. *Ecological Applications* 22:1526-1534.

NATIONAL INSTITUTES OF HEALTH. 2003. *ImageJ, version 1.48*. Maryland, USA.

PERFECTO, I., VANDERMEER, J. H., BAUTISTA, G. L., NUNEZ, G. I., GREENBERG, R., BICHER, P. & LANGRIDGE, S. 2004. Greater predation in shaded coffee farms: The role of resident neotropical birds. *Ecology* 85:2677-2681.

PHILPOTT, S. M., SOONG, O., LOWENSTEIN, J. H., PULIDO, A. L., LOPEZ, D. T., FLYNN, D. F. B. & DECLERCK, F. 2009. Functional richness and ecosystem services: bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. *Ecological Applications* 19:1858-1867.

- PINHEIRO, F., DINIZ, I. R., COELHO, D. & BANDEIRA, M. P. S. 2002. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. *Austral Ecology* 27:132-136.
- POLIS, G. A. 1999. Why are parts of the world green? Multiple factors control productivity and the distribution of biomass. *Oikos* 86:3-15.
- POLIS, G. A. & HOLT, R. D. 1992. Intraguild predation: The dynamics of complex trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution* 7:151-154.
- POLIS, G. A. & STRONG, D. R. 1996. Food web complexity and community dynamics. *The American Naturalist* 147:813-846.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Viena.
- RUIZ-GUERRA, B., RENTON, K. & DIRZO, R. 2012. Consequences of fragmentation of tropical moist forest for birds and their role in predation of herbivorous insects. *Biotropica* 44:228-236.
- SCHMITZ, O. J., HAMBACK, P. A. & BECKERMAN, A. P. 2000. Trophic cascades in terrestrial systems: a review of the effects of carnivore removals on plants. *American Naturalist* 155:141-153.
- SCHMITZ, O. J., KRIVAN, V. & OVADIA, O. 2004. Trophic cascades: the primacy of trait-mediated indirect interactions. *Ecology Letters* 7:153-163.
- SEKERCIOGLU, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21:464-471.
- SEKERCIOGLU, C. H. 2007. Conservation ecology: area trumps mobility in fragment bird extinctions. *Current Biology* 17:283-286.
- SEKERCIOGLU, C. H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology* 153:S153-S162.
- SHURIN, J. B., BORER, E. T., SEABLOOM, E. W., ANDERSON, K., BLANCHETTE, B. B., COOPER, S. D. & HALPERN, B. S. 2002. A cross-ecosystem comparison of the strength of a trophic cascade. *Ecology Letters* 5:785-791.
- STRATFORD, J. A. & STOUFFER, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13:1416-1423.
- TRIPLEHORN, C. A. & JOHNSON, N. F. 2011. *Estudo dos insetos*. Cengage Learning, São Paulo. 816 pp.
- VAN BAEL, S. A. & BRAUN, J. D. 2005. The direct and indirect effects of insectivory by birds in two contrasting Neotropical forests. *Oecologia* 143:106-166.
- VAN BAEL, S. A., BRAUN, J. D. & ROBINSON, S. K. 2003. Birds defend trees from herbivores in a Neotropical forest canopy. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 100:8304-8307.

VAN BAELE, S. A., PHILPOTT, S. M., GREENBERG, R., BICHIER, P., BARBER, N. A., MOONEY, K. A. & GRUNER, D. S. 2008. Birds as predators in tropical agroforestry systems. *Ecology* 89:928-934.

VIELLIARD, J. M. E., ALMEIDA, M. E. C., ANJOS, L. & SILVA, W. R. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). Pp. 47-62 in MATTER, S. V., STRAUBE, F., ACCORDI, I., PIACENTINI, V. & CÂNDIDO-JR, J. F. (org.). *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical Books, Rio de Janeiro.

WHELAN, C. J., WENNY, D. G. & MARQUIS, R. J. 2008. Ecosystem Services Provided by Birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134: 25–60.

WOLDA, H. 1988. Insect seasonality: why? *Annual Review of Ecology and Systematics* 19:1-18.

ZANGERL, A. R., HAMILTON, J. G., MILLER, T. J., CROFTS, A. R., OXBOROUGH, K., BERENBAUM, M. R. & DE LUCIA, E. H. 2002. Impact of folivory on photosynthesis is greater than the sum of its holes. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 99:1088-1091.

6. Conclusão geral

A partir desta pesquisa observamos que o Parque Estadual Carlos Botelho é uma área estratégica e importante para a conservação da avifauna da Mata Atlântica e para a manutenção dos serviços ecossistêmicos prestados por esta. Seus diferentes ambientes, de estágios sucessionais e usos distintos abrigam diferentes composições de aves insetívoras. Quanto mais conservado o ambiente, maior é a riqueza de aves insetívoras especialistas, ameaçadas, endêmicas e de alta sensibilidade ambiental. Enquanto a área aberta e modificada está correlacionada com uma alta diversidade sendo um ambiente de coexistência de espécies generalistas pouco sensíveis à perturbações e especialistas de maior sensibilidade ambiental. Estas aves não sofrem restrições alimentares por conta da sazonalidade, uma vez que artrópodes são recursos disponíveis tanto na estação chuvosa quanto na seca, estando presentes e mantendo sua abundância durante o ano todo no PECB, apesar de existir flutuações entre as áreas.

Este mosaico garante que as aves insetívoras exerçam seu papel funcional no controle das populações de artrópodes em todas as áreas. Apesar das aves insetívoras afetarem diretamente a abundância e diversidade de artrópodes isso não necessariamente reflete em benefícios para as plantas. Observamos que a herbivoria foliar no PECB é controlada por outros fatores além da cascata trófica e efeito *top-down*, como por exemplo, pelo efeito *bottom-up*, mas são necessários estudos que combinem a exclusão de predadores e a manipulação da disponibilidade de nutrientes para que isto seja testado. Observamos que existe uma relação inversa entre abundância de aves e abundância de artrópodes. Assim, tanto aves insetívoras estritas quanto facultativas consomem diversos tipos de artrópodes igualmente, afetando sua quantidade, porém não sua diversidade.

Por fim, observamos que as diferentes áreas apresentam potencialidade próprias na conservação de aves insetívoras e que todas são provedoras do serviço ecossistêmico de controle de artrópodes, mesmo que esse seja realizado principalmente por aves insetívoras especialistas (como nas áreas inicial e avançado) ou por insetívoras generalistas e onívoras (como na sede). E acreditamos que esses pontos devem ser levados em consideração na gestão, manejo e zoneamento dessa Unidade de Conservação, necessitando de um planejamento a nível de paisagem.

7. Referências gerais

- ALMEIDA, W. R.; WIRTH, R.; LEAL, I. R. Edge-mediated reduction of phorid parasitism on leaf-cutting ants in a Brazilian Atlantic forest. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 128, p.551-557. 2008.
- ANDERSON, S. H. et al. Cascading effects of bird functional extinction reduce pollination and plant density. **Science**, v. 331, p. 1068-1071. 2011.
- BALVANERA, P. et al. Conserving biodiversity and ecosystem services. **Science**, v. 291, p. 2047. 2001.
- BEISIEGEL, B. M.; MANTOVANI, W. Habitat use, home range and foraging preferences of the coati *Nasua nasua* in a pluvial tropical Atlantic forest area. **Journal of Zoology**, v. 269, p. 77-87. 2006.
- BENNETT, E. M.; PETERSON, G. D.; GORDON, L. J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecology Letters**, v. 12, p. 1-11. 2009.
- BORER, E. T. et al. What determines the strength of a trophic cascade? **Ecology**, v. 86, n. 2, p. 528-537. 2005.
- BRASIL. **Lei n. 9.985**, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 09 abr. 2015.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. Diretoria de Unidades de Conservação e Vida Silvestre. **Roteiro Metodológico para Elaboração de Planejamento de Parque Nacional, Reserva Biológica, Estação Ecológica**. Brasília: Ed. IBAMA, 2002.
- BREGMAN, T. P.; SEKERCIOGLU, C. H.; TOBIAS, J. A. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. **Biological Conservation**, v. 169, p. 372-383. 2014.
- BROCARD, C. R. et al. Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, *Continuum* florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, p. 198-208. 2012.
- CANADAY, C. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. **Biological Conservation**, v. 77, p. 63-77. 1996.
- CARPENTER, S. R. et al. Science for managing ecosystem services: beyond the millennium ecosystem assessment. **Proceedings of the National Academy of Science USA**, v. 106, p. 1305-1312. 2009.
- COLEY, P. D.; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 27, p. 305-335. 1996.

CUSTODIO FILHO, A. A floresta ombrófila densa em diferentes altitudes no Parque Estadual Carlos Botelho, Brasil. 2002. Tese - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

FERRAZ, L. P. M; VARJABEDIAN, R. **Evolução histórica da implantação e síntese das informações disponíveis sobre o Parque Estadual Carlos Botelho**. São Paulo: SMA/CINP/IF/DRPE/PECB, 1999.

FUTUYMA, D. J.; AGRAWAL, A. A. Macroevolution and the biological diversity of plants and herbivores. **Proceedings of the National Academy of Science USA**, v. 106, n. 43, p. 18054-18061. 2009.

GALETTI, M. et al. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1229-1241. 2009.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. da. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v. 288, n. 5470, p. 1356-1358. 2000.

GOERCK, J. M. Conservação de Aves na Região do Domínio da Mata Atlântica no Brasil. In: BENCKE, G. A. et al. (Org). **Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica**. São Paulo: SAVE Brasil, 2006. p. 33-39.

HAIRSTON, N. G.; SMITH, F. E.; SLOBODKIN, L. B. Community structure, population control, and competition. **The American Naturalist**, v. 94, n. 879, p. 421-425. 1960.

ISAAC, N. J. B.; COWLISHAW, G. How species respond to multiple extinction threats. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 271, p. 1135-1141. 2004.

KREMEN, C. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? **Ecology Letters**, v. 8, p. 468-79. 2005.

KREMEN, C.; OSTFELD, R. S. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 3, p. 540-548. 2005.

KRONKA, F. J. N. et al. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2005.

LUNDBERG, J.; MOBERG, F. Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. **Ecosystems**, v.6, p. 87-98. 2003.

MÄNTYLÄ, E.; KLEMOLA, T.; LAAKSONEN, T. Birds help plants: a meta-analysis of top-down trophic cascades caused by avian predators. **Oecologia**, v.165, n.1, p.43-51. 2010.

- MARINI, M. A.; GARCIA, F. I. Conservação das aves no Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p. 95-102. 2005.
- MARQUIS, R. J. Impacts of herbivores on tropical plant diversity. In Burslem, D. F. R. P. M., Pinard A., Hartley S. E. (Eds.). **Biotic interactions in the tropics: Their role in the maintenance of species diversity**, pp. 328–346. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 2005.
- MAZÍA, C. N.; KITZBERGER, T.; CHANETON, E. J. Interannual changes in folivory and bird insectivory along a natural productivity gradient in northern Patagonian forests. **Ecography**, v. 27, p. 29-40. 2004.
- MYERS, N. Threatened biotas: “hot spots” in tropical forests. **Environmentalist**, v. 8, p. 187-208. 1988.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858. 2000.
- PACE, M. L. et al. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 14, n. 12, p. 483-488. 1999.
- PAINE, R. T. Food webs: Linkage, interaction strength and community infrastructure. **Journal Animal Ecology**, v. 49, p. 667-685. 1980.
- PASTOR, J.; COHEN, Y. Herbivores, the functional diversity of plants species, and the cycling of nutrients in ecosystems. **Theoretical Population Biology**, v. 51, p. 165-179. 1997.
- PIMM, S. P. et al. Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions. **Proceedings of the National Academy of Science USA**, v. 18, p. 10941-10946. 2006.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. et al. Mobile links in fragmented ecosystem: seed and birds dispersal approach towards Atlantic forest restoration and conservation. In: GAESE, H. et al. (Eds.). **Biodiversity and land use systems in the fragmented Mata Atlântica of Rio de Janeiro**. Göttingen: Cuvillier Verlag, 2009. p. 313-360.
- POLIS, G. A.; STRONG, D. R. Food Web complexity and community dynamics. **The American Naturalist**, v. 147, n. 5, p. 813-846. 1996.
- REIS, C.; BIERAS, A. C.; SAJO, M. G. Anatomia foliar de Melastomataceae do Cerrado do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v.28, n. 3, p. 451-466. 2005.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153. 2009.

RITCHIE, M. E.; TILMAN, D.; KNOPS, J. M. H. Herbivore effects on plant and nitrogen dynamics in oak savanna. **Ecology**, v. 79, n. 1, p. 165-177. 1998.

RODRIGUES, S. B. M.; GAGETTI, B. L.; PIRATELLI, A. J. First record of *Leontopithecus chrysopygus* (Primates: Callitrichidae) in Carlos Botelho State Park, São Miguel Arcanjo, São Paulo, Brazil. **Mammalia**, ISSN (Online), p. 1864-1547, ISSN (Print), p. 0025-1461. 2014.

SÃO PAULO. **Decreto N. 19.499**, de 10 de setembro de 1982. Cria o Parque Estadual “Carlos Botelho” e dá providências correlatas. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1982/decreto%20n.19.499,%20de%2010.09.1982.htm>>. Acesso em: 10 ago. 2013.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. **Plano de Manejo do Parque Estadual Carlos Botelho**. 2008. Disponível em: <<http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/>>. Acesso em: 11 Mai 2013.

SÃO PAULO. **Decreto N. 60.519**, de 05 de junho de 2014. Declara o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) como Patrimônio Ambiental do Estado, cria a Comissão Permanente de Proteção dos Primatas Paulistas - Pró-Primatas Paulistas e dá providências correlatas. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2014/decreto-60519-05.06.2014.html>>. Acesso em: 19 jun. 2014.

SCHMITZ, O. J. Herbivory from individuals to ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 39, p. 133-152. 2008.

SEKERCIOGLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 8, p. 464-471. 2006.

SEKERCIOGLU, C. H. et al. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Science USA**, v. 99, n. 1, p. 263-267. 2002.

SEKERCIOGLU, C. H.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Ecosystem consequences of bird declines. **Proceedings of the National Academy of Science USA**, v. 101, n. 52, p. 18042-18047. 2004.

SETHI, P.; HOWE, H. F. Recruitment of hornbill-dispersed trees in hunted and logged forests of the Indian Eastern Himalaya. **Conservation Biology**, v. 23, p. 710-718. 2009.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. 2. ed. São Paulo: Editora Nova Fronteira, 1997. 912 p.

SILVA, B. G. **Comunidade de aves frugívoras e nectarívoras e disponibilidade de recursos em dois estádios sucessionais de regeneração de Mata Atlântica**. 2012. 74 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2012.

SODHI, N. S.; LIOW, L. H.; BAZZAZ, F. A. Avian Extinctions from Tropical and Subtropical Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 323-345. 2004.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Jr. Use of Amazonian Forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, v. 76, n. 8, p. 2429–2445. 1995.

TADANO, Y. S., UGAYA, C. M. L. & FRANCO, A. T. 2009. Método de Regressão Poisson: **Metodologia para avaliação do impacto da população atmosférica na saúde populacional**. Pp. 241-255. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, UTFPR, Campinas.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. Processos em populações: o grande cenário. In: _____. **Fundamentos em Ecologia**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. p. 333-370.

URBAS, P. et al. Cutting more from cut forests: edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants in Brazil. **Biotropica**, v. 39, n. 4, p. 489-495. 2007.

VAN BAEL, S. A. et al. Birds as predators in tropical agroforestry systems. **Ecology**, v. 89, p.928-934. 2008.

VAN BAEL, S. A.; BRAUN, J. D.; ROBINSON, S. K. Birds defend trees from herbivores in a Neotropical forest canopy. **Proceedings of the National Academy of Science USA**, v. 100, n. 14, p. 8304-8307. 2003.

VANDEWALLE, M. et al. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. **Biodiversity and Conservation**, v.19, n. 10, p. 2921-2947. 2010.

WENNY, D. G. et al. The need to quantify ecosystem services provided by birds. **The Auk**, v.128, n.1, p. 1-14. 2011.

WHELAN, C. J.; WENNY, D. G; MARQUIS, R. J. Ecosystem services provided by birds. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 25-60. 2008.

8. Apêndices

Capítulo 1

Apêndice 1. Registros de insetivoria durante o período de outubro de 2013 e outubro de 2014 nas três áreas estudadas do Parque Estadual Carlos Botelho.

Área	Mês	Horário	Ave	Registro
Sede	Outubro	08h00	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Captura de díptera em voo
Sede	Outubro	08h00	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Salta do poleiro e captura no ar
Sede	Outubro	08h43	<i>Tangara sayaca</i>	Captura no galho
Sede	Outubro		<i>Zonotrichia capensis</i>	Forageando no solo
Sede	Outubro		<i>Troglodytes musculus</i>	Consumo de inseto
Sede	Outubro	07h15	<i>Megarynchus pitangua</i>	Consumo de inseto
Sede	Novembro	06h40	<i>Zonotrichia capensis</i>	Forageando no solo
Sede	Novembro	17h30	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Captura no ar com manobra
Sede	Novembro	17h30	<i>Zonotrichia capensis</i>	Captura de orthoptera no solo
Sede	Novembro	17h30	<i>Sicalis flaveola</i>	Forageando no solo
Sede	Novembro	17h30	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Capturou inseto no solo
Sede	Novembro	17h30	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Forageando na folhagem
Sede	Novembro	17h00	<i>Myiarchus swainsoni</i>	Captura de inseto na folhagem
Sede	Dezembro	05h20	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Captura de aleluia com manipulação para retirar as asas
Sede	Dezembro	07h20	<i>Tangara ornata</i>	Captura em voo
Sede	Dezembro	07h30	<i>Machetornis rixosa</i>	Captura de dois insetos no solo
Sede	Janeiro	16h30	<i>Troglodytes musculus</i>	Captura de formigas no solo
Sede	Janeiro	06h36	<i>Trogon viridis</i>	Captura de orthoptera na folhagem
Sede	Fevereiro	08h34	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Captura de lepidóptero do ar e manipulação para retirar as asas
Sede	Fevereiro	17h00	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Captura de odonata e levou para o ninho
Sede	Março	16h50	<i>Zonotrichia capensis</i>	Adulto e filhote seguindo inseto
Sede	Março	19h19	<i>Nyctibius griseus</i>	Captura de em voo próximo do poste de luz
Sede	Março	08h45	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Consumo de inseto
Sede	Abril	16h40	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Captura na folhagem
Sede	Abril	08h00	<i>Coereba flaveola</i>	Captura de lepidóptero na folhagem
Sede	Maiο	08h50	<i>Mionectes rufiventris</i>	Consumo de inseto
Sede	Maiο	09h30	<i>Myiornis auricularis</i>	Captura na folhagem
Sede	Junho	15h00	<i>Thalurania glaucopis</i>	Captura díptera em voo
Sede	Agosto	09h00	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Forageando na folhagem
Sede	Agosto	09h25	<i>Thalurania glaucopis</i>	Captura em voo
Sede	Agosto	17h45	<i>Celeus flavescens</i>	Forageando no tronco
Sede	Setembro	17h00	<i>Coereba flaveola</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Tangara seledon</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Captura de aleluia em voo (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Tangara cayana</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Sicalis flaveola</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Turdus rufiventris</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Turdus leucomelas</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Tachyphonus coronatus</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Zonotrichia capensis</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Dacnis cayana</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Tangara sayaca</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Tangara palmarum</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h00	<i>Myiozetetes similis</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	17h10	<i>Camptostoma obsoletum</i>	Captura de aleluia (revoada)
Sede	Setembro	11h30	<i>Trogon surrucura</i>	Captura de larva de lepidóptero na folhagem
Sede	Outubro	17h00	<i>Camptostoma obsoletum</i>	Captura na folhagem
Sede	Outubro	16h30	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Captura na folhagem

Sede	Outubro	17h10	<i>Tangara ornata</i>	Captura na folhagem
Área	Mês	Horário	Ave	Registro
Sede	Outubro	05h45	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Captura em voo
Inicial	Outubro	10h52	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Forrageando no tronco
Inicial	Dezembro	11h20	<i>Tachyphonus coronatus</i>	Captura no galho
Inicial	Dezembro	15h00	<i>Trogon viridis</i>	Captura de díptera
Inicial	Março	09h25	<i>Basileuterus culicivorous</i>	Captura na folhagem
Inicial	Agosto	14h00	<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	Forrageando na folhagem
Inicial	Setembro	09h00	<i>Tachyphonus coronatus</i>	Captura de inseto
Inicial	Outubro	07h30	<i>Myrmoderus squamosus</i>	Forrageando na folhagem rasteira
Avançado	Outubro	14h23	<i>Basileuterus culicivorous</i>	Forrageando no solo
Avançado	Novembro	15h00	<i>Basileuterus culicivorous</i>	Captura em voo
Avançado	Janeiro	11h00	<i>Trogon rufus</i>	Captura na folhagem
Avançado	Fevereiro	15h00	<i>Trogon rufus</i>	Captura de phasmatodea na folhagem manipulando para desmembrar inseto
Avançado	Abril	10h00	<i>Trogon viridis</i>	Captura em voo
Avançado	Maió	07h30	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	Captura na folhagem
Avançado	Junho	14h00	<i>Thalurania glaucopis</i>	Forrageando na folhagem rasteira
Avançado	Junho	08h45	<i>Attila rufus</i>	Captura no solo
Avançado	Junho	13h45	<i>Philydor atricapillus</i>	Captura de lepidóptero
Avançado	Julho	12h24	<i>Hypoedaleus guttatus</i>	Captura de artrópodes grande na folhagem do estrato médio
Avançado	Agosto	11h00	<i>Mionectes rufiventris</i>	Captura em voo
Avançado	Setembro	15h30	<i>Mionectes rufiventris</i>	Captura na folhagem
Avançado	Setembro	15h30	<i>Philydor atricapillus</i>	Captura na folhagem

Apêndice 2. Espécies de aves registradas no Parque Estadual Carlos Botelho entre outubro de 2013 e outubro de 2014; as áreas em que foram amostradas: S – sede, I – Inicial e A – Avançado; a classificação por guildas (del Hoyo et al. 2015), sendo que as guildas seguidas por * referem-se as aves que consomem grande quantidade de artrópodes e foram consideradas como insetívoras facultativas, já as aves da guilda insetívoro foram enquadradas como estritos; características comportamentais de forrageio indicadas em del Hoyo e colaboradores (2015), com estrato e substrato de forrageio; status de ameaça, segundo listagem de espécies ameaçadas global (IUCN 2014), nacional (Silveira & Straube 2008) e estadual (Bressan et al. 2009), NT – quase ameaçado e VU – vulnerável; espécies endêmicas de Mata Atlântica (Bencke et al., 2006); e sensibilidade ambiental (Stotz et al. 1996), L – baixa, M- média e H – alta.

Táxon	Nome comum	Áreas	Guilda	Comportamento de forrageio	Status	Endemismo	Sensibilidade
Tinamiformes							
Tinamidae							
<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)	macuco	S / I / A	Frugívoro *	Solo	VU	e	M
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	inhambuquaçú	S / I / A	Onívoro *	Segue formiga de correição; folhagem próximo do solo			L
Galliformes							
Cracidae							
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	jacuaçu	S / I / A	Frugívoro	Sem registro	NT		M
Odontophoridae							
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)	uru	S / I / A	Onívoro	Solo		e	H
Pelecaniformes							
Ardeidae							
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	maria-faceira	S	Onívoro *	Grande quantidade de insetos na dieta			M
Threskiornithidae							
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	curicaca	S / A	Onívoro *	Forrageia no solo			L
Cathartiformes							
Cathartidae							
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha	S / I	Detritívoro	Sem registro			L
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-de-cabeça-preta	S / I	Detritívoro *	Artrópodes são o segundo principal item alimentar			L
Accipitriformes							
Accipitridae							
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	S	Onívoro *	Grande parte da dieta são artrópodes			L
<i>Spizaetus tyrannus</i> (Wied, 1820)	gavião-pega-macaco	S / I / A	Carnívoro	Sem registro	VU		M
Gruiformes							
Rallidae							
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-do-mato	S	Onívoro	Sem registro		e	M
Charadriiformes							
Charadriidae							

<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	S	Insetívoro	Solo	L
Columbiformes					
Columbidae					
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão	S / I	Onívoro	Todos os estratos	M
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega	I	Frugívoro	Sem registro	M
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)	pomba-amargosa	I / A	Frugívoro	Sem registro	H
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	pomba-de-bando	S	Granívoro	Sem registro	L
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu	I	Granívoro	Alguns insetos no chão	L
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	pariri	A	Frugívoro *	Solo	M
Cuculiformes					
Cuculidae					
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	S / I / A	Insetívoro	Copa e sub-copa; galhos	L
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	S	Onívoro *	Forrageia no solo	L
Strigiformes					
Strigidae					
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	corujinha-do-mato	S	Insetívoro	Em alturas baixas; captura inseto em voo, folhagem e solo	L
<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i> (Bertoni & Bertoni, 1901)	murucututu-de-barriga-amarela	A	Onívoro *	Copa; artrópodes grandes	e H
Nyctibiiformes					
Nyctibiidae					
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	mãe-da-lua	S / I	Insetívoro	Em voo	L
Apodiformes					
Apodidae					
<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)	taperuçu-de-coleira-branca	S	Insetívoro	Em voo	L
<i>Chaetura meridionalis</i> Hellmayr, 1907	andorinhão-do-temporal	S	Insetívoro	Em voo	L
Trochilidae					
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	rabo-branco-acanelado	S / A	Nectarívoro	Poucos artrópodes	L
<i>Phaethornis eurynome</i> (Lesson, 1832)	rabo-branco-de-garganta-rajada	A	Nectarívoro	Sem registro	e M
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura	S	Nectarívoro	Em voo	L
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-preto	S / I	Nectarívoro	Captura insetos no ar, folhagem e teias de aranha	e M
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-de-veste-preta	S	Nectarívoro	Captura insetos no ar e na folhagem	L
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho	S	Nectarívoro	Em voo	L

<i>Thalurania glaucopsis</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-fronte-violeta	S / I / A	Nectarívoro	Em voo	e	M
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-papo-branco	S	Nectarívoro	Em voo	e	L
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-banda-branca	S / I	Nectarívoro	Captura insetos no ar e na folhagem		L
<i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)	beija-flor-de-peito-azul	S	Nectarívoro	Captura insetos no ar		L
<i>Clytolaema rubricauda</i> (Boddaert, 1783)	beija-flor-rubi	A	Nectarívoro	Em voo	e	M
Trogoniformes						
Trogonidae						
<i>Trogon viridis</i> Linnaeus, 1766	surucuá-grande-de-barriga-amarela	S / I / A	Onívoro *	Bando misto		M
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucuá-variado	S / I / A	Insetívoro	Captura em galhos e em voo	e	M
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	surucuá-de-barriga-amarela	I / A	Onívoro *	Sub-bosque; segue formigas		M
Coraciiformes						
Alcedinidae						
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande	S	Piscívoro	Sem registro		L
Momotidae						
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)	juruva-verde	I / A	Onívoro *	Ocasionalmente em bando misto; segue formigas	e	M
Piciformes						
Ramphastidae						
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	tucano-de-bico-verde	S / I / A	Onívoro	Todos os estratos	e	M
Picidae						
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	pica-pau-anão-de-coleira	S / I / A	Insetívoro	Tronco e lianas	e	M
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	pica-pau-branco	S	Onívoro *	Forageia em colônias de himenóptera		L
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	benedito-de-testa-amarela	S / I	Onívoro *	Artrópodes grandes	e	M
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	picapauzinho-verde-carijó	S / I / A	Insetívoro	Tronco	e	M
<i>Picus aurulentus</i> (Temminck, 1821)	pica-pau-dourado	I / A	Insetívoro	Sub-bosque, tronco	NT	e
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-verde-barrado	A	Insetívoro	Extratos desde o solo até extrato médio; troncos, bambus e galhos		L
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo	S	Insetívoro	Forageia no solo; em bandos		L
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-de-cabeça-amarela	S / I / A	Onívoro *	Pode descer no solo; tronco e árvores mortas		M
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	pica-pau-de-banda-branca	S	Insetívoro	Clareiras e bordas; tronco		L
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	pica-pau-rei	S / I / A	Insetívoro	Extrato médio; tronco	NT	e
Cariamiformes						
Cariamidae						

<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	seriema	S	Onívoro *	Artrópodes no solo		M
Falconiformes						
Falconidae						
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	caracará	S	Onívoro *	Artrópodes no solo e em galhos		L
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	S / I / A	Onívoro *	Lagartas e besouros		L
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	acauiã	S	Carnívoro	Sem registro		L
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	falcão-caburé	S / I / A	Carnívoro	Sem registro		M
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	falcão-relógio	S / A	Carnívoro	Sem registro		M
Psittaciformes						
Psittacidae						
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba-de-testa-vermelha	S / I / A	Frugívoro	Larvas e galhas	e	M
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim	S	Frugívoro	Sem registro		L
<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)	periquito-rico	S / I / A	Frugívoro	Possivelmente insetos	e	L
<i>Pionopsitta pileata</i> (Scopoli, 1769)	cuiú-cuiú	S / I / A	Frugívoro	Sem registro	e	M
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	maitaca-verde	S / I / A	Frugívoro	Sem registro		M
Passeriformes						
Thamnophilidae						
<i>Terenura maculata</i> (Wied, 1831)	zidedê	A	Insetívoro	Folhagem, lianas, bambus; sub-bosque e copa	e	M
<i>Rhopias gularis</i> (Spix, 1825)	choquinha-de-garganta-pintada	I / A	Insetívoro	Bando misto; sub-bosque; folhagem e folhas mortas próximas do solo	e	M
<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)	choquinha-de-peito-pintado	A	Insetívoro	Bando misto; sub-bosque e próximo do solo; lianas, bambus e folhagem	NT e	M
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	I / A	Insetívoro	Próximo do solo; bando misto; folhagem		M
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata	S / I / A	Insetívoro	Próximo do solo; folhagem		L
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	chocão-carijó	I / A	Insetívoro	Sub-bosque e copa; epífitas, bromélias e samambaias	e	H
<i>Batara cinerea</i> (Vieillot, 1819)	matracão	S / A	Onívoro *	Próximo do solo; grandes artrópodes		M
<i>Myrmoderus squamosus</i> (Pelzeln, 1868)	papa-formiga-de-grota	I / A	Insetívoro	Folhagem rasteira	e	M
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	papa-taoca-do-sul	I / A	Insetívoro	Próximo do solo; segue formigas de correição; folhagem e galhos	e	M
<i>Drymophila ochropyga</i> (Hellmayr, 1906)	choquinha-de-dorso-vermelho	I	Insetívoro	Sub-bosque; folhas mortas, bambus e folhagem	NT	M
Conopophagidae						

<i>Conopophaga melanops</i> (Vieillot, 1818)	cuspidor-de-máscara-preta	A	Insetívoro	Próximo do solo. folhagem e serrapilheira	e	H
Grallariidae						
<i>Grallaria varia</i> (Boddaert, 1783)	tovacuçu	I / A	Insetívoro	Solo, serrapilheira		H
Formicariidae						
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	tovaca-campainha	I / A	Onívoro *	Folhagem rasteira e solo		H
<i>Chamaeza meruloides</i> Vigors, 1825	tovaca-cantadora	I / A	Insetívoro	Folhagem rasteira e solo	e	M
Scleruridae						
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétriès, 1835)	vira-folha	A	Insetívoro	Solo, serrapilheira	e	H
Dendrocolaptidae						
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	arapaçu-liso	S / I / A	Insetívoro	Sub-bosque; bando misto; tronco; segue formigas de correição	e	M
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde	I / A	Insetívoro	Tronco; bando misto; sub-bosque e copa		M
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado	S / I / A	Insetívoro	Todos os estratos; tronco e folhagem	e	H
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	arapaçu-grande	A	Insetívoro	Bando misto; segue formigas; todos os estratos; folhagem, tronco e bromélias		M
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-garganta-branca	S / I / A	Onívoro *	Todos os estratos; troncos e bromélias		M
Xenopidae						
<i>Xenops minutus</i> (Sparman, 1788)	bico-virado-miúdo	I / A	Insetívoro	Bando misto; sub-bosque; escala troncos e lianas; acrobacias		M
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	bico-virado-carijó	I	Insetívoro	Bando misto; sub-bosque e sub-copa; escala galhos finos emaranhados; acrobacias		M
Furnariidae						
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro	S	Insetívoro	Solo		L
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	barranqueiro-de-olho-branco	I / A	Insetívoro	Sub-bosque; bando misto; vegetação rasteira e folhas mortas	e	M
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	limpa-folha-coroadado	I / A	Insetívoro	Sub-bosque e copa; bando misto; folhas mortas, folhagem e bromélias	e	H
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	limpa-folha-de-testa-baia	I / A	Insetívoro	Bando misto; sub-copa e copa; folhagem e folhas mortas		M
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885	trepadorzinho	S / A	Insetívoro	Bando misto; sub-bosque e copa; folhagem, epífitas e galhos	e	H

<i>Cichlocolaptes leucophrus</i> (Jardine & Selby, 1830)	trepador-sobrancelha	A	Insetívoro	Sub-bosque e sub-copa; bando misto; epífitas e folhas mortas		e	H
<i>Leptasthenura setaria</i> (Temminck, 1824)	grimpeiro	S	Insetívoro	Sub-bosque e copa; araucárias	NT	e	M
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	pichororé	I	Insetívoro	Bando misto; folhagem e galhos próximos ao solo e sub-bosque		e	M
<i>Cranioleuca pallida</i> (Wied, 1831)	arredio-pálido	A	Insetívoro	Bando misto; sub-bosque e copa; lianas e folhas mortas		e	M
Pipridae							
<i>Neopelma chrysolophum</i> Pinto, 1944	fruxu	I	Onívoro *	Folhagem; saltos para capturar no ar		e	M
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	S / I / A	Onívoro *	Manobras em voo		e	L
Oxyruncidae							
<i>Oxyruncus cristatus</i> Swainson, 1821	araponga-do-horto	I / A	Onívoro *	Copa; musgos, epífitas e folhagem; bando misto			H
Tityridae							
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim	S / I / A	Insetívoro	Sem estudos de comportamento		e	M
<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)	anambé-branco-de-bochecha-parda	I	Onívoro *	Copa; folhagem			M
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	anambé-branco-de-rabo-preto	S / A	Frugívoro *	Copa; folhagem			M
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)	caneleiro	S / A	Insetívoro	Artrópodes grandes; copa			M
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	caneleiro-de-chapéu-preto	I	Insetívoro	Artrópodes grandes; galhos e folhagem			M
Cotingidae							
<i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817)	araponga	I / A	Frugívoro	Sem registro	VU	e	M
<i>Pyroderus scutatus</i> (Shaw, 1792)	pavó	S / I / A	Onívoro *	Artrópodes grandes	VU	e	M
<i>Carpornis cucullata</i> (Swainson, 1821)	corococho	S / I / A	Frugívoro	Grandes artrópodes	NT	e	H
Platyrrinchidae							
<i>Platyrrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho	I / A	Insetívoro	Sub-bosque, folhagem, parte de baixo das folhas			M
<i>Platyrrinchus leucoryphus</i> Wied, 1831	patinho-gigante	A	Insetívoro	Sub-bosque; folhagem, parte inferior das folhas	VU	e	H
Rhynchocyclidae							
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	abre-asa-de-cabeça-cinza	S / I / A	Onívoro *	Sub-bosque; folhagem e salta para capturarvem voo		e	M

<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo	S / I / A	Insetívoro	Sub-bosque; folhagem; bando misto; manobras em voo			M
<i>Phylloscartes paulista</i> Ihering & Ihering, 1907	não-pode-parar	A	Insetívoro	Bando misto; folhagem e lianas	VU	e	M
<i>Phylloscartes oustaleti</i> (Sclater, 1887)	papa-moscas-de-olheiras	A	Insetívoro	Bando misto; copa e sub-copa; folhagem	NT	e	H
<i>Phylloscartes sylviolus</i> (Cabanis & Heine, 1859)	maria-pequena	S	Insetívoro	Bando misto; copa; folhagem e galhos	NT	e	M
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	S / I / A	Insetívoro	Bando misto; sub-bosque; folhagem			M
<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)	teque-teque	S / I / A	Insetívoro	Próximo do solo e sub-bosque		e	L
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	tororó	I	Insetívoro	Salta para capturar insetos próximos do solo			M
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	miudinho	S / I / A	Insetívoro	Sub-bosque; folhagem		e	L
<i>Hemitriccus obsoletus</i> (Miranda-Ribeiro, 1906)	catraca	I	Insetívoro	sub-bosque; bambus e parte inferior das folhas		e	M
Tyrannidae							
<i>Tyranniscus burmeisteri</i> (Cabanis & Heine, 1859)	piolhinho-chiador	A	Onívoro *	Sub-bosque e copa; folhagem			M
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	S / I	Onívoro *	Galhos e folhagem; sub-bosque à copa			L
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela	S	Onívoro *	Manobras aéreas			L
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piolhinho	S	Onívoro *	Bando misto; folhagem e saltos para capturar no ar			M
<i>Phyllomyias griseicapilla</i> Sclater, 1862	piolhinho-serrano	A	Onívoro *	Todos os estratos, em voo	NT	e	M
<i>Attila phoenicurus</i> Pelzeln, 1868	capitão-castanho	S / I / A	Insetívoro	Do sub-bosque até a copa			H
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	capitão-de-saíra	S / I / A	Insetívoro	Ocasionalmente em bandos mistos; todos os estratos; folhagem e galhos		e	M
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	bem-te-vi-pirata	I	Onívoro *	Copa e poleiros expostos; manobras em voo;			L
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	irré	S / I / A	Onívoro *	Todos os estratos; manobras em voo			L
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	S	Onívoro *	Todos os estratos; poleiros expostos; manobras em voo			L
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro	S	Insetívoro	Solo; salta para capturar insetos no ar			L
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Stadius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	S / I / A	Onívoro *	Copa; folhagem, galhos e em voo			L
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei	S / I / A	Onívoro *	Copa; artrópodes grandes; em voo e folhagem			L

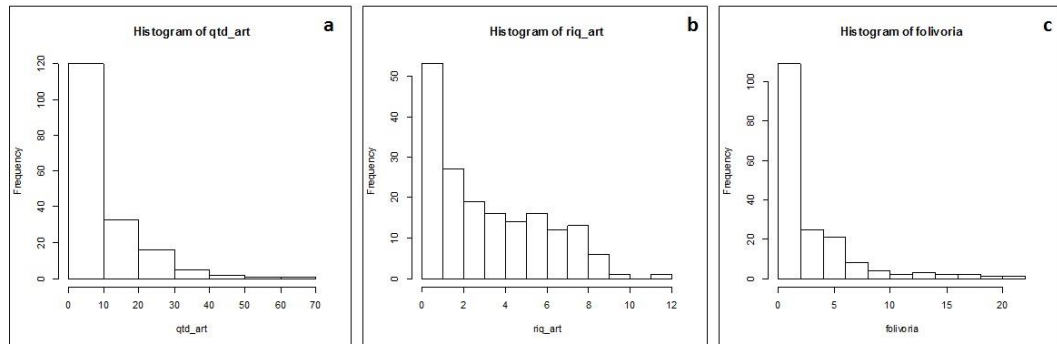
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho-de-penacho-vermelho	S / I	Onívoro *	Todos os estratos, em voo	L
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri	S / I	Insetívoro	Copa; em voo com manobras e galhos	L
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	tesourinha	S	Insetívoro	Manobras em voo; poleiros expostos	L
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peitica	S / I	Onívoro *	Manobras em voo; folhagem	L
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	lavadeira-mascarada	S	Insetívoro	Próximo ao solo; salta para capturar insetos nas margens de corpos d'água	L
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	S / I / A	Insetívoro	Folhagem	M
<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	suiriri-pequeno	S	Insetívoro	Folhagem e galhos	L
<i>Muscippra vetula</i> (Lichtenstein, 1823)	tesoura-cinzenta	I	Insetívoro	Copa e poleiros expostos; manobras em voo	e M
Vireonidae					
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	S / I / A	Onívoro *	Copa; bandos mistos	L
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	juruviara	S / I / A	Onívoro *	Copa; folhagem e galhos	L
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822	verdinho-coroado	S / I / A	Insetívoro	Todos os estratos; folhagem; bando misto	e M
Hirundinidae					
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa	S	Insetívoro	Em voo	L
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-serradora	S	Insetívoro	Em voo em alturas baixas	L
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-do-campo	S			L
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	andorinha-doméstica-grande	S	Insetívoro	Em voo rápido; ocasionalmente se alimenta no solo	e L
<i>Tachycineta leucorrhoa</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-de-sobre-branco	S	Insetívoro	Em voo próximo do solo	L
Troglodytidae					
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra	S	Insetívoro	Estrato baixo; folhagem	L
Poliophtilidae					
<i>Ramphocaenus melanurus</i> Vieillot, 1819	bico-assovelado	A	Insetívoro	Sub-bosque; folhagem; bando misto	L
Turdidae					
<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818	sabiá-una	S / I / A	Frugívoros	Poucos artrópodes	M
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco	S / I	Onívoro	Solo	L
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira	S / I	Onívoro *	Solo	L
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca	S	Onívoro *	Sub-bosque	L
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	sabiá-coleira	S / I / A	Onívoro *	Solo	M
Passerellidae					

<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico	S	Onívoro *	Próximo ao solo; folhagem e galhos		L
Parulidae						
<i>Setophaga pitaiayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita	S / I / A	Onívoro *	Copa;, parte inferior das folhas; bando misto.		M
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra	I	Insetívoro	Não se conhece o comportamento		L
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	S / I / A	Insetívoro	Sub-bosque; folhagem, inclusive rasteira, e em voo		M
<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817)	pula-pula-assobiador	S / I / A	Insetívoro	Próximo do solo; bando misto	e	M
<i>Myiothlypis rivularis</i> (Wied, 1821)	pula-pula-ribeirinho	A	Insetívoro	Solo e em marges de riachos; troncos caídos		M
Icteridae						
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)	tecelão	S / I / A	Onívoro *	Epífitas e cascas de troncos; bando misto		M
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	vira-bosta	S	Onívoro *	Forageia em bandos no solo		L
Mitrospingidae						
<i>Orthogonys chloricterus</i> (Vieillot, 1819)	catirumbava	S / I	Insetívoro	Bandos; sub-bosque e copa; folhagem e bromélias	e	M
Thraupidae						
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica	S / A	Nectarívoro	Se alimentam de artrópodes principalmente quando jovens		L
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	saí-canário	I	Onívoro *	Sub-bosque; galhos e folhagem		L
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto	S / I / A	Onívoro *	Todos os estratos, folhagem	e	L
<i>Lanio melanops</i> (Vieillot, 1818)	tiê-de-topete	S / I / A	Onívoro *	Bando misto; folhagem e galhos		M
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-sete-cores	S / I / A	Onívoro *	Todos os estratos; folhagem	e	M
<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-militar	S / I / A	Onívoro	Todos os estratos; bando misto	e	M
<i>Tangara desmaresti</i> (Vieillot, 1819)	saíra-lagarta	S / I / A	Onívoro *	Bandos grandes; folhagem e galhos	e	M
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-cinzento	S / I / A	Onívoro	Folhagem e em voo		L
<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)	sanhaçu-de-encontro-azul	S / I / A	Onívoro	Folhagem e em voo	e	L
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	sanhaçu-do-coqueiro	S	Onívoro *	Copa		L
<i>Tangara ornata</i> (Sparrman, 1789)	sanhaçu-de-encontro-amarelo	S / I / A	Onívoro *	Copa; folhagem, galhos, musgos e liquens; bando misto	e	M
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-amarela	S	Frugívoro	Todos os estratos; galhos		M
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	saí-andorinha	S	Onívoro *	Em voo		L
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	S / I	Onívoro *	Copa; bandos mistos; folhagem		L
<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)	saíra-ferrugem	S / I	Insetívoro	Bando misto; copa	e	L

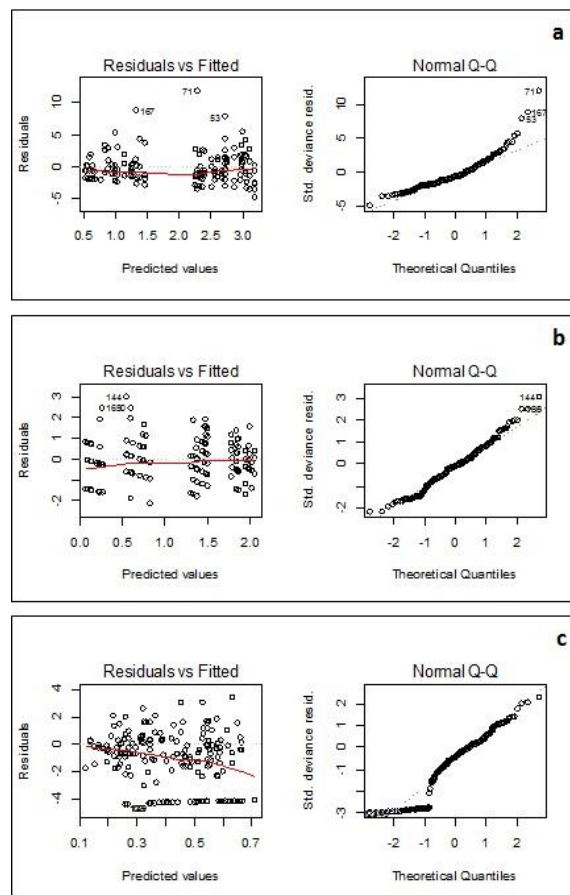
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	figuinha-de-rabo-castanho	S	Insetívoro	Bando misto; folhagem e galhos		L
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra-verdadeiro	S	Granívoro *	No solo		L
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)	bigodinho	S	Granívoro	Sem registro		L
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	coleirinho	S	Granívoro	Sem registro		L
Cardinalidae						
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	tiê-do-mato-grosso	S / I / A	Onívoro *	Bando misto; sub-bosque; folhagem e folhas mortas		H
Fringillidae						
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim	S / I	Frugívoro	Galhos		L
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	gaturamo-verdadeiro	S	Frugívoro	Sem registro		L
<i>Euphonia chalybea</i> (Mikan, 1825)	cais-cais	S / A	Onívoro *	Bando misto; galhos.	VU	M
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)	ferro-velho	S / A	Onívoro *	Sub-bosque e copa; bando misto	e	M

Capítulo 2

Apêndice 1. Histogramas da distribuição gama das variáveis respostas: a - abundância de artrópodes; b - riqueza de artrópodes; e c - folivoria.



Apêndice 2. Gráficos de verificação de ajuste dos modelos utilizados: a - regressão Poisson para abundância de artrópodes; b- regressão Poisson para riqueza de artrópodes; e c- regressão gama com função de ligação inversa para folivoria.



Apêndice 3. Script utilizado nas análises realizadas no *software* R

```

dados <- read.table(file.choose(), header=T, sep=";")

dados

attach(dados)

hist(qtd_art)

hist(riq_art)

hist(folivoria)

#histogramas

folivoria1 <- folivoria+0.0001

#soma de 0.0001 para evitar zeros nos dados

reg_qtd=glm(qtd_art~area + rede + estacao + ipa_esp + ipa_oni,family=poisson(link="log"))

summary(reg_qtd)

#regressão para abundância de artrópodes

par(mfrow=c(2,2))

plot(reg_qtd)

#gráficos para verificar o ajuste do modelo

reg_riq=glm(riq_art~area + rede + estacao + ipa_esp + ipa_oni,family=poisson(link="log"))

summary(reg_riq)

#regressão para riqueza de artrópodes

par(mfrow=c(2,2))

plot(reg_riq)

#gráficos para verificar o ajuste do modelo

reg_fol=glm(folivoria1~area + rede + estacao + ipa_esp + ipa_oni + riq_art + qtd_art,
family=(Gamma(link=inverse)))

summary (reg_fol)

#regressão para folivoria

par(mfrow=c(2,2))

plot(reg_fol)

#gráficos para verificar o ajuste do modelo

reg_fol_art=glm(folilog~qtd_art_herb+qtd_art_carn, family=(Gamma(link=inverse)))

```

summary (reg_fol_art)

#regressão folivoria com artrópodes herbívoros e carnívoros

Apêndice 4. Resultados obtidos por meio do MLG para as variáveis abundância e riqueza de artrópodes e folivoria (%).

Quantidade de artrópodes:

Coefficients:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	1.32463	0.13248	9.998	< 2e-16 ***
Área	0.18433	0.04694	3.927	8.61e-05 ***
Rede	1.72464	0.06988	24.682	< 2e-16 ***
Estação	-0.47696	0.05059	-9.427	< 2e-16 ***
IPA insetívoras especialistas	-0.21357	0.03108	-6.871	6.39e-12 ***
IPA insetívoras generalistas	0.06043	0.01890	3.198	0.00138 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Riqueza de artrópodes:

Coefficients:	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	0.53260	0.20803	2.560	0.0105 *
Área	0.14028	0.07604	1.845	0.0651 .
Rede	1.24058	0.09673	12.825	< 2e-16 ***
Estação	-0.48047	0.08216	-5.848	4.98e-09 ***
IPA insetívoras especialistas	-0.09641	0.04963	-1.943	0.0521 .
IPA insetívoras generalistas	0.04355	0.03051	1.427	0.1535

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Folivoria (%):

Coefficients:	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.768886	0.220892	3.481	0.000635 ***
Área	-0.038932	0.084721	-0.460	0.646437
Rede	0.164930	0.116567	1.415	0.158928
Estação	-0.279608	0.098338	-2.843	0.005012 **
IPA insetívoras especialistas	-0.005439	0.054398	-0.100	0.920468
IPA insetívoras generalistas	-0.037247	0.032723	-1.138	0.256611
Riqueza de artrópodes	-0.013952	0.028362	-0.492	0.623414
Quantidade de artrópodes	-0.000911	0.005547	-0.164	0.869735

Signif. Codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1