

**VARIAÇÃO LOCAL NA COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE AVES
NO PARQUE ESTADUAL CARLOS BOTELHO, SÃO MIGUEL ARCANJO – SP
E PROPOSTAS PARA O MONITORAMENTO DO IMPACTO DO ECOTURISMO¹**

**LOCAL VARIATION IN BIRD COMMUNITIES COMPOSITION AT
CARLOS BOTELHO STATE PARK, SÃO MIGUEL ARCANJO – SP, SOUTHEASTERN BRAZIL
AND PROPOSALS FOR MONITORING THE IMPACT OF ECOTOURISM**

Bruna Gonçalves da SILVA²; Alexsander Zamorano ANTUNES³;
Marilda Rapp de ESTON⁴

RESUMO – Como todas as atividades humanas, o ecoturismo apresenta o potencial de impactar negativamente o meio ambiente, necessitando ser monitorado e manejado. As aves podem ser incluídas em protocolos de monitoramento desse impacto, porém devem ser considerados outros fatores que influenciam a composição das comunidades de aves antes de se propor tais protocolos. Dentre estes se destaca a influência da heterogeneidade estrutural da vegetação sobre a distribuição e a abundância das aves. Os objetivos deste trabalho foram: verificar como esse fator atua localmente numa área de Mata Atlântica sob uso público e propor um protocolo de monitoramento de impacto dessa atividade que utilize as aves como indicadores. A avifauna foi amostrada ao longo de duas trilhas, uma na qual o turismo é monitorado e outra sob o sistema autoguiado. A heterogeneidade estrutural ao longo dessas trilhas foi avaliada, e as duas comunidades de aves comparadas em relação à riqueza, composição de espécies, abundância relativa, diversidade e estrutura trófica. Foram utilizados os métodos de pontos de escuta e o de pontos-quadrantes. As trilhas diferiram significativamente na maioria dos parâmetros de estrutura da vegetação analisados e na composição de espécies de aves, mas não nos demais parâmetros considerados para a avifauna. Dezesete espécies apresentaram abundância relativa significativamente diferente entre as áreas e, destas, seis relacionadas a parâmetros estruturais da vegetação. Propõe-se a avaliação do impacto do uso público sobre a avifauna em cada uma das trilhas através do monitoramento da abundância relativa das espécies considerando possíveis alterações estruturais na vegetação local e o monitoramento de 15 espécies de fácil detecção e que não diferiram significativamente em abundância relativa entre as trilhas.

Palavras-chave: estrutura da vegetação; Mata Atlântica; Uso Público.

ABSTRACT – Like all human activities, ecotourism has the potential to negatively impact the environment and need to be monitored and managed. Birds can be included in monitoring protocols but other factors that influence the composition of bird communities should be considered before proposing such protocols. Among these stands out the influence of structural heterogeneity of vegetation on bird distribution and abundance. The objectives of this paper were: to determine how this factor acts locally in an Atlantic forest area with public use and propose a protocol for monitoring the impact of this activity using birds as indicators.

¹Recebido para análise em 14.04.10. Aceito para publicação em 09.07.10.

²Rua Rui Barbosa, 420, 18230-000 São Miguel Arcanjo, SP, Brasil. brunagoncalves1@hotmail.com

³Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, Brasil. alexza@if.sp.gov.br

⁴Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, Brasil. marildarapp@if.sp.gov.br

The avifauna was sampled along two trails, one in which tourism is monitored and another under the self-guided system. The structural heterogeneity along those trails was evaluated, and bird communities richness, species composition, relative abundance, diversity and trophic structure compared. We used point counts and quadrats. The trails differ significantly in most vegetation structure parameters examined and composition of bird species, but not in other parameters considered for the avifauna. Seventeen species showed relative abundance significantly different between areas and of these, six with vegetation structural parameters. We proposed evaluate the impact of public use on avifauna in each trail monitoring the relative abundance of species considering the possible structural changes in local vegetation and monitoring 15 species of easy detection that did not differ significantly in relative abundance between the trails.

Keywords: vegetation structure; Atlantic Forest; Public Use.

1 INTRODUÇÃO

O ecoturismo é visto como um promotor do desenvolvimento sustentável por contribuir com a conservação de áreas selvagens ao substituir formas de uso mais impactantes, gerar retorno econômico a partir delas e ampliar a aceitação pública das Unidades de Conservação – UCs como instituições legítimas (Davenport et al., 2002). Porém, como outras formas de uso turístico, exerce também impactos negativos sobre o meio ambiente, sendo que no interior de UCs os mais perceptíveis ao longo das trilhas são a erosão e a compactação do solo, a degradação da vegetação e a deposição de lixo (Sun e Walsh, 1998; Duim e Caalders, 2002; Laiolo, 2003; Mbaiwa, 2003; Li et al., 2006; Andrade e Rocha, 2008).

Além do potencial de dano ambiental, algumas outras críticas ao ecoturismo são levantadas: 1) este não é bem sucedido em florestas tropicais devido à dificuldade de observação da fauna carismática e às condições desconfortáveis e perigosas prevalentes; 2) os gestores têm muita dificuldade de manejá-lo de maneira eficaz; 3) as rendas obtidas muitas vezes não cobrem os custos do manejo; 4) mesmo que estes recursos possam ser compartilhados com os moradores locais, raramente serão mais atrativos do que o retorno obtido com a extração ilegal de produtos ou mesmo a invasão da área, e 5) a noção de que as UCs são estabelecidas para o uso de turistas ricos, muitas vezes estrangeiros, causa ressentimentos aos residentes do entorno (Davenport et al., 2002).

Esse balanço entre prós e contras do ecoturismo deixa clara a necessidade do monitoramento e de ações de manejo. Nos parques tropicais o monitoramento do impacto da visitação ainda é relegado ao segundo plano devido à necessidade de monitorar ameaças mais explícitas à biodiversidade, como a caça e a extração ilegal de madeiras e outros produtos (Davenport et al., 2002).

Dois ferramentas extremamente úteis para reduzir o impacto do ecoturismo sobre a biota são o zoneamento e a metodologia de monitoramento denominada Limites Aceitáveis de Câmbio – LAC. O primeiro possibilita limitar o acesso de visitantes aos locais mais sensíveis e pode diversificar as oportunidades de turismo local através de experiências intensivas e extensivas. No LAC são consideradas as condições desejadas para o local, os recursos presentes são inventariados, a situação da área é diagnosticada, os indicadores de monitoramento são escolhidos e, por fim, as recomendações para reduzir as ameaças e sanar as deficiências no manejo são obtidas (Davenport et al., 2002; Terborgh e Davenport, 2002).

Entre a fauna, as aves destacam-se para a inclusão em programas de monitoramento ambiental por serem bem conhecidas e relativamente fáceis de amostrar quando comparadas a outros grupos de animais. Contudo, devem ser considerados outros fatores antes de se utilizar as aves como bioindicadores na abordagem LAC. O mais importante é a heterogeneidade estrutural do habitat que influencia a distribuição e a abundância das espécies. Essa varia conforme a escala espacial adotada, o que gera importantes implicações para a compreensão dos padrões de diversidade (Robinson et al., 2000; Thiollay, 2002; Blake, 2007).

SILVA, B.G. de; ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. de. Variação local na composição da comunidade de aves no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo – SP e propostas para o monitoramento do impacto do ecoturismo.

Os objetivos do presente trabalho foram:

- 1) avaliar a relação entre a heterogeneidade estrutural da vegetação e os parâmetros riqueza, composição de espécies, abundância relativa e estrutura trófica, em duas comunidades de aves do Parque Estadual Carlos Botelho, e
- 2) propor um protocolo de monitoramento do impacto da intrusão humana legalmente permitida (principalmente de ecoturistas, mas também de pesquisadores, estudantes, etc.), utilizando-se as aves como indicadores, selecionando parâmetros a serem monitorados e considerando as condições locais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O Parque Estadual Carlos Botelho – PECB, localizado entre as coordenadas 24°06'55" – 24°14'41"S e 47°47'18" – 48°07'17"W, ocupa uma área de 37.644,36 ha ao longo dos municípios de Capão Bonito, São Miguel Arcanjo, Sete Barras e Tapiraí. A amplitude altitudinal na área do PECB é elevada, entre 20 e 1.000 m. O clima pode ser classificado, no sistema de Köppen, como clima quente úmido sem estiagem (Cfa) para as áreas submontanas e de baixada, e temperado úmido sem estiagem (Cfb) nas áreas montanas. A temperatura média anual fica entre 18° e 20 °C e a pluviosidade anual entre 1.500 e 2.200 mm (Ferraz e Varjabedian, 1999). A vegetação predominante no PECB é a Floresta Ombrófila Densa, com as seguintes categorias ocorrendo ao longo do gradiente altitudinal (Veloso et al., 1991): Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (0 – 50 m de altitude), Floresta Ombrófila Densa Submontana (51 – 500 m) e Floresta Ombrófila Densa Montana (501 – 1.500 m). Há alguns trechos com plantações de araucárias e eucaliptos, bananais, pastos, capoeiras e brejos (Ferraz e Varjabedian, 1999). O PECB apresenta situação fundiária totalmente regularizada e Plano de Manejo. A principal ameaça à conservação de sua biota é a extração ilegal do palmito juçara *Euterpe edulis* Mart.

As trilhas escolhidas para a amostragem localizam-se no entorno da sede administrativa do PECB numa altitude entre 700 e 800 m, e apresentam perto de 2 km de extensão cada uma. São elas: a Trilha Autoguiada do Rio Taquaral (T) e o conjunto de Trilhas Monitoradas Canela-Fornos (CF). A área é bem vigiada, não havendo sinais de ação de palmiteiros e caçadores, e foi definida como Zona de Uso Intensivo pelo Plano de Manejo. A menor distância em linha reta entre elas é de aproximadamente 500 m (CF 24°03'32"S e 47°59'28"W; T 24°03'23"S e 47°59'43"W), porém estão separadas pela rodovia SP139. A topografia das trilhas é semelhante, englobando desde topos de morro até o fundo do vale de riachos. Ambas as trilhas sofreram exploração seletiva de árvores no passado, mas esta foi mais intensa na Trilha do Taquaral. A Trilha da Canela recebeu 407 visitantes em 2008 e apenas 77 em 2009, já a Trilha dos Fornos apresentou visitação similar nos dois períodos, 219 visitantes em 2008 e 214 em 2009.

2.2 Coleta e Análise dos Dados

Para o inventário da avifauna foi utilizado o método de pontos amostrais fixos com raio ilimitado (Bibby et al., 1992), que consistiu em estabelecer uma linha de 10 pontos amostrais distantes 200 metros entre si ao longo das duas trilhas, nos quais os observadores permaneceram parados por 10 minutos registrando as espécies vistas ou ouvidas. Os pontos foram amostrados entre meia hora antes do nascer do Sol e três horas após o alvorecer, sendo cada um deles inventariado doze vezes, o que totalizou duas horas de esforço amostral por ponto e 40 horas de amostragem ao longo das duas trilhas. A coleta de dados ocorreu entre julho de 2008 e junho de 2009.

As aves foram identificadas com auxílio de binóculos 8 x 40 e 8 x 30, e principalmente através das vocalizações características. As vocalizações que não foram identificadas em campo foram gravadas para posterior identificação. A nomenclatura adotada segue a lista de aves do Brasil do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos – CBRO (2009).

No entorno dos pontos foram feitas observações qualitativas sobre o relevo e a fitofisionomia. Através do método dos pontos quadrantes, foram amostrados para quatro árvores selecionadas, os parâmetros: altura estimada, Perímetro à Altura do Peito – PAP, que posteriormente foi transformado em Diâmetro à Altura do Peito – DAP, e distância do ponto amostral (Martins, 1993). O PAP e a distância do ponto foram medidos com fita métrica de um metro e meio de comprimento. Com essas medidas, calculou-se a área basal total e a densidade de espécies arbóreas (Durigan, 2003). No total, foram efetuados 50 pontos quadrantes por trilha (N = 200 árvores/trilha).

Foram calculados para as comunidades de aves os índices de diversidade e equitatividade de Shannon-Wiener e de similaridade de Jaccard (Magurran, 1988), sendo estes valores comparados através de um teste t adaptado, proposto por Magurran (1988). O número total de espécies de aves por trilha foi estimado pelo método Bootstrap através do programa EstimateS (Colwell, 2009) e comparado aos valores obtidos. A avaliação da abundância relativa das espécies comuns às duas trilhas foi realizada através de análise de frequências pelo teste χ^2 , com fator de correção de Yates para um grau de liberdade.

Os parâmetros da vegetação foram comparados entre as trilhas através do teste z, no caso de valores médios, ou seguindo a fórmula utilizada por Aleixo (1999):

$$(T - CF)/CF \times 100.$$

A abundância relativa por ponto, apenas das aves que diferiram significativamente no total de contatos entre as trilhas, foi relacionada aos parâmetros da vegetação através de regressão linear múltipla (Rp). As guildas utilizadas são, com algumas modificações, as mesmas propostas por Willis (1979). A estrutura trófica das áreas amostrais foi comparada através de análise de regressão linear (R²), correlacionando-se tanto a riqueza de espécies quanto o total de contatos por guilda (Blake, 2007). Os testes estatísticos foram

efetuados com o programa BioEstat 5.0 (Ayres et al., 2010), os dados sofreram transformação logarítmica, com exceção dos utilizados em testes χ^2 e os resultados foram considerados significativos para $p < 0,05$.

3 RESULTADOS

Com relação à estrutura da vegetação, na trilha CF foram encontrados valores significativamente maiores em relação à trilha T para os parâmetros área basal total, porcentagem de árvores do dossel, DAP médio e altura média. A trilha T apresentou valores significativamente maiores para os parâmetros densidade e porcentagem de árvores no sub-bosque (Tabela 1). Além do trecho com vegetação de menor porte e dos pontos com grande densidade de *Euterpe edulis* no interior da floresta, a trilha T apresentou pontos com maior predomínio de moitas de taquara, lianas e herbáceas quando comparados aos pontos de CF. Portanto, os dados indicam maior heterogeneidade da vegetação ao longo da trilha T quando comparada à CF. Algumas espécies arbóreas comuns nos trechos em estágio médio de sucessão secundária em ambas as trilhas foram *Tibouchina pulchra* Cogn., *Miconia cabussu* Hoehne, *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg. e *Hyeronima alchorneoides* Allemão. Já nos trechos em estágio avançado destacaram-se *Micropholis crassipedicellata* (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre, *Ocotea catharinensis* Mez, *Copaifera trapezifolia* Hayne e *Pouteria bullata* (S. Moore) Baehni. No início da trilha T há uma área dominada por arvoretas e arbustos, na qual predominam *Clusia criuva* Cambess., *Psidium cattleianum* Sabine e *Myrsine umbellata* Mart., já nas extremidades de CF é frequente a *Attalea dubia* (Mart.) Burret. A palmeira *Euterpe edulis* Mart. ocorre ao longo de toda a extensão das trilhas, mas é extremamente abundante em certos trechos da T. Moitas esparsas de taquaras dos gêneros *Chusquea* e *Merostachys* também estão presentes em ambas as trilhas.

SILVA, B.G. de; ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. de. Variação local na composição da comunidade de aves no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo – SP e propostas para o monitoramento do impacto do ecoturismo.

Tabela 1. Parâmetros estruturais analisados para a vegetação das trilhas amostradas no Parque Estadual Carlos Botelho – SP.

Table 1. Structural parameters of the vegetation from sampled trails in Carlos Botelho State Park – SP.

	Canela-Fornos	Taquaral	teste z (log 10)	Porcentagem de Variação
Densidade de árvores (indivíduos/ha)	5806,35	8305,02	#	43,03
Área Basal Total (m ² /ha)	12,22	4,46	#	- 63,49
Porcentagem de árvores amostradas no sub-bosque (1,80 – 5 m)	13	30	#	130,7
Porcentagem de árvores amostradas no nível médio (6 – 10 m)	42	41	#	- 2,38
Porcentagem de árvores amostradas no dossel (acima de 11)	45	29	#	- 35,5
DAP médio (cm)	22,504	14,471	5.278 p < 0,0001	
Altura média (m)	10,935	8,447	5.951 p < 0,0001	

Na trilha CF foram detectadas 96 espécies de aves distribuídas em 12 guildas, sendo 18 espécies (19%) registradas exclusivas nesta área (Tabela 2). Para a trilha T obtiveram-se 111 espécies, distribuídas em 14 guildas, sendo 33 espécies (30%) exclusivas (Tabela 2). A estimativa de riqueza foi de 105 espécies para CF e de 120 para T (Figura 1). O número de contatos somando todas as espécies encontradas por área foi de 1.259 para CF e 1.481 para a T. A diversidade, CF = 3,95 e T = 4,01 (t = 1,36 g.l. 2740,74 n.s.) e a equitatividade, CF = 0,87 e T = 0,85, foram semelhantes entre as áreas, e a similaridade entre ambas foi de 0,60. Oito espécies foram registradas em CF apenas durante o trajeto entre os pontos de escuta: *Aburria jacutinga*, *Harpagus diodon*, *Geotrygon montana*, *Glaucidium minutissimum*, *Lepidocolaptes falcinellus*, *Xenops minutus*, *Oxyruncus cristatus* e *Phaeothlypis rivularis*. Na trilha T apenas quatro espécies foram registradas nessa situação: *Penelope obscura*, *Geotrygon montana*, *Anabacerthia amaurotis* e *Anabazenops fuscus*. Considerando as duas trilhas em conjunto, e as espécies detectadas somente durante os percursos entre pontos, foram registradas 134 espécies de aves. As 57 espécies detectadas em uma única trilha representaram 42% da riqueza total.

Entre as 78 espécies compartilhadas entre as trilhas, apenas 17 (22%) apresentaram abundância relativa significativamente diferente entre elas. Quatro foram mais abundantes em CF: *Tinamus solitarius*

($\chi^2 = 7,68$ p = 0,0056); *Chamaeza campanisona* ($\chi^2 = 11,25$ p = 0,0008); *Carpornis cucullata* ($\chi^2 = 10,47$ p = 0,0012) e *Piprites chloris* ($\chi^2 = 4,92$ p = 0,026). E treze em T: *Dysithamnus mentalis* ($\chi^2 = 6,25$ p = 0,012); *Mionectes rufiventris* ($\chi^2 = 16,96$ p < 0,001); *Leptopogon amaurocephalus* ($\chi^2 = 4,03$ p = 0,044); *Pitangus sulphuratus* ($\chi^2 = 4$ p = 0,045); *Chiroxiphia caudata* ($\chi^2 = 22,38$ p < 0,001); *Pachyrhamphus castaneus* ($\chi^2 = 4,08$ p = 0,043); *Cyclarhis gujanensis* ($\chi^2 = 4,64$ p = 0,031); *Vireo olivaceus* ($\chi^2 = 10,03$ p = 0,0015); *Thraupis sayaca* ($\chi^2 = 5,82$ p = 0,027); *Tangara cyanocephala* ($\chi^2 = 4,90$ p = 0,027); *Parula pitiayumi* ($\chi^2 = 16,53$ p < 0,001); *Basileuterus culicivorus* ($\chi^2 = 11,23$ p = 0,0008) e *Basileuterus leucoblepharus* ($\chi^2 = 4,92$ p = 0,026).

Entre as aves que apresentaram abundância relativa significativamente diferente entre as trilhas, seis demonstraram uma relação positiva com os parâmetros da estrutura da vegetação considerados: *Parula pitiayumi* com a densidade de árvores (Rp = 0,75 e p = 0,0001) e as demais com a área basal: *Tinamus solitarius* (Rp = 0,78 e p = 0,0005); *Chamaeza campanisona* (Rp = 0,60 e p = 0,0014); *Piprites chloris* (Rp = 0,66 e p = 0,0004); *Carpornis cucullata* (Rp = 0,84 e p = 0,0001) e *Vireo olivaceus* (Rp = 0,66 e p = 0,0004).

A estrutura trófica foi bastante semelhante entre as comunidades das duas áreas, tanto em relação a espécies, R² 0,96, quanto ao total de contatos, R² 0,88 (Figura 2).

Tabela 2. Aves registradas nas trilhas Canela-Fornos e Taquaral do Parque Estadual Carlos Botelho – SP, com a guilda a qual pertencem e o total de contatos obtido por trilha. Guildas: CA = Carnívoros; FD = Frugívoros do Dossel; GT = Granívoros Terrestres; GTA = Granívoros dos Taquarais; IA = Insetívoros Aéreos; ID = Insetívoros do Dossel; IN = Insetívoros Noturnos; ISB = Insetívoros do Sub-bosque; ITA = Insetívoros dos Taquarais; ITE = Insetívoros Terrestres; ITG = Insetívoros de Troncos e Galhos; NI = Nectarívoros-insetívoros; OD = Onívoros do Dossel e OS = Onívoros do Sub-bosque.

Table 2. Bird species recorded in Canela-Fornos and Taquaral trails from Carlos Botelho State Park – SP with their guilds and contacts obtained. Guilds: CA = Carnivores; FD = Canopy frugivores; GT = Terrestrial granivores; GTA = Bamboo granivores; IA = Aerial insectivores; ID = Canopy insectivores; IN = Nocturnal insectivores; ISB = Understory insectivores; ITA = Bamboo insectivores; ITE = Terrestrial insectivores; ITG = Trunk and twig insectivores; NI = Nectarivores-insectivores; OD = Canopy omnivores and OS = Understory omnivores.

Aves	Nome Popular	Guilda	Canela-Fornos	Taquaral
Tinamiformes				
Tinamidae				
<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)	macuco	GT	18	4
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	inhambu-guaçu	GT	6	3
Galliformes				
Odontophoridae				
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)	uru-capueira	GT	3	1
Falconiformes				
Accipitridae				
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	CA	0	11
<i>Accipiter poliogaster</i> (Temminck, 1824)	tauató-pintado	CA	0	2
Falconidae				
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	CA	0	4
<i>Herpetotheres cachimans</i> (Linnaeus, 1758)	acaçuã	CA	2	1
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	falcão-caburé	CA	4	0
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	falcão-relógio	CA	4	0
Gruiformes				
Rallidae				
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-do-brejo	ITE	0	4
Columbiformes				
Columbidae				
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pomba-asa-branca	FD	36	26
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)	pomba-amargosa	FD	6	11
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu	GT	0	2

continua
to be continued

SILVA, B.G. de; ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. de. Variação local na composição da comunidade de aves no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo – SP e propostas para o monitoramento do impacto do ecoturismo.

continuação – Tabela 2
continuation – Table 2

Aves	Nome Popular	Guilda	Canela-Fornos	Taquaral
Psittaciformes				
Psittacidae				
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba-de-testa-vermelha	FD	39	24
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuium-de-asa-azul	FD	1	0
<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)	periquito-rico	FD	10	13
<i>Pionopsitta pileata</i> (Scopoli, 1769)	cuiú-cuiú	FD	14	5
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	maitaca-verde	FD	32	35
<i>Trichilaria malachitacea</i> (Spix, 1824)	sabiácica	FD	7	1
Cuculiformes				
Cuculidae				
<i>Platycaptes cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	ID	1	3
Caprimulgiformes				
Caprimulgidae				
<i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789)	tuju	IN	1	0
Apodiformes				
Trochilidae				
<i>Phaethornis eurynome</i> (Lesson, 1832)	rabo-branco-de-garganta-rajada	NI	12	12
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	tesoura-de-testa-violeta	NI	14	25
<i>Clytolaema rubricauda</i> (Boddaert, 1783)	beija-flor-rubi	NI	0	1
Trogoniformes				
Trogonidae				
<i>Trogon viridis</i> Linnaeus, 1766	surucua-de-barriga-dourada	OD	0	3
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucua-variado	OD	41	26
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	surucua-de-barriga-amarela	OD	13	14
Coraciiformes				
Momotidae				
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)	juruva-verde	OS	1	0
Piciformes				
Ramphastidae				
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	tucano-de-bico-verde	FD	22	14
<i>Selenidera maculirostris</i> (Lichtenstein, 1823)	araçari-poca-de-bico-riscado	FD	1	0

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
 continuation – Table 2

Aves	Nome Popular	Guilda	Canela-Fornos	Taquaral
Picidae				
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	pica-pau-anão-de-coleira	ITG	3	6
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	benedito	ITG	0	1
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	pica-pau-manchado	ITG	11	6
<i>Piculus aurulentus</i> (Temminck, 1821)	pica-pau-dourado	ITG	2	3
<i>Ceolus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-velho	ITG	5	6
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	pica-pau-rei	ITG	7	0
Passeriformes				
Thamnophilidae				
<i>Hypodaedalus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	chocão-carijó	ID	16	6
<i>Batara cinerea</i> (Vieillot, 1819)	matrão	ITA	0	1
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata	ISB	0	7
<i>Dysithamnus stictothorax</i> (Temminck, 1823)	choquinha-de-peito-pintado	ISB	0	1
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	ISB	10	26
<i>Myrmotherula gularis</i> (Spix, 1825)	choquinha-estrelada	ISB	31	23
<i>Terenura maculata</i> (Wied, 1831)	zidedê	ID	17	21
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	olho-de-fogo-do-sul	ISB	4	10
<i>Myrmeciza squamosa</i> Pelzeln, 1868	formigueiro-da-grota	ITE	8	9
Conopophagidae				
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	chupa-dente-marrom	ITE	2	8
<i>Conopophaga melanops</i> (Vieillot, 1818)	chupa-dente-mascarado	ITE	3	0
Grallariidae				
<i>Grallaria varia</i> (Boddaert, 1783)	tovacuçu	ITE	7	4
Rhinocryptidae				
<i>Psilorhamphus guttatus</i> (Ménétriès, 1835)	macuquinho-pintado	ITA	0	1
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	macuquinho-perereca	ITA	0	1
Formicariidae				
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	tovaca-campainha	ITE	62	29
Scleruridae				
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétriès, 1835)	vira-folha-vermelho	ITE	12	4

continua
 to be continued

SILVA, B.G. de; ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. de. Variação local na composição da comunidade de aves no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo – SP e propostas para o monitoramento do impacto do ecoturismo.

continuação – Tabela 2
continuation – Table 2

Aves	Nome Popular	Guilda	Canela-Fornos	Taquaral
Dendrocolaptidae				
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	arapaçu-liso	ISB	12	13
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde	ITG	65	66
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-garganta-branca	ITG	1	1
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	arapaçu-de-bico-preto	ISB	2	0
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado	ITG	22	31
Furnariidae				
<i>Cranioleuca pallida</i> (Wied, 1831)	joão-pálido	ID	0	1
<i>Anabacerthia amaurotis</i> (Temminck, 1823)	limpa-folha-miúdo	ISB	1	0
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	limpa-folha-coroado	ISB	18	10
<i>Philydor rufum</i> (Vieillot, 1818)	limpa-folha-de-testa-ruiva	ID	15	24
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	barranqueiro-de-olho-branco	ISB	10	10
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	joão-do-riacho	ITE	6	7
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885	trepadorzinho	ITG	2	1
<i>Xenops minutus</i> (Sparman, 1788)	bico-virado-miúdo	ITG	0	1
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	bico-virado-carijó	ITG	2	0
Tyrannidae				
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	abre-asa-de-cabeça-cinza	OS	2	24
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	abre-asa-cabeçudo	ISB	9	21
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	maria-cigarra	ISB	7	9
<i>Phyllomyias burmeisteri</i> Cabanis & Heine, 1859	poaieiro-do-sul	OD	1	0
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piozinho	OD	0	1
<i>Phyllomyias griseicapilla</i> Sclater, 1862	poaieiro-serrano	OD	4	0
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	OD	0	1
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	maria-borboletinha	ID	1	1
<i>Phylloscartes oustaleti</i> (Sclater, 1887)	treme-rabo	ID	4	11
<i>Tolmomyias sulphureus</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	ID	16	26
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho-de-garganta-branca	ISB	21	20
<i>Onychorhynchus swainsoni</i> (Pelzelin, 1858)	maria-leque-do-sudeste	ISB	0	1
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	ISB	14	8

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
 continuation – Table 2

Aves	Nome Popular	Guilda	Canela-Fornos	Taquaral
<i>Colonia colonus</i>	maria-viuvinha	ID	0	1
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	bem-te-vi-pirata	OD	0	1
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi-verdadeiro	OD	1	8
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	OD	0	7
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei	OD	0	2
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	maria-irré	OD	6	3
<i>Myiarchus swainsoni</i> Pelzelin, 1868	tinguaçu-castanho	ID	25	38
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	tinguaçu-de-cabeça-cinza	OS	17	29
Cotingidae				
<i>Carpornis cucullata</i> (Swainson, 1821)	corococho	FD	40	15
<i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817)	araponga	FD	57	76
<i>Pyroderus scutatus</i> (Shaw, 1792)	pavó	FD	4	11
Pipridae				
<i>Piprites chloris</i> (Temminck, 1822)	caneleirinho-cantor	ID	11	2
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará-dançarino	OS	59	124
Tityridae				
<i>Oxyruncus cristatus</i> Swainson, 1821	bico-agudo	OD	0	1
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim-verde	OS	76	80
<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)	araponguinha-de-cara-preta	OD	0	1
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	araponguinha-de-rabo-preto	OD	1	0
<i>Pachyrhamphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)	caneleiro-castanho	OD	2	10
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	caneleiro-preto	OD	1	0
<i>Pachyrhamphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	caneleiro-de-crista	OD	0	2
Vireonidae				
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	OD	9	22
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	juruviara-oliva	OD	8	28
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822	vite-vite-coroado	OD	27	25
Hirundinidae				
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-serradora-do-sul	IA	0	1
Poliptilidae				
<i>Ramphocaelus melanurus</i> Vieillot, 1819	balança-rabo-de-bico-longo	ISB	0	1

continua
 to be continued

SILVA, B.G. de; ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. de. Variação local na composição da comunidade de aves no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo – SP e propostas para o monitoramento do impacto do ecoturismo.

continuação – Tabela 2
continuation – Table 2

Aves	Nome Popular	Guilda	Canela-Fornos	Taquaral
Turdidae				
<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818	sabiá-una	OD	28	17
<i>Turdus rufigiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira	OS	0	2
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	sabiá-coleira	OS	49	47
Coerebidae				
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica	NI	0	4
Thraupidae				
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	trinca-ferro-verdadeiro	OD	0	1
<i>Orthogonys chloricterus</i> (Vieillot, 1819)	catirumbava	OD	1	0
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	tié-de-topete	OS	4	10
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	gurundi	OS	0	2
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaço-cinza	OD	1	10
<i>Thraupis cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)	sanhaço-da-serra	OD	4	3
<i>Thraupis</i> sp.	sanhaço	OD	1	1
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-sete-cores	OD	4	1
<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-militar	OD	1	9
<i>Tangara</i> sp.	saíra	OD	14	11
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	saí-andorinha	OD	3	0
<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)	saíra-ferrugem	OD	2	6
Emberizidae				
<i>Haplospiza unicolor</i> Cabanis, 1851	catatau	GTA	0	4
<i>Sporophila frontalis</i> (Verreaux, 1869)	pixoxó	GTA	2	0
Cardinalidae				
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	tié-da-mata	OS	14	15
Parulidae				
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita-do-sul	OD	4	28
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppé, 1830)	pula-pula-coroado	ISB	57	100
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)	pula-pula-assobiador	ITE	2	11
<i>Phaeothlypis rivularis</i> (Wied, 1821)	pula-pula-ribeirinho	ITE	0	5
Icteridae				
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)	japim-soldado	OD	5	5
Fringillidae				
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)	ferro-velho	OD	11	7

SILVA, B.G. de; ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. de. Variação local na composição da comunidade de aves no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo – SP e propostas para o monitoramento do impacto do ecoturismo.

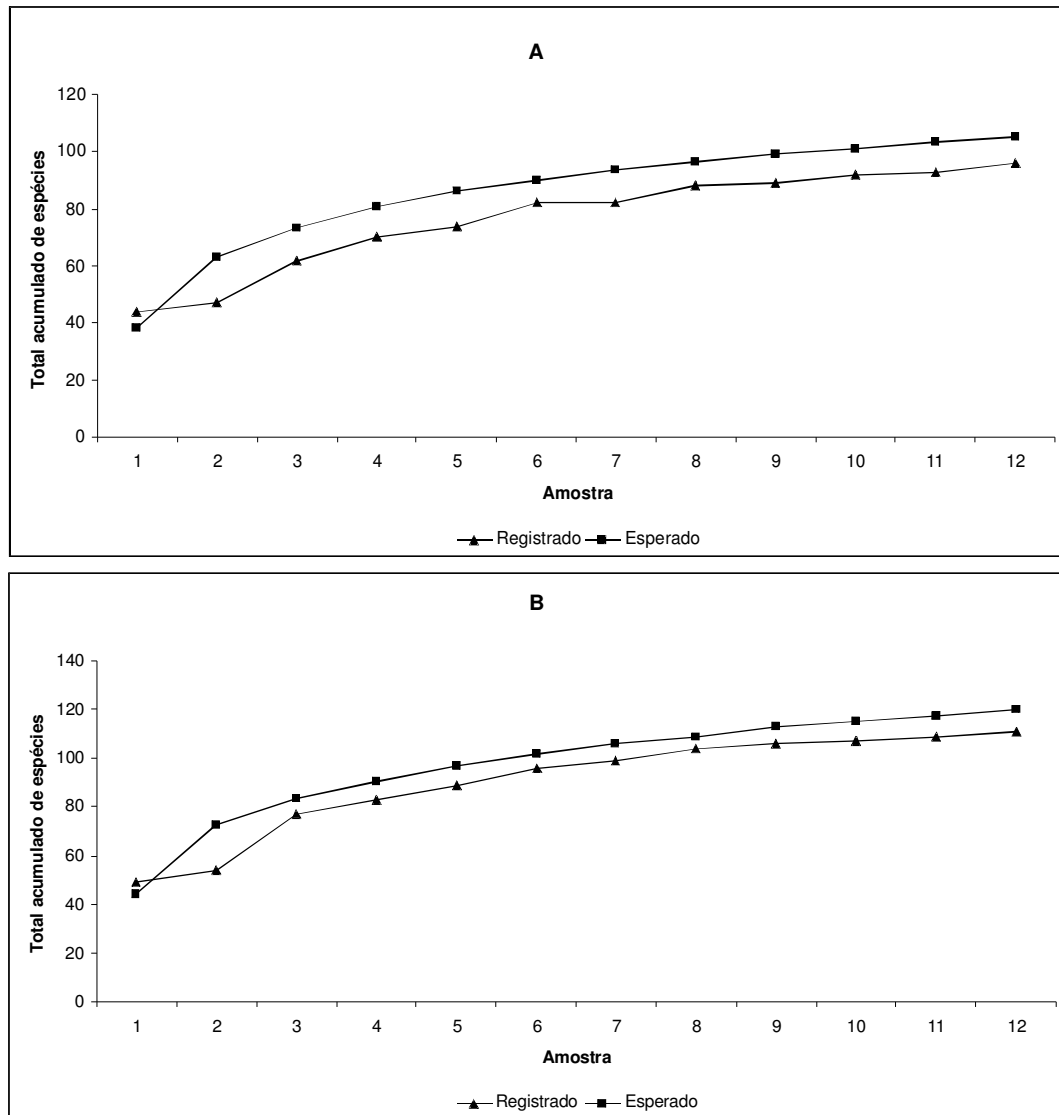


Figura 1. Curvas de acúmulo de espécies, valores obtidos e estimados (Bootstrap), para as trilhas amostradas no Parque Estadual Carlos Botelho. A – Canela Fornos; B – Taquaral.

Figure 1. Cumulative bird species curves recorded and estimated (Bootstrap) from trails sampled in Carlos Botelho State Park. A – Canela Fornos; B – Taquaral.

SILVA, B.G. de; ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. de. Variação local na composição da comunidade de aves no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo – SP e propostas para o monitoramento do impacto do ecoturismo.

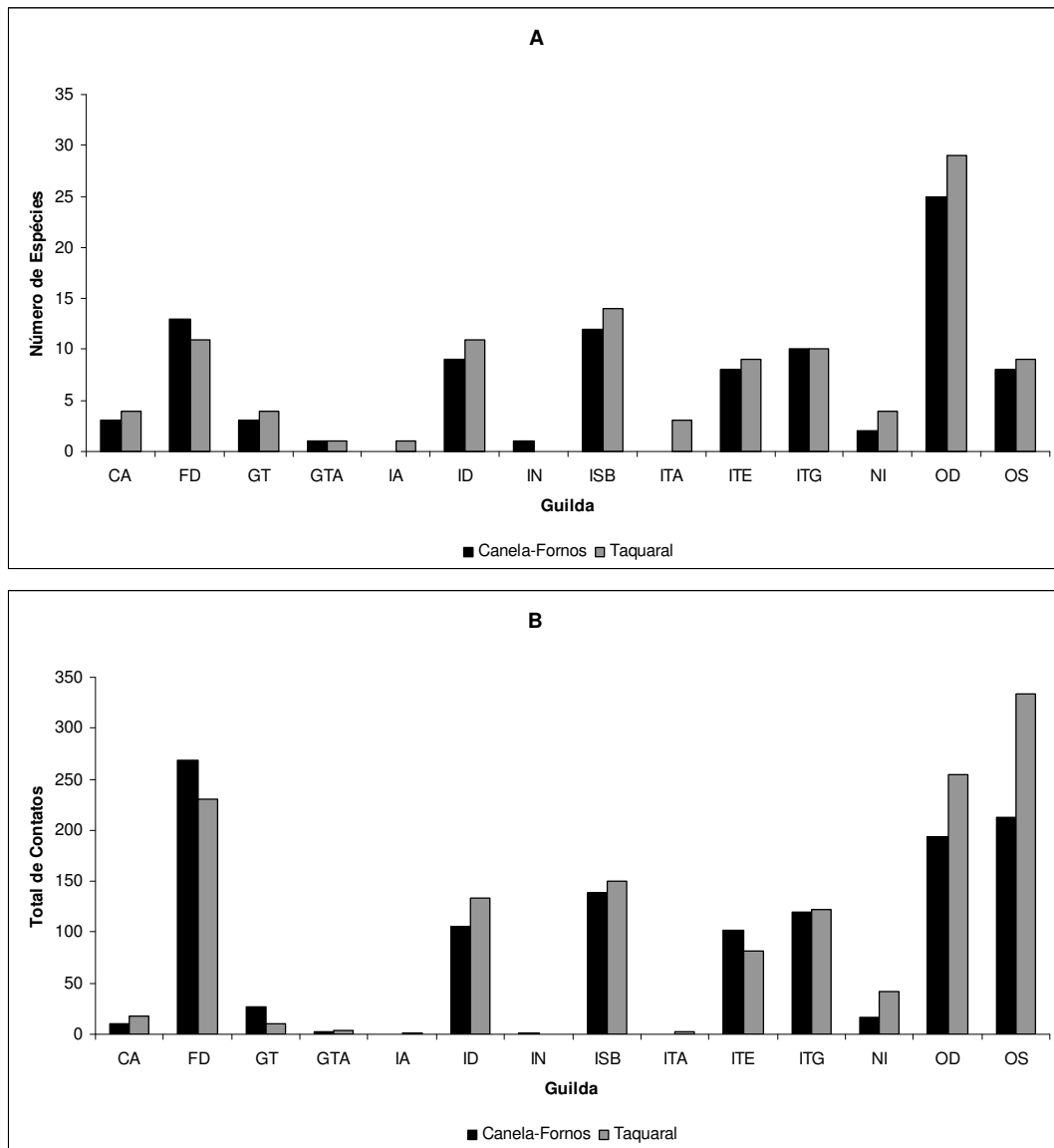


Figura 2. A - Riqueza por guilda. B - Total de contatos por guilda. Guildas: CA = Carnívoros; FD = Frugívoros do Dossel; GT = Granívoros Terrestres; GTA = Granívoros dos Taquarais; IA = Insetívoros Aéreos; ID = Insetívoros do Dossel; IN = Insetívoros Noturnos; ISB = Insetívoros do Sub-bosque; ITA = Insetívoros dos Taquarais; ITE = Insetívoros Terrestres; ITG = Insetívoros de Troncos e Galhos; NI = Nectarívoros-insetívoros; OD = Onívoros do Dossel e OS = Onívoros do Sub-bosque.

Figure 2. A - Bird richness by guild. B - Number of contacts by guild. Guilds: CA = Carnivores; FD = Canopy frugivores; GT = Terrestrial granivores; GTA = Bamboo granivores; IA = Aerial insectivores; ID = Canopy insectivores; IN = Nocturnal insectivores; ISB = Understory insectivores; ITA = Bamboo insectivores; ITE = Terrestrial insectivores; ITG = Trunk and twig insectivores; NI = Nectarivores-insectivores; OD = Canopy omnivores and OS = Understory omnivores.

4 DISCUSSÃO

Os parâmetros quantitativos considerados para as comunidades de aves analisadas, riqueza, diversidade e equitatividade, foram muito similares entre as duas trilhas, contrastando com as diferenças observadas na estrutura da vegetação. Entretanto, as áreas amostrais diferiram na composição de espécies de aves e na proporção de espécies exclusivas a uma única trilha. Por se tratarem de áreas muito próximas, é possível atribuir essas diferenças a processos ecológicos e não aos biogeográficos (Blake, 2007). Não foi possível obter réplicas para as trilhas, porém para as análises efetuadas, as mesmas foram consideradas como tratamentos distintos. Devido às áreas encontrarem-se separadas pelo leito da rodovia SP139, que provavelmente funciona como uma barreira à dispersão de várias espécies de sub-bosque (Develey e Stouffer, 2001), pode-se assumir uma menor dependência espacial do que se esperaria devido à proximidade entre elas.

A trilha T, com vegetação mais heterogênea, apresentou maior riqueza e maior número de espécies exclusivas de aves. Essa maior heterogeneidade estrutural foi gerada por ações antrópicas do passado. Provavelmente, somente por estarem contíguas a áreas no estágio avançado, resultando num distúrbio moderado na vegetação ao longo da trilha, é que tais áreas perturbadas contribuíram para um incremento na riqueza e na diversidade de aves local (Aleixo, 1999; Bojorges-Banos e López-Mata, 2006). As espécies significativamente mais abundantes em CF, quando comparadas às significativamente mais abundantes em T, são dependentes de florestas em estágio avançado de sucessão, consideradas mais exigentes quanto ao habitat e mais sensíveis às perturbações (Aleixo, 1999).

Outro fator a ser considerado é a variação da influência da estrutura da vegetação na detectabilidade das aves ao longo das trilhas e conseqüentemente na eficiência do método amostral. Tanto as curvas de acúmulo de espécies quanto o maior número de espécies registradas fora dos pontos amostrais indicam que um maior esforço seria recomendado em CF. Entretanto, considerou-se que os resultados, que poderiam ser obtidos,

não seriam significativos a ponto de se optar por violar o pressuposto de mesmo esforço amostral para as trilhas. Portanto, foi assumido que a amostragem caracterizou de maneira adequada as comunidades de aves.

Florestas maduras são o habitat primário para a maioria das espécies genuinamente florestais, porém algumas destas espécies podem colonizar áreas nos estádios intermediários de sucessão ou utilizar temporariamente certos recursos alimentares nelas presentes (Borges e Stouffer, 1999; Blake e Loiselle, 2001). Muito antes de atingir uma estrutura semelhante à encontrada em florestas em estágio avançado, as secundárias em estágio intermediário já fornecem vários recursos alimentares para as aves (De Walt et al., 2003). Contudo, as comunidades de aves de florestas secundárias diferem das comunidades de florestas maduras em termos de riqueza, composição e estrutura trófica (Robinson e Terborgh, 1997; Blake e Loiselle, 2001). Assim, um desdobramento importante do presente trabalho seria a avaliação de quantas espécies apresentam indivíduos residentes o ano todo em cada trilha ou em cada fitofisionomia que possa ser nelas reconhecida, pois só foram encontradas diferenças significativas na composição de espécies entre as áreas.

Os resultados obtidos demonstram que áreas muito próximas, apesar de apresentarem comunidades de aves com riqueza, diversidade e estrutura trófica similares, podem diferir acentuadamente na composição de espécies em decorrência de variações na heterogeneidade estrutural da vegetação. No presente caso, a diferença na composição de espécies entre as trilhas derivou de distribuições pontuais ou descontínuas de espécies ao longo das trilhas, indicando espécies raras ou com distribuição em manchas (Terborgh et al., 1990). Teoricamente, essas populações menores, esparsamente distribuídas, permitiriam a ocupação de uma dada área por mais espécies. Dessa maneira, a substituição de espécies numa escala local pode contribuir muito para a riqueza regional (Cohn-Haft et al., 1997; Thiollay, 2002).

Quanto ao monitoramento do impacto da intrusão humana sobre as aves, este geralmente é avaliado em termos de alterações comportamentais em resposta à presença das pessoas (Gutzwiller e Riffellb, 2008; Gutzwiller et al., 1994, 1997, 1998a, b, 2002). A maioria das espécies parece se adaptar a tal intrusão, mas espécies de maior porte que habitam áreas de grande visibilidade ou vivem mais próximas do solo se adaptam aumentando a sua distância de fuga (Gutzwiller et al., 1998a; Wang et al., 2004). Também, foram relatadas diminuições na riqueza e diversidade locais, devido ao desalojamento de espécies em áreas com alta visitação (Fernández-Juricic, 2000; Heil et al., 2007) e decréscimos populacionais (Gill et al., 2001; Heil et al., 2007).

As espécies não respondem identicamente à presença humana e isto pode ter consequências na organização das comunidades, por exemplo, Heil et al. (2007) registraram redução significativa na densidade de insetívoros, mas não para outras guildas. Assim, é possível que dificuldades de acesso aos recursos alimentares resultem em algumas das alterações observadas.

Altos níveis de intrusão não devem ocorrer em Unidades de Conservação de Proteção Integral. No caso de níveis baixos é importante conhecer até quais distâncias a partir do foco de perturbação (e.g. trilhas) a distribuição e o comportamento das espécies pode ser alterado, a fim de se proteger as espécies sensíveis e também evitar restrições desnecessárias ao uso público (Gutzwiller e Anderson, 1999). Em áreas grandes como o Parque Estadual Carlos Botelho os efeitos populacionais da intrusão de ecoturistas, pesquisadores e estudantes sobre as aves, provavelmente é pouco significativo. Entretanto, como muitos visitantes buscam o contato com animais selvagens, principalmente aves, o monitoramento das trilhas e o manejo de sua utilização são necessários para preservar os próprios atrativos do parque.

A avaliação do impacto sobre a fauna baseada apenas na permanência ou não de certas espécies na área, após o início da visitação, pode ser inadequada, pois as espécies monitoradas muitas vezes não apresentam opções quanto a áreas de fuga (Gill et al., 2001).

Como a habituação pode não refletir as consequências populacionais da intrusão humana e vice-versa, protocolos de monitoramento mais abrangentes são necessários.

Para avaliar alterações na riqueza, pelo menos um ano de amostragem é requerido, devido aos fatores discutidos anteriormente. Já para alterações de abundância relativa, a metodologia pode ser adaptada com a utilização do Índice Pontual de Abundância – IPA, obtido dividindo-se o total de contatos com a espécie pelo total de pontos amostrados (Vielliard, 2000). Assim, a amostragem pode ser concentrada nos meses de maior atividade reprodutiva, setembro a fevereiro, quando a detecção é favorecida.

No presente caso, duas abordagens de monitoramento são factíveis: a avaliação de cada trilha independentemente e a comparação entre elas devido às intensidades de uso distintas. Quando o presente trabalho foi efetuado, ambas as trilhas já estavam sendo utilizadas para uso público, porém com baixa intensidade e esporadicamente. Mesmo na trilha autoguiada, o uso concentra-se num pequeno trecho ao longo do rio Taquaral, que é utilizado para recreação. Tal condição deverá ser alterada a médio prazo, pois há uma política de incentivo ao ecoturismo por parte da Secretaria do Meio Ambiente do Estado que inclui o PECB. A gestão da visitação deverá incluir amostragens para estimar o total de usuários da trilha autoguiada. Portanto, os dados obtidos podem ser utilizados como parâmetros de uma condição inicial das comunidades de aves nas trilhas.

Para monitoramentos de longa duração, a riqueza não é um bom parâmetro, pois está relacionada à heterogeneidade da vegetação, que varia ao longo do tempo com o processo de sucessão ecológica. Da mesma forma, as espécies que diferiram significativamente em abundância relativa entre as trilhas também não servem para o monitoramento comparativo entre elas, por serem claramente influenciadas pela estrutura da vegetação. E devido à baixa visibilidade dos indivíduos, abordagens sobre alterações comportamentais não são factíveis.

Portanto, levando-se em conta as condições locais, a abordagem mais adequada para a avaliação do impacto do uso público sobre a avifauna, em cada uma das trilhas, é o monitoramento da abundância relativa das espécies, considerando possíveis alterações estruturais na vegetação. Já para a análise comparativa da influência da intensidade de uso das trilhas sobre a comunidade de aves, sugere-se o monitoramento de 15 espécies registradas ao longo das trilhas ou bem próximo a elas, de fácil visualização ou com vocalizações muito características, e que não diferiram significativamente em abundância relativa entre as trilhas: *Myrmotherula gularis*, *Pyriglena leucoptera*, *Myrmeciza squamosa*, *Sclerurus scansor*, *Dendrocincla turdina*, *Sittasomus griseicapillus*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Philydor atricapillus*, *Automolus leucophthalmus*, *Platyrrinchus mystaceus*, *Attila rufus*, *Schiffornis virescens*, *Turdus albicollis*, *Trichothraupis melanops* e *Habia rubica*.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq e ao Instituto Florestal pela bolsa concedida à primeira autora, ao gestor do Parque Estadual Carlos Botelho, José Luiz Camargo Maia, pelo apoio e incentivo à pesquisa e à Dra. Regina Miura pelas críticas e sugestões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **Condor**, v. 101, p. 537-548, 1999.
- ANDRADE, W.J.; ROCHA, R.F. Manual de trilhas: um manual para gestores. **IF Sér. Reg.**, n. 35, p. 1-74, 2008.
- ANTUNES, A.Z. et al. Avaliação das informações disponíveis sobre a avifauna do Parque Estadual Carlos Botelho. **Rev. Inst. Flor.**, v. 18, p. 103-120, 2006.
- AYRES, M.M. et al. **BioEstat 5.0 Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – IDSM/MCT/CNPq, 2008. Disponível em: <<http://www.mamiraua.org.br/download/Default.aspx?dirpath+e\home\mamiraua\Web\download\BioEstat%20%20Português&tipo=diretoria>>. Acesso em: 9 abr. 2010.
- BIBBY, C.J.; BURGESS, N.D.; HILL, D.A. **Bird census techniques**. Orlando: Academic Press, 1992. 257 p.
- BLAKE, J.G. Neotropical forest bird communities: a comparison of species richness and composition at local and regional scales. **Condor**, v. 109, n.1, p. 237-255, 2007.
- _____.; LOISELLE, B.A. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. **Auk**, v. 118, n. 2, p. 304-326, 2001.
- BOJORGES-BANOS, J.C.; LÓPEZ-MATA, L. Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. **Rev. Mexicana de Biodiversidad**, v. 77, n. 235-249, 2006.
- BORGES, S.H.; STOUFFER, P.C. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in central Amazonia. **Condor**, v. 101, p. 529-536, 1999.
- COHN-HAFT, M.; WHITTAKER, A.; STOUFFER, P.C. A new look at the “species-poor” central Amazon: the avifauna north of Manaus, Brazil. **Ornithological Monographs**, v. 48, p. 205-235, 1997.
- COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. Persistent URL. 2009. Disponível em: <<http://www.purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 9 abr. 2010.
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS – CBRO. **Listas das aves do Brasil**. Versão 9/8/2009. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 9 abr. 2010.

SILVA, B.G. de; ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. de. Variação local na composição da comunidade de aves no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcanjo – SP e propostas para o monitoramento do impacto do ecoturismo.

DAVENPORT, L. et al. Ferramentas de ecoturismo para parques. In: TERBORGH, J. et al. (Org.). **Tornado os parques eficientes – estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Curitiba: Editora da UFPR: Fundação O Boticário, 2002. p. 305-333.

DEVELEY, P.F.; STOUFFER, P. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, v. 15, p. 1416-1422, 2001.

DE WALT, S.J.; MALIAKAL, S.K.; DENSLOW, J.S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, v. 182, p. 139-151, 2003.

DUIM, R. van der; CAALDERS, J. Biodiversity and tourism: impacts and interventions. **Annals of Tourism Research**, v. 29, n. 3, p. 743-761, 2002.

DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora UFPR, 2003. p. 455-479.

FERNANDEZ-JURICIC, E. Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape. **Condor**, v. 102, n. 2, p. 247-255, 2000.

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. 95 p.

GILL, J.A.; NORRIS, K.; SUTHERLAND, W.J. Why behavioral responses may not reflect the population consequences of human disturbance. **Biological Conservation**, v. 97, p. 265-268, 2001.

GUTZWILLER, K.J.; ANDERSON, S.H. Spatial extent of human-intrusion effects on subalpine bird distributions. **Condor**, v. 101, p. 378-389, 1999.

GUTZWILLER, K.J. et al. Effects of human intrusion on song occurrence and singing consistency in subalpine birds. **Auk**, v. 111, n. 1, p. 28-37, 1994.

_____. et al. Does human intrusion alter the seasonal timing of avian song during breeding periods? **Auk**, v. 114, n. 1, p.55-65, 1997.

_____. et al. Vertical distribution of breeding-season birds: is human intrusion influential? **Wilson Bulletin**, v. 110, n. 4, p. 497-503, 1998a.

_____. et al. Bird tolerance to human intrusion in Wyoming montane forests. **Condor**, v. 100, n. 5, p. 19-527, 1998b.

_____.; RIFFELLB, S.K. Does repeated human intrusion alter use of wildland sites by red squirrels? Multiyear experimental evidence. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 2, p. 374-380, 2008.

_____.; RIFFELL, S.K.; ANDERSON, S.H. Repeated human intrusion and the potential for nest predation by gray jays. **Journal of Wildlife Management**, v. 66, n. 2, p. 372-380, 2002.

HEIL, L. et al. Avian responses to tourism in the biogeographically isolated high Córdoba Mountains, Argentina. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 1009-1026, 2007.

LAILOLO, P. Diversity and structure of the bird community overwintering in the Himalayan Sub-alpine zone: is conservation compatible with tourism? **Biological Conservation**, v. 15, p. 251-262, 2003.

LI, W. et al. Tourism's impacts on natural resources: a positive case from China. **Environment Management**, v. 38, p. 572-579, 2006.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press, 1988. 192 p.

MARTINS, F.R. **Estrutura de uma Floresta Mesófila**. 2. ed. Campinas: UNICAMP, 1993. 246 p.

MBAIWA, J.E. Enclave tourism and its socio-economic impacts in the Okavango delta, Botswana. **Tourism Management**, v. 26, p. 157-172, 2003.

SILVA, B.G. de; ANTUNES, A.Z.; ESTON, M.R. de. Variação local na composição da comunidade de aves no Parque Estadual Carlos Botelho, São Miguel Arcaño – SP e propostas para o monitoramento do impacto do ecoturismo.

ROBINSON, S.K.; TERBORGH, J. Bird community dynamics along primary successional gradients of an Amazonian whitewater river. **Ornithological Monographs**, v.48, p. 641-672, 1997.

ROBINSON, W.D.; BRAWN, J.D.; ROBINSON, S.K. Forest bird community structure in central Panama: influence of spatial scale and biogeography. **Ecological Monographs**, v. 70, n. 2, p. 209-235, 2000.

SUN, D.; WALSH, D. Review of studies on environmental impacts of recreation and tourism in Australia. **Journal of Environmental Management**, v. 53, p. 323-328, 1998.

TERBORGH, J. et al. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 1, p. 213-238, 1990.

_____.; DAVENPORT, L. Monitorando as áreas protegidas. In: TERBORGH, J. et al. (Org.). **Tornando os parques eficientes – estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Curitiba: Editora da UFPR: Fundação O Boticário, 2002. p. 426-439.

THIOLLAY, J.M. Avian diversity and distribution in French Guiana: patterns across a large forest landscape. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18. p. 471-498, 2002.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 1991.123 p.

VIELLIARD, J.M. Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. **Anais Academia Brasileira de Ciências**, v. 72, n. 3, p. 323-330, 2000.

WANG, Y.; CHEN, S.; DING, P. Flush distance: bird tolerance to human intrusion in Hangzhou. **Zoological Research**, v. 25, n. 3, p. 214-220, 2004.

WILLIS, E.O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.