

Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil

Alexsander Zamorano Antunes

Avenida 54-A nº 23 Jd. América, CEP 13506-052, Rio Claro – SP, Brasil. E-mail: alexsanderantunes@ig.com.br

Recebido em 09 de agosto de 2004; aceito em 20 de dezembro de 2004

ABSTRACT. Bird community composition changes with time in a forest remnant in southeastern Brazil. In deforested areas, forest remnants become the only available habitats for native forest species. These remnants vary in size, form and degree of isolation from other remnants and contain a reduced subset of the original community. The habitat fragmentation leads to extinction of species that require large areas or habitat gradients. The goals of this study were to record bird species and their relative abundance and compare these with similar data gathered twenty five years earlier in a semideciduous forest fragment of 1451 ha, located in Barreiro Rico Ranch (22°45'S and 48°09'W), Anhembi, in the state of São Paulo, southeastern Brazil. Birds were counted monthly by transect sampling from January 2000 to January 2002. Of the 198 bird species recorded, 75 species (especially edge species) increased in relative abundance, and 36 species (mostly forest interior species) declined in abundance. Twenty species found earlier have disappeared. Local extinctions affected most guilds, but frugivorous canopy species were the most reduced guild. Thamnophilidae and burrow-nesting species were also more sensitive. That the forest had degraded during the 25 years since the last study, and the scarcity of water sources, such as creeks and streams, may be causal agents in local extinctions.

KEY WORDS: bird community, habitat fragmentation, bird extinctions, semideciduous Atlantic forest.

RESUMO. Em áreas onde a cobertura florestal original tem sido reduzida, os remanescentes tornam-se os únicos habitats disponíveis para as espécies nativas florestais. Tais remanescentes variam em tamanho, formato e grau de isolamento em relação a outros remanescentes e acabam contendo apenas um subconjunto alterado da comunidade original. A fragmentação de habitats gera o declínio ou o desaparecimento de espécies que, para manter populações viáveis a longo prazo, necessitam de áreas amplas ou de um gradiente de habitats. O objetivo do presente trabalho foi registrar a riqueza e a abundância relativa de espécies de aves de um fragmento de floresta estacional semidecidual de 1451ha, na Fazenda Barreiro Rico (22°45'S e 48°09'O), Anhembi, estado de São Paulo, e comparar os dados obtidos com os apresentados por outro estudo realizado vinte e cinco anos antes na mesma localidade. Entre janeiro de 2000 e janeiro de 2002 foram feitas visitas mensais de três a quatro dias de duração. Cento e noventa e oito espécies de aves foram registradas através de trajetos de distância ilimitada. Setenta e cinco espécies apresentaram abundância relativa significativamente maior do que na década de 70, enquanto 36 espécies diminuíram significativamente em abundância relativa. Vinte espécies florestais e de borda de mata registradas na década de 70 não foram encontradas. Estas extinções locais atingiram a maioria das guildas, sendo os frugívoros do dossel o grupo mais atingido, bem como a família Thamnophilidae e espécies que nidificam em galerias escavadas no solo. Algumas espécies podem ter sido prejudicadas pela degradação da cobertura vegetal ao longo do tempo, outras pela falta de áreas de mata ribeirinha mais extensas no fragmento.

PALAVRAS-CHAVE: Barreiro Rico, extinções locais, floresta Atlântica, floresta estacional semidecidual, fragmentação de habitat.

A perda de habitats provocada pela destruição ou alteração de ambientes naturais é certamente a principal ameaça à diversidade biológica da Terra (Wilson 1994). No caso de ecossistemas terrestres, geralmente a vegetação não é arrasada completamente de uma só vez, restam remanescentes de vegetação nativa (Saunders *et al.* 1991, Turner 1996). Tais áreas variam em tamanho, formato e grau de isolamento de outros remanescentes e de áreas contínuas com o mesmo tipo de vegetação e acabam contendo apenas um subconjunto alterado e empobrecido da comunidade biótica original (Saunders *et al.* 1991, Turner 1996).

Com a fragmentação a comunidade sofre redução no total de habitat disponível, podendo haver o aumento da densidade dos organismos sobreviventes pela migração de indivíduos de áreas recém desmatadas. Nesse caso, o remanescente acaba contendo mais indivíduos e espécies do que é capaz de manter e esses excessos serão perdidos ao longo do tempo (Bierregaard e Lovejoy 1986). Os mecanismos pelos quais as espécies se extinguirão no remanescente resultam de alterações da qualidade do habitat e de interações bióticas influenciadas negativamente pela fragmentação (Saunders *et al.* 1991). A taxa de extinção difere entre taxóns, as mais rápidas ocorrendo em espécies que dependem inteiramente de

vegetação nativa, que requerem amplos territórios, que apresentam baixa densidade e que apresentam um aumento na taxa de mortalidade resultante da fragmentação (Saunders *et al.* 1991, Doherty e Grubb 2002).

Os fragmentos estão cercados por uma matriz circundante diferente, que altera as características microclimáticas e bióticas ao longo de suas bordas e funciona como uma barreira à dispersão de certos organismos (Murcia 1995, Haila 2002, Laurance 2002, Rodewald 2003). Quanto menor o fragmento maior a influência da matriz, sendo que os muito pequenos acabam sendo bastante alterados pelo efeito de borda (Saunders *et al.* 1991, Murcia 1995). Espécies que toleram ou utilizam a matriz são capazes de persistirem em fragmentos muito pequenos, provavelmente por serem hábeis em se mover entre os mesmos e por explorarem uma gama maior de habitats (Gascon *et al.* 1999, Lens *et al.* 2002, Sekercioglu *et al.* 2002, Swihart *et al.* 2003).

Além da relação com a matriz, a quantidade de floresta que resta na paisagem, a disponibilidade de recursos nos fragmentos remanescentes, o comportamento de dispersão e características demográficas determinarão a resposta de cada espécie à fragmentação (Belisle *et al.* 2001, Graham e Blake 2001).

Para as comunidades de aves brasileiras já se dispõe de um bom conjunto de dados que permite concluir que há uma relação positiva entre o número de espécies de um fragmento e sua área quando se comparam fragmentos de áreas diferentes numa mesma região geográfica, que a comunidade original é simplificada com a perda de várias espécies genuinamente florestais e que espécies de dieta mais especializada, ex. frugívoras e insetívoras de grande porte, declinam ou desaparecem, enquanto espécies mais generalistas (p. ex., onívoras) aumentam em riqueza e abundância (Willis 1979, Aleixo 2001, Anjos 2001a e b e 2004, Marsden *et al.* 2001, Laurance *et al.* 2002, Ribon *et al.* 2003).

Para o sudeste do Brasil ainda existem poucas informações sobre alterações na composição da comunidade de aves de fragmentos florestais ao longo de intervalos de tempo (Aleixo e Vielliard 1995, Christiansen e Pitter 1997, Willis e Oniki 2002a, Ribon *et al.* 2003). Tais informações são importantes para a identificação das espécies prejudicadas ou favorecidas pela fragmentação e a posse desse conhecimento pode auxiliar na definição de estratégias para a conservação das espécies afetadas negativamente em áreas fragmentadas em que elas ainda apresentem populações viáveis.

O presente trabalho foi realizado com os objetivos de inventariar a avifauna de um fragmento florestal de 1451 ha entre os anos de 2000 e 2002 e comparar a riqueza de espécies e a taxa de encontro de espécies individuais com os dados obtidos por Willis (1979) no período de 1975 a 1977 para o mesmo fragmento.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo. O estudo foi realizado em um fragmento florestal de 1451 ha (22°45'S e 48°09'O), localizado na fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, São Paulo. A altitude varia de 450 a 586 m, o clima é do tipo cwa de Köppen, a pluviosidade média anual é de 1282,4 mm, a evapotranspiração efetiva média é da ordem de 1000 mm anuais e a temperatura média anual é de 21,5° C (Magalhães 1999). O solo do fragmento é homogêneo e constituído por areias quartzosas (Ranzani e Pessoti 1975), encontrando-se erodido, em alguns trechos com pequenas voçorocas (obs. pess.).

Além do fragmento estudado a região de Barreiro Rico, apresenta outros dois, um de 500 ha, distante 500 m da área de estudo e o chamado fragmento Barreirinho de 373 ha, distante 3 km da área de estudo. Ocorrem outros fragmentos bem menores de preservação permanente em áreas ribeirinhas e encostas. Todos os fragmentos florestais se inserem numa paisagem onde predominam pastagens e canaviais. Há um enclave de cerrado *stricto sensu* de cerca de 5 ha, na porção sudeste do fragmento estudado.

A floresta do fragmento é do tipo estacional semidecidual (Assumpção *et al.* 1982, Cesar e Leitão-Filho 1990, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 1992). A estrada municipal AMH 171, com aproximadamente seis m de largura, corta o fragmento numa extensão de 5 km. Ele fica dividido em dois blocos, um de 515 ha, entre o rio Tietê e a estrada e outro de 936 ha, entre a estrada e o rio Piracicaba. Três "subtipos" florestais, com composição florística e fitofisiologia próprias, podem ser definidos. Assumpção *et al.* (1982) reconhecem a floresta estacional semidecidual típica e a

floresta ecotonal, no contato entre a floresta típica e o cerrado. A floresta típica ocupa aproximadamente 75% da área do fragmento e a floresta ecotonal perto de 20% (obs. pess.). Para a floresta típica cita-se como espécies arbóreas indicadoras a peroba (*Aspidosperma polyneuron* M. Arg.), o canxim (*Pachystroma longifolium* (Nees)) e o guarantã (*Esenbeckia leiocarpa* Engl.), e para a mata ecotonal o canudo-de-pito (*Mabea fistulifera* Mart.). Um terceiro subtipo, reconhecido durante o trabalho de campo, é a mata ribeirinha do córrego Água das Pedras, que ocupa perto de três por cento da área do fragmento e apresenta as seguintes espécies indicadoras: a juçara (*Euterpe edulis* Mart.) e o samambaiçu (*Cyathea* sp.). Além disso, foram reconhecidos no campo dois tipos de borda de mata: 1) bordas adjacentes às estradas vicinais, bastante degradadas, com o predomínio de lianas, capixingui (*Croton floribundus* Spreng.) e capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq.) e; 2) bordas adjacentes às pastagens, dominadas pelo leiteiro (*Tabernaemontana fuchsiaefolia* Miers). Considera-se também as moitas de taquara (*Merostachys magellanica* Sendulsky) como um microhabitat importante para certas espécies de aves (Willis 1979, Stotz *et al.* 1996).

A área de mata ribeirinha em Barreiro Rico foi extremamente reduzida com a implantação da represa de Barra Bonita em 1961 (Magalhães 1999). A cobertura florestal do fragmento como um todo apresenta-se bastante degradada, com o dossel irregular e grande abundância de lianas em vários trechos, principalmente ao longo das bordas e clareiras. A borda norte é a mais degradada, pois durante a implantação do canal próximo, na década de 80, foi permitido o corte seletivo de árvores até 200 metros para o interior do fragmento (Magalhães com. pess.).

Histórico dos estudos ornitológicos. O estudo das aves de Barreiro Rico iniciou-se em 1957, com a coleta de espécimes para o Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP) principalmente por Emílio Dente. Este foi convidado pelo proprietário da fazenda, Sr. José Carlos Reis de Magalhães, que preocupado com os efeitos da construção da barragem de Barra Bonita sobre as matas de suas terras (seriam inundados 4890 ha às margens dos rios Piracicaba e Tietê), propôs uma tentativa de medição desse impacto ambiental através do estudo da alteração na composição da avifauna (Magalhães 1999). As coletas prosseguiram até 1966, sendo colecionadas 148 espécies florestais.

Entre março de 1975 e agosto de 1977, Willis (1979) inventariou as aves do fragmento florestal de 1451 ha, encontrando 202 espécies. Ele não registrou 10 espécies florestais coletadas pelo MZUSP, que provavelmente se extinguíram na área devido às alterações ambientais produzidas. Magalhães colecionou e gravou as vocalizações de aves na fazenda entre 1975 e 1996, encontrando 8 espécies florestais que ainda não haviam sido registradas nem pelo MZUSP e nem por Willis (Magalhães 1999).

Metodologia. O método para a amostragem de aves foi o de trajetos de distância ilimitada (Bibby *et al.* 1992) efetuados em três a quatro dias por mês, 40 horas de esforço/mês, entre janeiro de 2000 e janeiro de 2002, totalizando 1000 horas de observação. Utilizou-se binóculos 8 x 40, gravador de fita de rolo Nagra E e microfone direcional Sennheiser MKH 816 T. Foram utilizadas para os trajetos cinco trilhas permanentes, seis picadas implantadas e mantidas apenas durante o período de estudo, os aceiros do perímetro do fragmento, a estrada

municipal que atravessa o fragmento e o leito do córrego Água das Pedras (doravante denominados, conjuntamente, “trilhas”). A distância mínima entre trilhas permanentes e implantadas foi de 200 metros. Essas trilhas variavam de cerca de 500 m a 6 km de extensão e permitiram o acesso a todos os tipos de florestas e bordas.

A seqüência de trilhas a ser percorrida e o sentido do percurso para cada uma foram definidos previamente por sorteios sem reposição. Foram efetuados percursos que duravam o “dia todo” (aproximadamente das 04:30 h às 20:00 h, $n = 33$, total de 500 horas), apenas o período da manhã (aproximadamente das 04:30 h às 10:00 h, $n = 42$, total de 250 horas), apenas o período da tarde (aproximadamente das 14:00 h às 20:00 h, $n = 25$, total de 150 horas) e apenas no início da noite (aproximadamente das 18:00 h às 23:00 h, $n = 20$, total de 100 horas).

As trilhas foram percorridas lentamente, registrando-se as espécies de aves vistas ou ouvidas e o número de indivíduos de cada espécie contatado. Esse tipo de censo é o mesmo utilizado por Willis (1979) no estudo anterior. As aves foram agrupadas nas guildas propostas por Willis (1979). A abundância relativa de cada espécie foi obtida pela frequência de indivíduos a cada 100 h de observação (Willis 1979). Para comparações entre o número de indivíduos encontrado por Willis (1979) e o número de indivíduos encontrado no presente estudo, foram utilizados os totais brutos obtidos em ambos os estudos com o mesmo esforço amostral de 550 horas, total efetuado por Willis (1979). Para espécies registradas em 2000-2002 somente após 550 horas de esforço amostral, se assume apenas um indivíduo encontrado.

Como indicativo do grau de confiança na capacidade do método empregado em estimar a riqueza de espécies foi utilizado o estimador Chao (Chao 1984):

$$S^* = S \text{ obs} + (a^2/2b), \text{ onde:}$$

S^* é a riqueza estimada de espécies, $S \text{ obs}$ é a riqueza observada, a é o número de espécies registrado somente uma vez e b é o número de espécies registrado somente duas vezes. O índice do grau de confiança (C), expresso em porcentagem é dado por $C = (S \text{ obs}/S^*) \times 100$.

A nomenclatura das aves segue Remsen *et al.* (2004). A maioria dos dados de massa corpórea média foi obtida em Magalhães (1999). Para 20 espécies os dados foram obtidos em Oniki (1978, 1981), del Hoyo *et al.* (1994), Christiansen e Pitter (1997), Marini *et al.* (1997), Oniki e Willis (2001), Protomastro (2001) e Willis e Oniki (2002b). As espécies que provavelmente se reproduzem ou reproduziam no fragmento foram agrupadas quanto ao substrato de nidificação e tipo de ninho, baseando-se em informações obtidas em Sick (1997) e Willis e Oniki (2003), em nove grupos: espécies que nidificam em ninho aberto sobre a vegetação do dossel (incluindo as espécies que apóiam os ovos sobre galhos e troncos, *Nyctibius griseus* e *Lurocalis semitorquatus*), espécies que nidificam em ninho fechado sobre a vegetação do dossel, espécies que nidificam em ninho aberto sobre a vegetação do sub-bosque, espécies que nidificam em ninho fechado sobre a vegetação do sub-bosque (incluindo as espécies que parasitam ninhos, *Tapera naevia* e *Dromococcyx pavoninus*), espécies que escavam cavidades em troncos de árvores e cupinzeiros arborícolas, espécies que ocupam cavidades pré-existent em troncos de árvores, mas não possuem capacidade para escavá-las (incluindo *Chamaeza campanisona* que nidifica dentro de

troncos ociosos próximos ao solo), espécies que nidificam sobre o solo construindo um ninho aberto, espécies que nidificam sobre o solo construindo um ninho fechado e espécies que escavam galerias no solo.

O índice de Shannon-Wiener (H') foi utilizado para medir a diversidade e a equidade da comunidade nos períodos de 1975-1977 e 2000-2002 (Magurran 1988).

Análise estatística. Os valores de diversidade obtidos para os períodos de 1975-1977 e 2000-2002 foram testados com um teste t adaptado (Magurran 1988), a fim de se averiguar se diferiam significativamente. Se utilizou o teste qui-quadrado ($\alpha = 0,05$) com fator de correção de Yates para: a) averiguar se o número de espécies de aves encontrado no período de 2000-2002 diferia do encontrado em 1975-1977; b) averiguar se o número de espécies encontrado por guilda diferia entre os dois períodos; c) analisar alterações na abundância relativa das espécies no período de 2000-2002 em relação a 1975-1977; d) para se comparar o número de espécies encontrado por tipo de ninho e analisar se o número de espécies que apresentaram um aumento significativo em abundância relativa diferia do número de espécies que apresentaram uma diminuição significativa em abundância relativa, dentro de cada tipo de ninho. O teste qui-quadrado foi utilizado também para: a) analisar se houve diferenças entre guildas ou tipos de ninhos quanto ao número de espécies que apresentaram alterações significativas na abundância relativa e; b) analisar se o número de espécies extintas diferiu entre guildas ou tipos de ninhos. O teste G ($\alpha = 0,05$) foi aplicado numa tabela de contingência $r \times c$ para testar se a distribuição das espécies de aves extintas localmente agrupadas por tipo de ninho diferia significativamente entre as guildas que apresentaram espécies extintas.

O teste pareado de Wilcoxon foi utilizado para comparar o total de indivíduos encontrados a cada 100 horas de observações para cada guilda em 2000-2002 ao total encontrado em 1975-1977. O teste exato de Fisher foi utilizado para averiguar se alguma família de ave com mais de dez espécies foi mais suscetível à extinção local. A hipótese nula é de que todas essas famílias têm igual probabilidade de apresentar espécies extintas localmente. Correlações entre o número de espécies que aumentaram em abundância relativa e o número de espécies que diminuíram em abundância relativa dentro das guildas ou tipos de ninhos e entre cada uma dessas categorias e o número de espécies extintas dentro das guildas e dos tipos de ninhos foram testadas com o coeficiente de correlação de postos de Spearman (r_s).

Os valores de massa corpórea média são apresentados acompanhados pelos respectivos erros padrões das médias. A análise de variância (ANOVA) de um fator foi utilizada para comparar os valores de massa corpórea média de espécies de aves que apresentaram abundância relativa significativamente maior em 2000-2002, aos valores de peso médio de espécies que apresentaram abundância relativa significativamente menor e aos valores de peso médio de espécies que não apresentaram alterações significativas na abundância relativa. A hipótese a ser testada era a de que as alterações de abundância relativa detectadas poderiam estar relacionadas à massa corpórea das espécies. Os dados utilizados na ANOVA sofreram transformação logarítmica *a priori*. O teste de Mann-Whitney foi utilizado para se averiguar se a massa corpórea média diferia significativamente entre as espécies extintas localmente e as espécies encontradas no período de 2000-2002.

RESULTADOS

Foram registradas 198 espécies de aves no interior do fragmento e em suas bordas (apêndice). Sete espécies foram encontradas uma única vez (representadas por 0,1 indivíduos a cada 100 horas de observações no apêndice) e quatorze espécies foram registradas apenas duas vezes (representadas por 0,2 indivíduos a cada 100 horas de observações no apêndice). O grau de confiança do inventário de espécies é $C = 99\%$ e após a curva de acúmulo de espécies ter se tornado assintótica ainda se coletou dados por aproximadamente mais 200 horas (figura 1).

Das espécies de aves encontradas no fragmento entre 2000 e 2002, 185 (93%) haviam sido registradas por Willis (1979) entre 1975 e 1977. A riqueza de espécies encontrada entre 2000 e 2002 não diferiu significativamente da encontrada entre 1975 e 1977 (202 espécies). A diversidade era significativamente maior em meados da década de 70 ($H' = 4,53$) do que recentemente ($H' = 4,18$; $t = 15,22$; $gl = 903225,8$; $P < 0,01$). A equidade também era maior em meados da década de 70 ($E = 0,85$) do que no período 2000-2002 ($E = 0,79$).

O número de espécies de aves encontrado por guilda não diferiu significativamente entre os períodos 1975-1977 e 2000-2002. Já o número de indivíduos encontrado por guilda foi significativamente maior em 2000-2002 do que em 1975-1977 para seis guildas (30%): onívoros da borda (Wilcoxon: $T = 28,50$; $n = 17$; $P < 0,025$), predadores de artrópodos grandes do solo ($T = 10$; $n = 10$; $P < 0,05$), predadores de artrópodos da folhagem ($T = 14$; $n = 12$; $P < 0,05$), insetívoros de taquarais e emaranhados ($T = 2$; $n = 8$; $P < 0,05$), insetívoros da borda ($T = 25$; $n = 16$; $P < 0,025$) e insetívoros noturnos ($T = 1$; $n = 8$; $P < 0,02$).

Setenta e cinco espécies, 37% das espécies registradas em 1975-1977, apresentaram abundância relativa significativamente maior em 2000-2002, enquanto 36 espécies, 18% das espécies registradas em meados da década de 70, apresentaram abundância relativa significativamente menor em 2000-2002 (apêndice). Dezenove guildas apresentaram espécies com alterações na abundância relativa. Em treze guildas (65%) ocorreram tanto espécies com aumento quanto com diminuição na abundância relativa. Em quatro guildas (20%) foram registradas apenas espécies que aumentaram em abundância relativa e em duas guildas (10%) apenas espécies que diminuíram em abundância relativa. Significativamente mais guildas apresentaram tanto espécies que aumentaram quanto espécies que diminuíram ($\chi^2 = 10,85$; $gl = 2$; $P < 0,01$). Dentro das guildas não houve correlação entre o número de espécies que aumentaram em abundância relativa com o número de espécies que diminuíram ($r_s = -0,09$; $n = 20$).

Dezessete espécies registradas por Willis (1979) em 1975-1977, não foram encontradas em 2000-2002. Além dessas, não foram encontradas outras três espécies presentes em 1975-1977 (Magalhães 1999), mas não registradas por Willis (1979): *Tinamus solitarius*, *Trichilaria malachitacea* e *Ciccaba virgata*. Assim, consideram-se 20 espécies de aves como extintas localmente em 2002 (Tabela 1).

Portanto, 10% das espécies florestais e de borda de mata presentes em 1975-1977 se extinguíram localmente no fragmento estudado. Treze guildas (65%) apresentaram espécies extintas em 2000-2002. O número de espécies

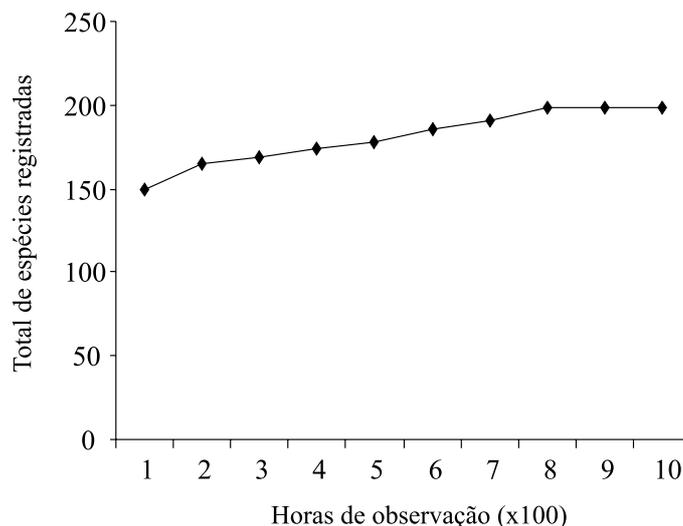


Figura 1. Número de espécies de aves registradas em relação ao total de horas de esforço amostral, no fragmento florestal de 1451 ha da Fazenda Barreiro Rico, Anhembi-SP.

Figure 1. Cumulative curve of the number of bird species recorded in the 1451-ha forest fragment at Fazenda Barreiro Rico, Anhembi-SP, in relation to the sampling effort.

extintas não diferiu significativamente entre estas guildas ($\chi^2 = 6,04$; $gl = 12$; $P > 0,05$). Contudo, os frugívoros do dossel foram o grupo mais atingido, representando 20% das extinções locais. Entre as famílias com dez ou mais espécies registradas para a área (Trochilidae, Picidae, Thamnophilidae, Tyrannidae, Thraupidae e Emberizidae) somente Thamnophilidae foi significativamente mais suscetível à extinção local (teste exato de Fisher: $P = 0,039$). Não houve correlação entre o número de espécies de aves que aumentaram em abundância relativa e o número de espécies extintas localmente por guilda ($r_s = 0,17$; $n = 20$). Já entre o número de espécies de aves que diminuíram em abundância relativa e o número de espécies extintas localmente, por guilda, houve uma correlação positiva significativa ($r_s = 0,55$; $n = 20$; $P < 0,02$).

As massas corpóreas médias das espécies que apresentaram abundância relativa significativamente maior (média = $79,19 \pm 18,53$ g), que apresentaram abundância relativa significativamente menor (média = $104,53 \pm 49,74$ g) e que não apresentaram alterações significativas na abundância relativa (média = $185,44 \pm 56,55$ g), não diferiram significativamente entre essas categorias ($F_{2,182} = 1,38$; $P > 0,05$). As espécies extintas não apresentaram massa corpórea média significativamente diferente da massa corpórea média das espécies encontradas em 2000-2002, respectivamente $174,68 \pm 84,10$ g e $81,24 \pm 10,99$ g ($U = 1,08$; $P > 0,05$).

No período de 1975-1977, 194 espécies provavelmente se reproduziam no fragmento. Das espécies encontradas no período de 2000-2002, 175 provavelmente se reproduziam no fragmento (apêndice). Nesse período o número de espécies diferiu significativamente entre os tipos de ninhos (Tabela 2; $\chi^2 = 101,66$; $gl = 8$; $P < 0,01$). Comparando-se alguns desses grupos observa-se que em relação às espécies que nidificam sobre a vegetação não há diferenças significativas no número de espécies entre os estratos dossel e sub-bosque e nem diferenças nas distribuições de ninhos abertos e fechados entre os estratos. Já dentro de cada um dos estratos, significati-

Tabela 1. Espécies de aves extintas entre 1977 e 2000 no fragmento florestal de 1451 ha da Fazenda Barreiro Rico, Anhembi-SP.

Table 1. Bird species extinct between 1977 and 2000 in the 1451-ha forest fragment at Fazenda Barreiro Rico, Anhembi-SP.

Guilda/Espécies	TI	MC (g)	Tipo de ninho
Frugívoros do dossel			
<i>Triclaria malachitacea</i>	0	172	CO
<i>Ramphastos dicolorus</i>	1	290	CO
<i>Lipaugus lanioides</i>	5	85	AD
<i>Pyroderus scutatus</i>	1	320	AD
Onívoros do sub-bosque			
<i>Mionectes rufiventris</i>	5	15	Fsb
Onívoros da borda			
<i>Turdus rufiventris</i>	1	76	Asb
Frugívoros do solo			
<i>Tinamus solitarius</i>	0	1455	Aso
<i>Geotrygon montana</i>	1	151	Asb
Carnívoros noturnos			
<i>Ciccaba virgata</i>	0	338	CO
Insetívoros de troncos e galhos			
<i>Melanerpes flavifrons</i>	44	63	CE
Predadores de artrópodos grandes do solo			
<i>Nonnula rubecula</i>	5	20	GS
<i>Sclerurus scansor</i>	5	37	GS
Predadores de artrópodos pequenos do solo			
<i>Myrmeciza squamosa</i>	1	18	Aso
Predadores de artrópodos pequenos da folhagem			
<i>Philydor atricapillus</i>	22	20	GS
Insetívoros de taquarais e emaranhados			
<i>Drymophila ochropyga</i>	16	10	Asb
<i>Hemitriccus diops</i>	5	10	Fsb
Insetívoros do nível médio			
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	66	37	AD
<i>Piprites chloris</i>	11	18	AD
Insetívoros aéreos			
<i>Cypseloides fumigatus</i>	49	44	-
Granívoros da borda			
<i>Oryzoborus angolensis</i>	1	10	Asb

TI = total de registros para cada espécie a cada 100 horas de observações em 1975-1977 (Willis 1979);

MC = massa corpórea média (g);

Tipo de ninho para as espécies que provavelmente se reproduziam no fragmento (AD = espécies que nidificam em ninho aberto sobre a vegetação do dossel; FD = espécies que nidificam em ninho fechado sobre a vegetação do dossel; Asb = espécies que nidificam em ninho aberto sobre a vegetação do sub-bosque; Fsb = espécies que nidificam em ninho fechado sobre a vegetação do sub-bosque; CE = espécies que escavam cavidades em troncos de árvores; CO = espécies que ocupam cavidades pré-existent em troncos de árvores; Aso = espécies que nidificam sobre o solo construindo um ninho aberto; Fso = espécies que nidificam sobre o solo construindo um ninho fechado; GS = espécies que escavam galerias no solo).

vamente mais espécies apresentaram ninhos abertos do que ninhos fechados (dossel: $\chi^2 = 18,30$; gl = 1; $P < 0,01$; sub-bosque: $\chi^2 = 13,54$; gl = 1; $P < 0,01$). O número de espécies que ocupam cavidades pré-existent foi significativamente maior do que o número de espécies que escavam tais cavidades ($\chi^2 = 13,54$; gl = 1; $P < 0,01$).

Cento e três das espécies reprodutivas (59%) apresentaram alterações na sua abundância relativa em relação a

1975-1977. Setenta espécies, representando 40% das espécies reprodutivas no período, aumentaram em abundância relativa e 33 espécies, representando 19% das espécies reprodutivas no período, diminuíram (figura 2). O número de espécies reprodutivas que apresentaram uma diminuição significativa em sua abundância relativa esteve positivamente correlacionado com o número de espécies reprodutivas que apresentaram um aumento significativo em sua abundância relativa,

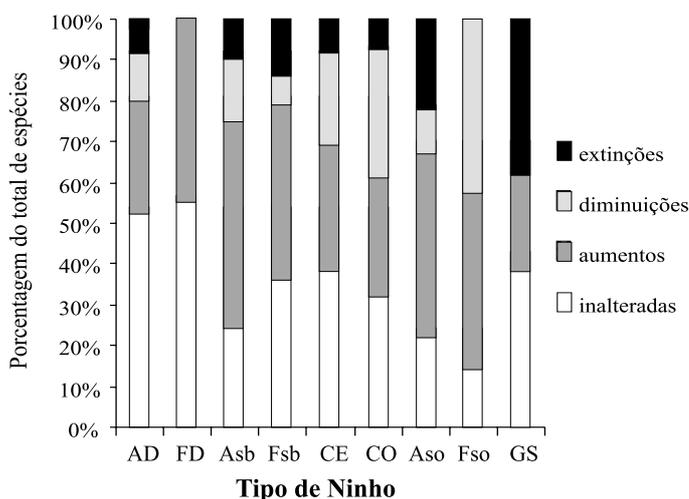


Figura 2. Representação percentual das espécies de aves que provavelmente se reproduziam no fragmento florestal de 1451 ha da Fazenda Barreiro Rico, Anhembi-SP, por tipo de ninho e em relação a alterações na abundância relativa entre os períodos de 2000-2002 e 1975-1977. Espécies que não apresentaram alterações significativas (inalteradas), espécies com aumento na abundância relativa, espécies com diminuição na abundância relativa e espécies extintas localmente. Tipo de ninho: AD = espécies que nidificam em ninho aberto sobre a vegetação do dossel; FD = espécies que nidificam em ninho fechado sobre a vegetação do dossel; Asb = espécies que nidificam em ninho aberto sobre a vegetação do sub-bosque; Fsb = espécies que nidificam em ninho fechado sobre a vegetação do sub-bosque; CE = espécies que escavam cavidades em troncos de árvores; CO = espécies que ocupam cavidades pré-existent em troncos de árvores; Aso = espécies que nidificam sobre o solo construindo um ninho aberto; Fso = espécies que nidificam sobre o solo construindo um ninho fechado; GS = espécies que escavam galerias no solo.

Figure 2. Percent distribution of bird species likely breeding in the 1451-ha forest fragment at Fazenda Barreiro Rico, Anhembi-SP, classified according to nest type and changes in the relative abundance between the periods 1975-1977 and 2000-2002. Categories of changes in the relative abundance are unchanged (inalteradas), increasing (aumentos), decreasing (diminuições), and extinct species (extinções). Types of nest: AD = canopy open nest; FD = canopy closed nest; Asb = understory open nest; Fsb = understory closed nest; CE = nest excavated in tree trunks; CO = tree holes occupied secondarily by birds; Aso = ground open nests; Fso = ground closed nests; GS = nest excavated in the soil.

dentro dos tipos de ninhos ($r_s = 0,64$; $n = 9$; $P < 0,10$). Apenas para as espécies que nidificavam em ninho aberto sobre a vegetação do sub-bosque o número de espécies que aumentou foi significativamente maior do que o número de espécies que diminuiu em abundância relativa ($\chi^2 = 8,36$; $gl = 1$; $P < 0,01$). O número de espécies que ocupava cavidades e que declinou, foi significativamente maior do que o número de espécies que declinou nas demais categorias ($\chi^2 = 22,38$; $gl = 6$; $P < 0,01$), enquanto que significativamente mais espécies que nidificam em ninhos abertos no sub-bosque apresentaram um aumento na abundância relativa em relação às demais categorias ($\chi^2 = 39,13$; $gl = 8$; $P < 0,01$). Quarenta e três por cento das espécies que nidificam em ninhos fechados sobre o solo declinou.

Dezenove das 20 espécies extintas nidificavam no fragmento na década de 70 (Tabela 2, figura 2). O número de espécies reprodutivas extintas não diferiu significativamente entre os tipos de ninhos com espécies extintas ($\chi^2 = 2,72$; $gl = 6$; $P > 0,05$). Trinta e sete por cento das espécies que

Tabela 2. Número de espécies de aves que provavelmente se reproduziam no fragmento florestal de 1451 ha da Fazenda Barreiro Rico, Anhembi-SP, nos períodos de 1975-1977 e 2000-2002, por tipo de ninho.

Table 2. Number of bird species likely breeding in the 1451-ha forest fragment at Fazenda Barreiro Rico, Anhembi-SP, for the periods 1975-1977 and 2000-2002 classified according to nest types.

Tipo de ninho	1975-1977	2000-2002
Aberto no dossel	48	44
Fechado no dossel	12	12
Aberto no sub-bosque	42	38
Fechado no sub-bosque	14	12
Cavidade escavada em tronco	13	12
Cavidade ocupada em tronco	41	38
Aberto sobre solo	9	7
Fechado sobre o solo	7	7
Galeria escavada no solo	8	5

nidificavam em galerias escavadas no solo extinguíram-se localmente. O número de espécies reprodutivas extintas por tipo de ninho não esteve significativamente correlacionado com o total de espécies por tipo de ninho ($r_s = 0,55$; $n = 9$; $P > 0,10$), nem com o total de espécies reprodutivas que apresentaram aumento significativo em sua abundância relativa ($r_s = 0,59$; $n = 9$; $P > 0,10$) e nem com o total de espécies reprodutivas que apresentaram uma diminuição significativa em sua abundância relativa ($r_s = 0,52$; $n = 9$; $P > 0,10$). Apesar do número de espécies reprodutivas por tipo de ninho diferir significativamente entre as guildas ($G = 326,82$; $gl = 152$; $P < 0,01$), a distribuição das espécies extintas em relação aos tipos de ninhos não diferiu significativamente entre as guildas que apresentaram espécies extintas ($G = 59,88$; $gl = 152$; $P > 0,05$).

DISCUSSÃO

Das treze espécies encontradas apenas entre 2000 e 2002, oito já haviam sido encontradas em outros locais da Fazenda Barreiro Rico (Magalhães 1999): *Aramides cajanea*, *Patagioenas picazuro*, *Tyto alba*, *Pseudoscops clamator*, *Hylocharis chrysura*, *Aphantochroa cirrochloris*, *Lepidocolaptes angustirostris* e *Elaenia obscura*. Três espécies não registradas entre 1975 e 1977 já haviam sido encontradas no fragmento por Magalhães (1999): *Pulsatrix koenigswaldiana*, *Turdus subalaris* e *Haplospiza unicolor*. *Picumnus temminckii* já havia sido registrado por Willis (1979), mas noutro fragmento florestal da fazenda. Já *Pyrrhocoma ruficeps* é referida para a área de Barreiro Rico pela primeira vez (Antunes e Willis 2003). Entretanto, a espécie foi registrada por Almeida (1982) numa área a apenas dois quilômetros a sudoeste da fazenda.

A semelhança na riqueza de espécies de aves registrada no período de 1975-1977 (Willis 1979) com a encontrada em 2000-2002 deve ser encarada criticamente, já que a maioria das espécies que não foram encontradas em 2000-2002 são espécies do interior da floresta, enquanto as espécies acrescidas são principalmente espécies de borda de mata, que ocupam outros habitats semi-arborizados, como pomares e jardins (Willis 2000, Willis e Oniki 2002b). Pode-se dizer que a perda qualitativa foi mais importante do que a perda quantitativa na comunidade estudada (Willis e Oniki 2002b).

O número significativamente maior de registros obtido no período de 2000-2002 para os onívoros da borda, insetívoros de taquarais e emaranhados, insetívoros da borda e predadores de artrópodos da folhagem, possivelmente resulta da degradação da vegetação do fragmento no intervalo de 25 anos entre os estudos. Provavelmente a área do fragmento alterada pelos efeitos de borda (Murcia 1995) é mais extensa atualmente do que em meados da década de 70, o que favoreceria espécies dessas guildas (Willis 1979, Anjos 2001a). O aumento na abundância relativa dos insetívoros noturnos resulta do maior esforço amostral em levantamentos noturnos no presente estudo em relação a 1975-1977 (Willis com. pess.). De maneira contrastante, os predadores de artrópodos grandes do solo apresentaram significativamente mais registros em 2000-2002 do que em 1975-1977, ao mesmo tempo em que a maioria das espécies da guilda declinou. Este fato provavelmente decorre do aumento expressivo na abundância relativa de uma única espécie da guilda, *Baryphthengus ruficapillus*. Como os registros dessa espécie são preponderantemente obtidos através de suas vocalizações e a espécie vocaliza principalmente em coros ao amanhecer e ao entardecer, a diferença na abundância relativa da mesma entre os dois períodos de tempo considerados pode ser resultante da divergência de critérios entre os dois observadores na diferenciação dos indivíduos.

Quanto às alterações na abundância relativa de outras espécies entre os dois períodos analisados, não é possível afirmar categoricamente que essas seriam respostas das espécies aos efeitos da fragmentação de hábitat ou se seriam, pelo menos algumas, flutuações populacionais naturais temporárias e independentes de tais efeitos. Porém, as alterações ambientais associadas à fragmentação podem impedir recuperações mesmo de declínios populacionais naturais (Simberloff 1994).

A maior parte das espécies que aumentaram em abundância relativa é típica das bordas de mata ou é capaz de explorar recursos nas bordas (Willis 1979, Anjos 2001a) e parece estar sendo favorecida por utilizar áreas de vegetação florestal mais degradadas, como as observadas em vastos trechos do fragmento de Barreiro Rico.

Devido à deciduidade de várias espécies arbóreas na estação da seca, a luminosidade que atinge o solo aumenta. Isso favorece o crescimento de plântulas de lianas, herbáceas e arbustos, e torna o sub-bosque denso em vários trechos do interior do fragmento (obs. pess.). Adicionalmente, em qualquer período do ano, áreas dominadas por lianas podem surgir no interior do fragmento pela queda de árvores colonizadas por esses vegetais, tais áreas tornam-se muito semelhantes a certas áreas nas bordas (Tabanez e Viana 2000, obs. pess.). Espécies de aves que utilizam sub-bosque menos denso como, por exemplo, a maioria dos Dendrocolaptidae, *Chamaeza campanisona*, *Sclerurus scansor* e *Platyrinchus leucoryphus*, podem ter tido a área propícia ao estabelecimento de seus territórios diminuída, enquanto espécies que utilizam áreas com folhagem densa (e.g., *Psilorhamphus guttatus*, *Drymophila ferruginea* e *Synallaxis ruficapilla*) podem ter sido beneficiadas (Willis e Oniki 2002a e 2003). A deterioração da cobertura florestal, com a queda de árvores de grande porte, a abundância de lianas e alterações microclimáticas decorrentes (e.g., maior dessecação da serapilheira e maior insolação no sub-bosque) estão também associadas a

extinções e declínios de espécies de aves em outras localidades (Stouffer e Bierregaard 1995, Burke e Nol 1998, Marsden *et al.* 2001).

Além de uma maior tolerância à degradação da cobertura florestal, o aumento na abundância relativa de algumas espécies de aves pode estar associado a outros fatores não mutuamente exclusivos, tais como a maior capacidade de dispersão entre fragmentos florestais, taxas de predação mais baixas e taxas de sobrevivência maiores do que as de outras espécies, apropriação de hábitats com a extinção de certas espécies e, conseqüentemente, menor competição (Gascon *et al.* 1999, Anjos 2001a, Piper e Catterall 2003). Inversamente, as espécies que declinaram podem ser menos tolerantes à degradação da cobertura florestal, apresentarem menor capacidade de dispersão entre fragmentos florestais, taxas de predação mais altas e taxas de sobrevivência menores do que as de outras espécies e sofrerem com um aumento da competição interespecífica.

Para duas espécies que declinaram é possível sugerir uma causa para este declínio. *Coragyps atratus* deve ter sido afetado pela diminuição do rebanho bovino da região em relação à década de 1970, já que atualmente parte considerável do entorno do fragmento é ocupada por canaviais, enquanto que naquele período a atividade predominante em todo o entorno era a pecuária de corte. *Sicalis flaveola* foi alvo de intensa captura para gaiola, assim como *Oryzoborus angolensis* extinto localmente (Magalhães 1999 e com. pess.)

A maioria das espécies consideradas extintas localmente no presente estudo apresenta vocalizações conspícuas e/ou comportamentos que as tornam conspícuas, como por exemplo, participar de bandos mistos (Willis e Oniki 2003). Devido ao grande esforço amostral, acredita-se que seria possível ter contato com elas mesmo que estivessem presentes em baixa densidade. Magalhães (1999) sugeriu que cinco dessas espécies estariam possivelmente extintas: *Tinamus solitarius*, *Tricharia malachitacea*, *Ramphastos dicolorus*, *Pyroderus scutatus* e *Oryzoborus angolensis*. Mesmo assumindo que algumas das espécies consideradas extintas localmente possam ainda estar presentes com densidade extremamente baixa, é muito provável que elas estarão altamente suscetíveis à extinção local. A maioria dessas espécies era rara em meados da década de 70 (Willis 1979). Portanto parece mais correto assumir que as espécies não encontradas estão extintas localmente até que se prove o contrário (Diamond 1987).

Outra variável a ser considerada é a capacidade de recolonização do fragmento por algumas dessas espécies consideradas extintas localmente. Apesar de não ter sido possível amostrá-los com a mesma intensidade dedicada à área de estudo, todos os fragmentos de vegetação florestal na área de Barreiro Rico foram visitados freqüentemente, principalmente o de 500 ha. Essas visitas ocorreram durante o período de coleta de dados e também, de maneira esporádica, ao longo de 2002. Nesses fragmentos não foi encontrada nenhuma das espécies que se julga extinta no fragmento de 1451 ha. Fragmentos maiores que poderiam servir como fontes de imigrantes se encontram distantes, o que diminui muito as chances de recolonização (Willis 1979).

O impacto negativo da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves é complexo, pode ser específico e não estar apenas relacionado à diminuição da área disponível ou

ao aumento no isolamento entre fragmentos (Burke e Nol 1998, Debinski e Holt 2000, Anjos 2001a). Entretanto, dois fatores podem estar associados aos declínios na abundância e extinções locais detectados. O primeiro é a já discutida degradação da cobertura florestal ao longo do tempo e o segundo seria a inexpressiva área ocupada por florestas ribeirinhas no fragmento. Os dados obtidos no Parque Estadual Mata dos Godoy (23° 27' S e 51° 15' W) com 656 ha, localizado em Londrina, estado do Paraná, parecem apoiar este argumento. Apesar da floresta ser semelhante à de Barreiro Rico, estacional semidecidual, há corpos d'água mais volumosos e diferenças na estrutura da vegetação (e.g. grande quantidade de epífitas e palmeiras juçara *Euterpe edulis* Mart.) que indicam uma maior umidade em relação a Barreiro Rico (Anjos e Schuchmann 1997, Bernarde e Anjos 1999, Anjos 2001a e com. pess.). Mesmo sendo 55% menor do que o fragmento de Barreiro Rico, no parque foram registradas durante a década de 90 doze das 20 espécies não encontradas em 2000-2002 naquele fragmento, p. ex. *Geotrygon montana*, *Ramphastos dicolorus* e *Piprites chloris* (Anjos e Schuchmann 1997, Anjos *et al.* 1997, Anjos 2001a).

Certas espécies de aves extintas localmente em Barreiro Rico ocorrem nas florestas estacionais apenas nas zonas ribeirinhas (e. g. *Hypoedaleus guttatus*, *Philydor atricapillus* e *Turdus rufiventris*), devido à maior umidade, ou devido à caracterização florística e à estrutura da vegetação nessas áreas (Willis 1979, Christiansen e Pitter 1997, Silva e Vielliard 2000, Willis e Oniki 2003). Outras espécies de aves que não se apresentam restritas a essa formação podem necessitar de recursos das florestas ribeirinhas (e.g. frutos e insetos), em certas épocas do ano ou a intervalos mais longos e irregulares (Willis 1979, Karr 1982, Carmo e Morellato 2001). A perda ou redução acentuada da floresta ribeirinha parece estar associada a extinções locais de aves em fragmentos de florestas estacionais em várias localidades na região Neotropical (Christiansen e Pitter 1997, Terborgh *et al.* 1997, Ribon *et al.* 2003).

Apesar de atingirem a maioria das guildas, as extinções locais foram mais acentuadas entre os frugívoros do dossel (p. ex. *Ramphastos dicolorus*, *Lipaugus lanioides* e *Pyroderus scutatus*) que constituem um grupo reconhecidamente suscetível à extinção em fragmentos florestais (Willis 1979, Goerck 1997). Os frutos são altamente variáveis no tempo e espaço e, conseqüentemente, os frugívoros devem se mover sobre amplas áreas seguindo sua disponibilidade (Terborgh 1986, Loiselle e Blake 1992, Galetti e Pizo 1996). As populações de frugívoros, possivelmente, são limitadas pela disponibilidade de frutos durante períodos de escassez, o que as torna suscetíveis à extinção local. Algumas espécies arbóreas ribeirinhas frutificam em períodos diferentes das espécies arbóreas de outros tipos de floresta, com isso poderiam fornecer frutos na época de menor disponibilidade desses no fragmento estudado (Carmo e Morellato 2001). A ausência ou a grande diminuição de populações dessas espécies pode ter sido importante para a extinção de algumas espécies de frugívoros em Barreiro Rico (Willis 1979).

A família Thamnophilidae se destacou como estatisticamente mais suscetível à extinção provavelmente porque a maioria das espécies é dependente de floresta (Sick 1997), selecionando condições umbrófilas, ao contrário das demais famílias com mais de dez espécies na área de estudo. A

correlação entre espécies extintas e espécies em declínio indica que certas guildas apresentam um maior número de espécies sensíveis à fragmentação florestal do que outras e que espécies em declínio nessas guildas podem ser mais suscetíveis à extinção local. A ausência de uma relação estatística entre a massa corpórea e vulnerabilidade provavelmente se deve ao grande número de espécies de pequeno porte que apresentam tamanhos populacionais pequenos, característica da avifauna neotropical (Renjifo 1999, Thiollay 2002). Contudo, certas espécies de grande porte podem ser afetadas pela fragmentação por se tornarem mais facilmente caçadas em áreas fragmentadas (Peres 2001). *Tinamus solitarius* deve ter sido extinto localmente pela caça por “esporte” e para o consumo da carne (Magalhães 1999).

Espécies que nidificam sobre a vegetação e espécies que escavam cavidades em troncos de árvores, proporcionalmente declinaram ou extinguiram-se menos do que espécies de outras categorias. Espécies que nidificam sobre o solo podem ter evoluído com altas taxas de predação de ninhos, as quais se tornam ainda maiores em fragmentos, o que pode causar declínios populacionais (Sieving 1992). Espécies que adotam cavidades em troncos têm muito menos controle sobre a disponibilidade dos locais de nidificação do que espécies que escavam a madeira. Com isso a densidade reprodutiva dessas espécies pode ser limitada pela disponibilidade de sítios de nidificação (Pizo 1996, Eberhard 2002). Cavidades em troncos são recursos naturalmente escassos (Sick 1997) e com a degradação da vegetação arbórea em fragmentos florestais parecem se tornar mais escassas ainda, pois o vento derruba muitas árvores mortas que poderiam oferecer essas cavidades. Espécies que nidificam em galerias escavadas no solo podem ter sido prejudicadas pela redução drástica da mata ribeirinha, já que os barrancos ao longo de córregos e rios são locais favoráveis à nidificação dessas espécies.

O manejo do fragmento, além da proteção efetiva de certas espécies contra a caça e a captura para gaiola (e.g. *Penelope superciliaris*, *Odontophorus capueira* e *Amazona aestiva*), é necessário para se evitar que outras espécies de aves declinem ou se tornem extintas localmente. As ações mais urgentes de manejo são tentar reduzir o impacto negativo do vento sobre o fragmento, através da implantação de um quebra-vento de espécies arbóreas de grande porte e crescimento rápido, e conter a erosão do solo em certos trechos com o plantio de espécies nativas do fragmento, redefinição do traçado e diminuição da largura das trilhas permanentes. Também, é desejável a interligação de todos os fragmentos florestais da fazenda Barreiro Rico através do estabelecimento de corredores ecológicos, de preferência recompondo trechos de mata ribeirinha.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Edwin O. Willis pela orientação da minha tese de doutorado, a qual deu origem ao presente trabalho. Sou muito grato ao incentivo e apoio do saudoso José Carlos Reis de Magalhães e ao apoio do Sr. Waldemir Marconi durante o trabalho de campo em Barreiro Rico. Agradeço às críticas e sugestões dos membros da banca examinadora Prof. Dr. Augusto Piratelli, Prof. Dr. José Ragusa, Prof. Dr. Luiz dos Anjos e Prof. Dr. Nivar Gobbi. Sou grato ao Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo e ao Prof. Dr. Wesley

Rodrigues Silva pelas críticas e sugestões à primeira versão da tese. Agradeço à Ana Maria Rodrigues dos Santos, Dr(a). Yoshika Oniki e a dois revisores anônimos pelas críticas e sugestões à primeira versão do manuscrito. Agradeço à coordenadoria de pós-graduação da área de Zoologia, seção de pós-graduação e ao departamento de Zoologia da UNESP de Rio Claro pelo fundamental apoio recebido. O presente trabalho foi realizado com o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aleixo, A. (2001) Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias, p. 199-206. *Em: J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Jr., F. C. Straube, A. L. Roos (eds.) Ornitologia e Conservação – Da Ciência às estratégias*. Tubarão: Unisul.
- _____ e J. M. E. Vielliard (1995) Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 12:493-511.
- Almeida, A. F. de (1982) Composição taxonômica da avifauna em matas ciliares remanescentes e capoeiras na região de Anhembi, Estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo* 16:1751-60.
- Anjos, L. dos (2001a) Bird communities in five Atlantic forest fragments in Southern Brazil. *Orn. Neotr.* 12:11-27.
- _____ (2001b) Comunidades de aves florestais: implicações na conservação, p. 199-206. *Em: J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Jr., F. C. Straube, A. L. Roos (eds.) Ornitologia e Conservação – Da Ciência às estratégias*. Tubarão: Unisul.
- _____ (2004) Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic Forest. *An. Acad. Bras. Ciênc.* 76: 429-434.
- _____ e K. L. Schuchmann (1997) Biogeographical affinities of the avifauna of the Tibagi river basin, Parana drainage system, Southern Brazil. *Ecotropica* 3:43-65.
- _____, _____ e R. Berndt (1997) Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi River basin, Parana State, Southern Brazil. *Orn. Neotr.* 8:145-173.
- Antunes, A. Z. e E. O. Willis (2003) Novos registros de aves para a fazenda Barreiro Rico, Anhembi-São Paulo. *Ararajuba* 11:101-102.
- Assumpção, C. T., H. F. Leitão-Filho e O. Cesar (1982) Descrição das matas da fazenda Barreiro Rico, estado de São Paulo. *Rev. Brasil. Bot.* 5:53-66.
- Belisle, M., A. Desrochers e M. J. Fortin (2001) Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment. *Ecology* 82:1893-1904.
- Bernarde, P. S. e L. dos Anjos (1999) Distribuição espacial e temporal da anurofauna no Parque Estadual Mata dos Godoy Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Comum. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS Sér. Zool.* 12:127-140.
- Bibby J. C., N. D. Burgess e D. A. Hill (1992) *Bird census techniques*. London: Academic Press.
- Bierregaard, R. O. Jr. e T. E. Lovejoy (1989) Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19: 215-241.
- Burke, D. M. e E. Nol (1998) Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. *Auk* 115:96-104.
- Carmo, M. R. B. do e L. P. C. Morellato (2001) Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da bacia do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil, p. 125-141 *Em: R. R. Rodrigues e H. F. Leitão-Filho (eds.) Matas Ciliares – conservação e recuperação*. São Paulo: Edusp-FAPESP.
- Cesar, O. e H. F. Leitão-Filho (1990) Estudo florístico quantitativo de mata mesófila semidecídua na Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. *Rev. Brasil. Biol.*, 50:133-147.
- Chao, A. (1984) Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scand. J. Stat.* 11:265-270.
- Christiansen, M. B. e E. Pitter (1997) Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80:23-32.
- Debinski, D. M. e R. D. Holt (2000) A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.* 14:342-355.
- Diamond, J. M. (1987) Extant unless proven Extinct? Or, extinct unless proven extant? *Conserv. Biol.* 1:77-79.
- Doherty, P. F. e T. C. Grubb (2002) Survivorship of permanent-resident birds in a fragmented forested landscape. *Ecology* 83:844-857.
- Eberhard, J. R. (2002) Cavity adoption and the evolution of coloniality in cavity-nesting birds. *Condor* 104:240-247.
- Galetti, M. e M. A. Pizo (1996) Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Ararajuba* 4:71-79.
- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard Jr., J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. L. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher e S. Borges (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.* 91:223-229.
- Goerck, J. M. (1997) Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conserv. Biol.* 11:112-118.
- Graham, C. H. e J. G. Blake (2001) Influence of patch-and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecol. Appl.* 11:1709-1721.
- Haila, Y. (2002) A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecol. App.* 12:321-334.
- Hoyo, J. del, A. Elliot e J. Sargatal (1994) *Handbook of the birds of the World. Vol. 2. New world vultures to guineafowl*. Barcelona: Lynx Edicions.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (1992) *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Manuais Técnicos em Geociências - número 1. Rio de Janeiro: IBGE.
- Karr, J. R. (1982) Avian extinction on Barro Colorado island, Panama: a reassessment. *Am. Nat.* 119:220-239.
- Laurance, W. F. (2002) Hyperdynamism in fragmented habitats. *Veg. Sci.* 13:595-602.
- _____, T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard Jr., S. G. Laurance e E. Sampaio (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conserv. Biol.* 16:605-618.
- Lens, L., S. Van Dongen, K. Norris, M. Githiru e E. Matthysen (2002) Avian persistence in fragmented rainforest. *Science* 298:1236-1238.
- Loiselle, B. A. e J. B. Blake (1992) Population variation in a tropical bird community: implications for conservation. *Bioscience* 42:838-845.
- Magalhães, J. C. R. (1999) *As aves na fazenda Barreiro Rico*. São Paulo: Editora Plêiade.
- Magurran, A. E. (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University.
- Marini, M. A., J. C. Motta-Júnior, L. A. S. Vasconcelos e R. B. Cavalcanti. (1997) Avian body masses from the cerrado region of Central Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 8:93-99.
- Marsden, S. J., M. Whiffin e M. Galetti (2001) Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalytus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiv. Conserv.* 10:737-751.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* 10:58-62.
- Oniki, Y. (1978) Weights, digestive tracts and gonadal conditions of some Amazonian birds. *Rev. Bras. Biol.* 38:679-681.
- _____. (1981) Weights, cloacal temperatures, plumage and molt

- conditions of birds, in the state of São Paulo. *Rev. Bras. Biol.* 41:451-460.
- _____ e E. O. Willis (2001) Birds of a Central São Paulo woodlot: 4. Morphometrics, cloacal temperatures, molt and incubation patch, p. 93-101. *Em: J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Jr., F. C. Straube e A. L. Roos (eds.) Ornitologia e Conservação – Da Ciência às estratégias.* Tubarão: Unisul.
- Peres, C. A. (2001) Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conserv. Biol.* 15:1490-1505.
- Piper, S. D. e C. P. Catterall (2003) A particular case and a general pattern: hyperaggressive behaviour by one species may mediate avifaunal decreases in fragmented Australian forests. *Oikos* 101:602-614.
- Pizo, M. A. (1996) Interspecific aggression in the hole-nesting long-tailed tyrant, *Colonia colonus* (Aves, Tyrannidae). *Ciênc. e Cult.* 48:278-281.
- Protomastro, J. J. (2001) A test for preadaptation to human disturbances in the bird community of the Atlantic Forest, p. 179-198. *Em: J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Jr., F. C. Straube e A. L. Roos (eds.) Ornitologia e Conservação – Da Ciência às estratégias.* Tubarão: Unisul.
- Ranzani, G. e J. E. Pessoti (1975) *Carta de solos da fazenda Barreiro Rico.* São Paulo: Companhia Barreiro Rico (mimeografado).
- Remsen, J. V. Jr., A. Jaramillo, M. Nores, M. B. Robbins, T. S. Schulenberg, F. G. Stiles, J. M. C. da Silva, D. F. Stotz e K. J. Zimmer. Version (2004) *A classification of the bird species of South America.* American Ornithologists' Union. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>.
- Renjifo, L. M. (1999) Composition changes in a Subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conserv. Biol.* 13:1124-1139.
- Ribon, R., J. E. Simon e G. T. de Mattos (2003) Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 17: 1827-1839.
- Rodewald, A. D. (2003) The importance of land uses within the landscape matrix. *Wildlife Soc. Bull.* 31:586-592.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs e C. R. Margules (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5:18-32.
- Sekercioglu, C. H., P. R. Ehrlich, G. C. Daily, D. Aygen, D. Goehring e R. F. Sandy (2002) Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 99:263-267.
- Sick, H. (1997) *Ornitologia brasileira: uma introdução.* Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Sieving, K. E. (1992) Nest predation and differential insular extinction among selected forest birds of Central Panama. *Ecology* 23:2310-2328.
- Silva, W. R. e J. M. Vielliard (2000) Avifauna da mata ciliar, p. 169-185. *Em: R. R. Rodrigues e H. F. Leitão-Filho (eds.) Matas ciliares: Conservação e recuperação.* São Paulo: USP.
- Simberloff, D. (1994) Habitat fragmentation and population extinction of birds. *Ibis* 137:S105-111.
- Stotz, D. F., J. F. Fitzpatrick, T. A. Parker III e D. K. Moskowitz (1996) *Neotropical Birds: Ecology and Conservation.* Chicago: University of Chicago Press.
- Stouffer, P. C. e R. O. Bierregaard Jr. (1995) Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effects of fragment size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. *Ecol. Monogr.* 76:2429-2445.
- Swihart, R. K., T. M. Gehring, M. B. Kolozsvary e T. E. Nupp (2003) Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: The importance of niche breadth and range boundaries. *Divers. Distrib.* 9:1-18.
- Tabanez, A. A. J. e V. M. Viana (2000) Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. *Biotropica* 32:925-933.
- Terborgh, J. (1986) Keystone plant resources in the tropical forest, p. 330-344. *Em: M. E. Soulé (ed.) Conservation Biology: The science of scarcity and diversity.* Sunderland: Sinauer Associates.
- _____, L. Lopez e J. Tello (1997) Bird communities in transition: The lago Guri islands. *Ecology* 78:1494-1501.
- Thiollay, J. M. (2002) Avian diversity and distribution in French Guiana: patterns across a large forest landscape. *J. Trop. Ecol.* 18:471-498.
- Turner, I. M. (1996) Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J. Appl. Ecol.* 33:200-209.
- Willis, E. O. (1979) The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avuls. Zool. S. Paulo* 33:1-25.
- _____ (2000) Ranking urban avifaunas (Aves) by number of localities per species in São Paulo, Brazil. *Iheringia Sér. Zool.* 88:139-146.
- _____ e Y. Oniki (2002a) Birds of a central São Paulo woodlot: 1. Census 1982-2000. *Braz. J. Biol.* 62:197-210.
- _____, _____ (2002b) Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: Do humans add or subtract species? *Pap. Avuls. Zool.* 42:193-264.
- _____, _____ (2003) *Aves do Estado de São Paulo.* Rio Claro: Divisa.
- Wilson, E. O. (1994). *Diversidade da Vida.* São Paulo: Companhia das Letras.

Apêndice. Espécies de aves registradas no fragmento florestal de 1451 ha da Fazenda Barreiro Rico, Anhembi-SP, entre janeiro de 2000 e janeiro de 2002, com a sua distribuição em guildas.

Appendix. Bird species recorded in the 1451-ha forest fragment at Fazenda Barreiro Rico, Anhembi-SP, between January 2000 to January 2002 classified according to their guilds.

Guilda/Espécies	TI	χ^2	MC (g)	TN
Frugívoros do dossel				
<i>Penelope superciliaris</i>	19	–	794	AD
<i>Patagioenas cayennensis</i>	39	–	257	AD
<i>Patagioenas picazuro</i>	108	–	351	AD
<i>Primolius maracana</i>	14	–	291	CO
<i>Aratinga leucophthalma</i>	22	–	181	CO
<i>Pyrhura frontalis</i>	9	– 122,27	81	CO
<i>Pionus maximiliani</i>	100	+ 26,53	244	CO
<i>Amazona aestiva</i>	16	+ 10,54	416	CO
<i>Trogon rufus</i>	7	– 4,50 *	58	CE
<i>Trogon surrucura</i>	66	+ 8,90	68	CE
<i>Ramphastos toco</i>	44	–	748	CO
<i>Tityra cayana</i>	4	–	76	CO
<i>Tityra inquisitor</i>	9	–	45	CO
<i>Cyanocorax chrysops</i>	48	+ 48,12	167	AD
<i>Saltator fuliginosus</i>	12	– 31,27	59	AD
Onívoros do dossel				
<i>Phibalura flavirostris</i>	0,2	–	42	–
<i>Oxyruncus cristatus</i>	1	–	43	AD
<i>Camptostoma obsoletum</i>	30	+ 4,96 *	8	FD
<i>Vireo olivaceus</i>	120	–	15	AD
<i>Dacnis cayana</i>	29	–	15	AD
<i>Euphonia chlorotica</i>	13	–	13	FD
<i>Euphonia violacea</i>	3	–	20	FD
<i>Pipraeidea melanonota</i>	0,5	–	21	–
<i>Nemosia pileata</i>	4	–	16	AD
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	34	–	13	AD
Onívoros do sub-bosque				
<i>Laniisoma elegans</i>	0,1	–	40	–
<i>Chiroxiphia caudata</i>	139	–	24	Asb
<i>Antilophia galeata</i>	0,3	–	24	Asb
<i>Manacus manacus</i>	18	–	16	Asb
<i>Schiffornis virescens</i>	62	–	24	Asb
<i>Turdus albicollis</i>	1	– 27,80	68	Asb
<i>Habia rubica</i>	39	–	34	Asb
<i>Trichothraupis melanops</i>	61	–	23	Asb
Onívoros da borda				
<i>Forpus xanthopterygius</i>	10	–	28	CO
<i>Pitangus sulphuratus</i>	3	–	88	FD
<i>Megarynchus pitangua</i>	31	+ 65,75	65	AD
<i>Myiodynastes maculatus</i>	23	+ 46,15	46	CO
<i>Myiozetetes similis</i>	0,2	–	29	FD
<i>Empidonomus varius</i>	3	–	27	AD
<i>Legatus leucophaeus</i>	0,1	–	26	–
<i>Elaenia flavogaster</i>	11	+ 24,33	26	AD
<i>Elaenia mesoleuca</i>	1	–	18	–
<i>Elaenia obscura</i>	1	–	31	AD
<i>Elaenia cf. parvirostris</i>	0,1	–	–	–
<i>Platycichla flavipes</i>	0,2	– 4,54 *	56	–
<i>Turdus amaurochalinus</i>	15	+ 66,39	55	Asb
<i>Turdus leucomelas</i>	9	+ 15,75	70	Asb

Guildd/Espécies	TI	χ^2	MC (g)	TN
<i>Turdus subalaris</i>	8	–	59	–
<i>Ramphocelus carbo</i>	50	+ 188,57	29	Asb
<i>Tachyphonus coronatus</i>	27	+ 21,77	29	Asb
<i>Thlypopsis sordida</i>	21	+ 16,68	15	Asb
<i>Tangara cayana</i>	10	–	22	AD
<i>Thraupis sayaca</i>	48	+ 94,68	37	AD
<i>Tersina viridis</i>	13	+ 55,59	40	GS
<i>Saltator similis</i>	5	– 11,77	49	AD
<i>Icterus cayanensis</i>	1	–	37	FD
Frugívoros do solo				
<i>Crypturellus obsoletus</i>	5	–	448	Aso
<i>Crypturellus tataupa</i>	30	+ 54	229	Aso
<i>Odontophorus capueira</i>	5	– 36,66	317	Fso
<i>Claravis pretiosa</i>	4	– 38,41	61	Asb
<i>Geotrygon violacea</i>	25	– 58,25	106	Asb
<i>Leptotila verreauxi</i>	536	+1468,11	171	Asb
Carnívoros noturnos				
<i>Tyto alba</i>	1	–	363	CO
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	1	–	428	CO
<i>Pseudoscops clamator</i>	0,2	–	480	CO
Carnívoros diurnos				
<i>Leptodon cayanensis</i>	1	–	650	AD
<i>Harpagus diodon</i>	0,2	–	200	–
<i>Buteogallus meridionalis</i>	2	–	906	AD
<i>Buteo brachyurus</i>	1	–	500	AD
<i>Rupornis magnirostris</i>	21	+ 20,47	250	AD
<i>Caracara plancus</i>	20	+ 34,06	1123	AD
<i>Milvago chimachima</i>	8	–	290	AD
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	8	+ 6,68	710	CO
<i>Micrastur ruficollis</i>	0,2	– 28,26	143	CO
Necrófagos				
<i>Sarcoramphus papa</i>	2	–	3523	–
<i>Cathartes aura</i>	11	–	1797	CO
<i>Coragyps atratus</i>	29	– 115,36	1800	CO
Insetívoros de troncos e galhos				
<i>Picumnus albosquamatus</i>	67	+53,97	12	CE
<i>Picumnus temminckii</i>	2	–	12	CE
<i>Veniliornis passerinus</i>	25	+ 29,32	32	CE
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0,2	– 11,53	42	CE
<i>Piculus flavigula</i>	6	–	60	CE
<i>Melanerpes candidus</i>	1	–	137	CE
<i>Colaptes melanochloros</i>	3	+ 4,76 *	114	CE
<i>Celeus flavescens</i>	1	– 23,81	142	CE
<i>Dryocopus lineatus</i>	17	–	189	CE
<i>Campephilus robustus</i>	14	–	223	CE
<i>Xenops minutus</i>	11	+ 11,77	8	CO
<i>Xenops rutilans</i>	5	– 18,87	12	CO
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	93	+ 66,21	12	CO
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	1	–	31	CO
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	20	– 36	18	CO
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	1	– 34,24	45	CO

Guilda/Espécies	TI	χ^2	MC (g)	TN
Predadores de artrópodos grandes do solo				
<i>Aramides cajanea</i>	2	–	384	–
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	0,2	– 6,75	45	Fsb
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	131	+ 346,79	136	GS
<i>Malacoptila striata</i>	10	–	45	GS
<i>Pyriglena leucoptera</i>	122	–	28	Fso
<i>Chamaeza campanisona</i>	0,1	– 18,52	88	CO
<i>Dendrocincla turdina</i>	0,3	– 19,86	36	CO
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	3	– 20,34	64	CO
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	2	– 18,62	123	CO
Predadores de artrópodos pequenos do solo				
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	96	+ 126	14	Fsb
<i>Conopophaga lineata</i>	59	+ 5,92 *	21	Aso
<i>Conopophaga melanops</i>	2	– 22,82	18	Aso
<i>Corythopsis delalandi</i>	4	– 29,45	14	Fso
<i>Basileuterus flaveolus</i>	80	+ 173,09	13	Fso
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	0,4	– 163,14	17	Fso
Predadores de artrópodos da folhagem				
<i>Automolus leucophthalmus</i>	19	–	32	GS
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	124	+ 48,96	2	Asb
<i>Dysithamnus mentalis</i>	227	+ 217,59	12	Asb
<i>Drymophila ferruginea</i>	166	+ 291,45	11	Asb
<i>Platyrinchus leucorhynchus</i>	1	– 29,47	17	Asb
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	7	– 50,88	9	Asb
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	121	+ 12,98	9	Fsb
<i>Leptopogon amurocephalus</i>	37	+ 30,55	12	Fsb
<i>Myiobius atricaudus</i>	0,1	–	9	Fsb
<i>Lathrotriccus euleri</i>	71	+ 50,04	12	Asb
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	327	+ 489,29	9	Fso
<i>Pyrrhocoma ruficeps</i>	0,2	–	12	–
Insetívoros de taquarais e emaranhados				
<i>Mackenziaena severa</i>	17	+ 16,82	55	Asb
<i>Terenura maculata</i>	28	+ 25	6	AD
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	38	+ 126,55	12	Fso
<i>Myiornis auricularis</i>	170	+ 459,46	5	Fsb
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	99	+ 68	6	FD
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	2	+ 9,09	6	Fsb
Insetívoros do nível médio				
<i>Coccyzus euleri</i>	0,2	–	61	AD
<i>Piaya cayana</i>	59	+ 29,93	117	AD
<i>Philydor lichtensteini</i>	13	–	21	GS
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	104	+ 4,70 *	10	AD
<i>Pachyramphus castaneus</i>	0,1	–	20	–
<i>Myiopagis viridicata</i>	6	– 58,21	12	AD
<i>Sirystes sibilator</i>	5	– 118,13	29	CO
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	47	+ 20,92	16	FD
<i>Contopus cinereus</i>	1	– 13,78	12	–
Insetívoros do dossel				
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	14	+ 8,46	22	FD
<i>Pachyramphus validus</i>	1	–	40	FD
<i>Colonia colonus</i>	17	– 73,06	17	CO
<i>Myiarchus swainsoni</i>	37	–	26	CO
<i>Myiopagis caniceps</i>	15	–	11	AD

Guilda/Espécies	TI	χ^2	MC (g)	TN
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	91	+ 39,56	28	AD
<i>Parula pitiayumi</i>	14	- 4 *	8	AD
<i>Conirostrum speciosum</i>	53	+ 41,56	9	AD
Insetívoros da borda				
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	1	-	48	AD
<i>Crotophaga ani</i>	14	+ 22,30	92	Asb
<i>Tapera naevia</i>	2	-	51	Fsb
<i>Synallaxis frontalis</i>	64	+ 194,32	14	Fsb
<i>Synallaxis spixi</i>	6	-	15	Fsb
<i>Thamnophilus doliatus</i>	7	+ 23,81	30	Asb
<i>Pachyramphus viridis</i>	0,2	-	21	-
<i>Myiarchus ferox</i>	33	+ 23,43	28	CO
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	9	-	30	CO
<i>Capsiempis flaveola</i>	39	+ 28,51	7	Asb
<i>Myiophobus fasciatus</i>	63	+ 144,66	10	Asb
<i>Cnemotriccus bimaculatus</i>	44	+ 53,30	12	Asb
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	1	-	15	-
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	12	-	10	Fsb
<i>Todirostrum cinereum</i>	21	+ 99,01	7	FD
<i>Tyrannus melancholicus</i>	4	+ 20,04	42	AD
<i>Troglodytes musculus</i>	10	+ 13,30	12	CO
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	1	- 4,76 *	11	AD
Insetívoros aéreos				
<i>Ictinia plumbea</i>	19	-	249	AD
<i>Streptoprocne zonaris</i>	9	+ 5,80 *	130	-
<i>Chaetura meridionalis</i>	34	+ 16,69	23	CO
<i>Progne chalybea</i>	12	+ 7,01	45	-
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	22	-	12	-
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	41	+ 79,08	17	-
Insetívoros noturnos				
<i>Megascops atricapilla</i>	12	+ 26,30	120	CO
<i>Megascops choliba</i>	5	+ 25,04	125	CO
<i>Glaucidium brasilianum</i>	18	+ 58,47	69	CO
<i>Nyctibius griseus</i>	0,4	-	186	AD
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	11	+ 4,50 *	109	AD
<i>Nyctidromus albicollis</i>	26	+ 59,76	76	Aso
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	14	-	42	Aso
<i>Caprimulgus rufus</i>	8	+ 6,68	96	Aso
Nectarívoros-insetívoros				
<i>Phaethornis pretrei</i>	15	+ 15,41	5	Asb
<i>Eupetomena macroura</i>	0,3	-	8	AD
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	0,1	-	7	-
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	0,3	-	7	AD
<i>Florisuga fusca</i>	0,4	- 9,38	8	AD
<i>Thalurania glaucopis</i>	8	- 10,86	4	Asb
<i>Leucochloris albicollis</i>	2	- 13,79	6	-
<i>Colibri serrirostris</i>	2	+ 9,09	7	Asb
<i>Hylocharis chrysura</i>	10	-	4	Asb
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	4	-	3	Asb
<i>Amazilia lactea</i>	8	-	4	AD
<i>Amazilia versicolor</i>	13	-	3	AD
<i>Heliomaster squamosus</i>	2	-	7	AD
<i>Coereba flaveola</i>	14	+ 8,46	11	FD

Guilda/Espécies	TI	χ^2	MC (g)	TN
Granívoros da borda				
<i>Columbina talpacoti</i>	36	+ 52,36	44	Asb
<i>Cyanocompsa brissoni</i>	3	+ 4,76 *	21	Asb
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	6	–	16	Asb
<i>Sporophila caerulescens</i>	79	+ 152,14	10	Asb
<i>Tiaris fuliginosus</i>	0,2	–	13	Fsb
<i>Haplospiza unicolor</i>	0,2	–	15	–
<i>Volatinia jacarina</i>	40	+ 107,43	10	Asb
<i>Zonotrichia capensis</i>	20	–	22	Asb
<i>Sicalis flaveola</i>	0,2	– 11,53	19	CO

TI = total de indivíduos registrados a cada 100 horas de observações;

χ^2 = para espécies que apresentaram aumento ou diminuição na abundância relativa em relação a 1975-1977 é apresentado o resultado do teste qui-quadrado (gl = 1 p < 0,01 ou p < 0,05 quando indicado por asterisco) acompanhado pelo sinal + no caso de aumento e sinal – no caso de diminuição;

MC = massa corpórea média (g);

TN = tipo de ninho para as espécies que provavelmente se reproduzem no fragmento (AD = espécies que nidificam em ninho aberto sobre a vegetação do dossel; FD = espécies que nidificam em ninho fechado sobre a vegetação do dossel; Asb = espécies que nidificam em ninho aberto sobre a vegetação do sub-bosque; Fsb = espécies que nidificam em ninho fechado sobre a vegetação do sub-bosque; CE = espécies que escavam cavidades em troncos de árvores; CO = espécies que ocupam cavidades pré-existent em troncos de árvores; Aso = espécies que nidificam sobre o solo construindo um ninho aberto; Fso = espécies que nidificam sobre o solo construindo um ninho fechado; GS = espécies que escavam galerias no solo).