Neotropical Biology and Conservation
9(3):161-171, september-december 2014
© 2014 by Unisinos - doi: 10.4013/nbc.2014.93.05

Dinâmica da avifauna em áreas de borda da Mata Atlântica, Rio Grande do Sul

Bird dynamics in edge areas of the Atlantic Forest, southern Brazil

Liana Chesini Rossi[1]
lianachesinibio@gmail.com

Fernanda Caminha Leal Valls[1]
fernandaclvalls@gmail.com

Angelo Luís Scherer[1]
alscherer1@gmail.com

Maria Virginia Petry[1]
vpetry@unisinos.br

Resumo

Aves são indicadoras de qualidade ambiental, atuando na dispersão de sementes, na polinização e no consumo de material em decomposição, sendo importantes para o entendimento da dinâmica dos ecossistemas. No presente estudo, caracteriza-se a estrutura da comunidade de aves em áreas de borda florestal na Mata Atlântica. Foram realizadas amostragens mensais entre outubro/2008 e setembro/2009. Utilizou-se o método de pontos fixos para amostragem das aves durante 10 minutos/ponto. Foram registradas 118 espécies de aves, distribuídas em 99 gêneros e 45 famílias. As áreas apresentaram-se similares quanto à diversidade de espécies. Foram encontradas espécies endêmicas de Mata Atlântica, tais como *Veniliornis spilogaster, Trogon surrucura* e *Procnias nudicollis* (ameaçada de extinção). Houve diferença significativa na riqueza de espécies entre as estações do ano ($F_{1,2}$=12,332; gl=2; p<0,05), com a maior riqueza de espécies registrada na área 1, no inverno. Insetívoros, granívoros e onívoros foram as guildas com maior frequência de ocorrência**,** sendo que espécies de aves especialistas, tais como frugívoras e insetívoras de tronco, foram mais frequentes na área 3, considerada uma área em bom estado de conservação. As áreas estudadas representam zonas de transição entre mata nativa e ambientes antropizados, com atividades agrícolas, propiciando diferentes hábitats importantes para a conservação de assembleias de aves.

Palavras-chave: ambientes antropizados, comunidade de aves, guildas alimentares.

Abstract

Birds serve as biological indicators, providing important ecosystem services such as aiding in seed dispersal, pollination, decomposition, thus being important for understanding the ecosystem dynamics. This study proposed to characterize the community structure of bird assemblages in forest edge areas in the Atlantic forest. Monthly surveys were performed between October 2008 and September 2009. We used the methodology of fixed points to sample birds in a 10 minute period / point. A hundred eighteen bird species were registered, which were distributed in 99 genera and 45 families. The sample areas showed similar species diversity. We observed three endemic species of the Atlantic Forest, such as *Veniliornis spilogaster, Trogon surrucura* and *Procnias nudicollis* (endangered). There were significant differences in species richness among seasons ($F_{1,2}$=12,332; gl=2; p<0,05), with the highest richness value in winter in area 1. Insectivores, granivores and omnivores were the most frequent guilds, but specialized bird species, such as frugivorous and trunk insectivorous, were most frequent in area 3, which is considered a well conserved area. The study areas represent a transition between native forest and open environments providing diverse important habitats for conservation of bird assemblages.

Keywords: anthropogenic environments, bird community, feeding guilds.

[1] Laboratório de Ornitologia e Animais Marinhos, Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Av. Unisinos, 950, Cristo Rei, 93022-000, São Leopoldo, RS, Brasil.

Introdução

O Brasil abriga uma diversa avifauna, com o registro de 1901 espécies (Bencke *et al*., 2010; Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO, 2014). Tal riqueza distribui-se pelos mais diversos biomas, incluindo a Mata Atlântica. Esse bioma abriga aproximadamente 1.020 espécies de aves e mais de 75% das espécies de aves endêmicas ameaçadas de extinção do Brasil (Marini e Garcia, 2005). No entanto, a Mata Atlântica sofre intensa exploração e perda de áreas naturais, causando perdas significativas da comunidade de aves, dentre outros organismos (Myers *et al*., 2000; Marini e Garcia, 2005). A perda da diversidade de aves é agravada pela dependência das espécies a ambientes florestais, sendo que 63% das espécies desse grupo ocorrem somente em áreas bem preservadas (Goerck, 1997). No Rio Grande do Sul, a perda de áreas naturais também foi intensa, restando atualmente menos de 5% de remanescentes da vegetação nativa, abrigando 661 espécies de aves (Galindo-Leal e Câmara, 2005; Bencke *et al*., 2010).

Florestas conservadas apresentam uma heterogeneidade de hábitats, oferecendo ampla diversidade de recursos alimentares e locais para nidificação e descanso. Dessa forma, florestas em bom estado de conservação comportam maior riqueza de aves do que áreas fragmentadas (Chace e Walsh, 2006). A destruição e a fragmentação dos hábitats pela urbanização e pela ocupação de áreas naturais por monoculturas, silvicultura, criação de gado e caça predatória afetam a composição e a abundância de espécies de aves (Chace e Walsh, 2006; Aleixo, 2001). Esses impactos podem restringir a distribuição de aves que dependem de condições específicas para a sobrevivência e, até mesmo, extingui-las localmente (Aleixo e Vielliard, 1995; Gimenes e Anjos, 2000; Ribon *et al*., 2003; Lim e Sodhi, 2004; Gray *et al*., 2007). Por outro lado, espécies generalistas como *Columba livia* (Gmelin, 1789), *Passer domesticus* (Linnaeus, 1758), e *Pitangus sulphuratus* (Linnaeus, 1766) podem ser beneficiadas com a fragmentação florestal e a antropização, podendo aumentar sua abundância em áreas modificadas pelo homem (Goerck, 1997; Willis, 2000).

Estudos recentes abordaram a composição das espécies de aves em ambientes urbanos e fragmentados, nos quais é possível observar uma diversa avifauna, porém com a maior parte das espécies de hábitos generalistas (Bélisle *et al*., 2001; Scherer *et al*., 2006; Santos e Cademartori, 2010; Scherer *et al*., 2010, 2011, 2012; Sacco *et al*., 2013). Saunders *et al*. (1991) destacam uma série de mudanças profundas nas comunidades de aves em áreas fragmentadas, inclusive perdas significativas de guildas especialistas. Entretanto, ainda há poucos estudos sobre a avifauna em mosaicos constituídos por fragmentos florestais e áreas antropizadas (Saunders *et al*., 1991; Anjos, 2006; Chace e Walsh, 2006; Brummelhaus *et al*., 2012a). Esses estudos são fundamentais para o entendimento da dinâmica da avifauna em ambientes sob influência humana para propor ações de manejo para conservação das espécies de aves endêmicas, migratórias e ameaçadas (Fontana *et al*., 2003). A fim de avaliar a influência de ambientes antropizados sobre a comunidade de aves, o presente estudo teve por objetivo caracterizar e comparar três comunidades de aves em regiões de diferentes graus de antropização em borda de fragmentos de Mata Atlântica. Adicionalmente, pretende-se verificar as variações sazonais e as guildas alimentares das aves nas áreas de estudo.

Material e métodos

O estudo foi desenvolvido nos municípios de Bom Princípio – Área 1 (29° 28’ 56.15” S 51° 25’ 22.30” W), Tupandi – Área 2 (29° 28’ 57.6” S 51° 25’ 25.8” W) e Feliz – Área 3 (29° 30’ 37.83” S 51° 18’ 38.16” W), no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. As áreas de estudo situam-se na bacia hidrográfica do Vale do Rio Caí, localizada entre o Planalto Rio-Grandense e a Depressão Central. A vegetação dos municípios é caracterizada por área de transição entre duas formações arbóreas, Floresta Estacional Decidual Submontana e Floresta Estacional Semidecidual Submontana, sendo ambas integrantes do bioma Mata Atlântica (Teixeira *et al.,* 1986).

As amostragens foram realizadas na borda de fragmentos florestais de Mata Atlântica, sendo seu entorno caracterizado por ambientes antropizados com a presença de galpões de criação de aves de corte (aviários). As áreas 1 e 2 são constituídas por mosaicos de silvicultura e floresta nativa, enquanto, na área 3, há predomínio de floresta nativa, além de outras particularidades. A área 1 possui ambientes abertos no entorno, com atividades agrícolas de milho nos períodos de primavera e verão e pastagens para o gado no inverno. Além disso, essa área encontra-se próxima a uma estrada (cerca de 100 m) e a um arroio com vegetação ripária (Figura 1a). No entorno da área 2, há predomínio de área urbanizada, além de ocorrerem atividades de agricultura e silvicultura (Figura 1b). Já a área 3 possui atividades agrícolas no seu entorno (Figura 1c).

Foram realizados levantamentos mensais de outubro de 2008 a setembro de 2009, utilizando a metodologia de amostragem por ponto fixo, com total de três pontos em cada área (Vielliard, 2000). Os pontos foram aleatorizados em cada área e estavam a uma distância mínima de 200 metros entre si, na borda de um fragmento florestal (Bibby *et al*., 2000). Em cada ponto, por um período de 10 minutos, as aves registradas foram identificadas e quantificadas em um raio de 50 metros (Bibby *et al*., 2000; Vielliard, 2000). No total, foram amostrados 36 pontos em cada área.

As definições das guildas alimentares basearam-se em Sick (1997), Azpiroz (2001) e Belton (2003), de acor-

do com as categorias comentadas a seguir. Aves insetívoras possuem alimentação baseada principalmente em insetos que podem ser capturados no chão, no ar entre a vegetação e na casca de árvores. Carnívoras são aquelas aves com alimentação baseada em grandes invertebrados, pequenos e grandes vertebrados vivos. Aves frugívoras possuem alimentação baseada principalmente em frutos, e as nectarívoras, alimentação baseada principalmente em néctar. As necrófagas são aquelas aves com alimentação baseada em animais mortos. As onívoras possuem alimentação baseada em frutos, artrópodes e pequenos vertebrados, enquanto as granívoras possuem alimentação baseada na predação de sementes.

Utilizou-se curva de rarefação para avaliar se a diversidade de aves foi suficientemente amostrada nas áreas estudadas. O índice de Shannon-Wiener (H') foi utilizado para avaliar a diversidade e a equidade das comunidades (Krebs, 1999). Para a abundância de cada espécie, foi utilizado Índice Pontual de Abundância (IPA), além da frequência de ocorrência (FO) de cada espécie. O coeficiente de similaridade de Jaccard foi utilizado para comparar a similaridade entre as três áreas estudadas (Bibby *et al*., 2000; Vielliard, 2000). A análise de variância de medidas repetidas (ANOVA) foi utilizada para comparar a riqueza de espécies em cada área entre as estações do ano. Foi considerado $p<0,05$ para níveis de significância.

A nomenclatura das espécies registradas seguiu a classificação da Lista do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014). A classificação das espécies endêmicas e ameaçadas de extinção na Mata Atlântica baseou-se em Stotz *et al*. (1996), Fontana *et al*. (2003), Belton (2003), Bencke *et al*. (2010) e IUCN (2011).

Resultados

Foram registradas 118 espécies de aves, sendo 89 na área 1, e 69 e 89 nas áreas 2 e 3, respectivamente. Destas, 77 pertencem à ordem Passeriformes (65%) (Tabela 1). As famílias com maior riqueza de espécies foram Tyrannidae, com 13 espécies (11%), Thraupidae e Emberezidae, com oito espécies cada (7%). As três áreas apresentaram espécies endêmicas de Mata Atlântica (18 espécies), com a área 1 e a 3 apresentando 13 espécies cada, e a área 2, nove espécies.

As três áreas apresentaram características similares quanto à composição de espécies. Foram registradas espécies amplamente distribuídas no Rio Grande do Sul, além de espécies de borda de mata, como *Tyrannus melancholicus* (Vieillot, 1819), *Turdus rufiventris* (Vieillot, 1818) e *Basileuterus culicivorus* (Deppe, 1830). Adicionalmente, foram registradas especialistas de ambientes florestais, tais como *Trogon surrucura* (Vieillot, 1817), *Celeus flavescens* (Gmelin, 1788) e *Crypturellus obsoletus* (Temminck, 1815), entre outras.

Observou-se uma tendência de aumento no número de espécies de aves em todas as áreas ao longo do período amostral (Figura 1). Apesar de as áreas 1 e 3 apresentarem o mesmo número de espécies, a área 1 apresentou maior abundância de indivíduos. Já nas áreas 2 e 3, as curvas de acumulação de espécies assemelharam-se, mesmo apresentando riquezas diferentes, provavelmente devido à baixa abundância de indivíduos registrados na área 3.

O Índice Pontual de Abundância (IPA) variou entre 0,063 (um registro) e 4,375 (70 registros) na área 1. Já nas áreas 2 e 3, houve variação menor do IPA, sendo de 0,067 (um registro) a 1,667 (25 registros) na área 2, e de 0,077 (um registro) a 1,386 (18 registros) na área 3 (Tabela 1). Entre as espécies com maior IPA, estão as de hábitos generalistas, como *Vanellus chilensis* (Molina, 1782), *Turdus rufiventris, Zonotrichia capensis* (Statius Muller, 1776) e *Sicalis flaveola* (Linnaeus, 1766), que apresentam IPA elevado nas três áreas estudadas. Ainda, as áreas apresentaram espécies distintas entre si, sendo 13 exclusivas para a área 1, 12 para área 2 e 16 para a área 3.

Na área 3, o índice de diversidade apresentou valores mais elevados no verão e na primavera, seguido daqueles das áreas 2 e 1. Os valores de equitabilidade foram semelhantes entre as áreas, sendo que a área 3 registrou os valores mais altos, seguida das áreas 2 e 1 (Tabela 2).

A similaridade entre as áreas 1 e 3, com 71,28% das espécies compartilhadas, foi maior do que entre as áreas 1 e 2, com 69,13%. Houve diferença significativa na riqueza de espécies entre as estações do ano ($F_{1,2}$=12,332; gl=2; $p<0,05$) (Figura 2). A maior riqueza de espécies foi registrada no inverno na área 1, com o registro de espécies como *Thamnophilus caerulescens* (Vieillot, 1816), *Mackenziaena leachii* (Such, 1825), *Synallaxis cinerascens* (Temminck, 1823), *Sicalis luteola* (Sparrman, 1789) e *Turdus leucomelas* (Vieillot, 1818), entre outras. Houve menor variação na riqueza de aves nas demais estações, provavelmente devido ao baixo número de espécies migratórias. No total, foram registradas oito guildas alimentares (Tabela 3), sendo que os insetívoros apresentaram maior frequência de ocorrência, seguidos de onívoros e granívoros, enquanto que os frugívoros foram os menos frequentes (Figura 3).

Discussão

A riqueza de 118 espécies de aves, distribuídas nas três áreas estudadas, corresponde a 18% do total de aves registradas para o Rio Grande do Sul, considerando os dados de Bencke *et al*. (2010). Valores semelhantes foram encontrados por Santos (2004) em área rural do sudeste do Brasil, com 90 espécies registradas. Similarmente, em estudos desenvolvidos por Brummelhaus *et al*. (2012a, 2012b) em matas ripárias em afluentes da Bacia do Vale do Rio Caí, foram registradas 97 e 130 espécies, respectivamente.

Tabela 1. Lista de espécies de aves registradas em três áreas de borda de Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil. end - espécie endêmica de Mata Atlântica, FO – Frequência de Ocorrência, IPA – Índice Pontual de Abundância, M – Migratória R – Residente, VS – Visitante sazonal.
Table 1. List of bird species recorded in three edge areas of Atlantic forest, southern Brazil. end - endemic Atlantic Forest, FO - Frequency of Occurrence, IPA - Abundance Index; M - Migratory, R - Resident, VS - Seasonal Visitors.

	Área 1		Área 2		Área 3		
Família/ Espécie	**IPA**	**FO**	**IPA**	**FO**	**IPA**	**FO**	**Guilda**
Tinamidae							
Crypturellus obsoletus (Temminck, 1815) R	-	-	-	-	0,231	0,462	Frugívoro
Anatidae							
Amazonetta brasiliensis (Gmelin, 1789) R	1	0,375	-	-	-	-	Onívoro
Cracidae							
Ortalis guttata (Spix, 1825) R	0,250	0,125	0,267	0,067	0,462	0,154	Frugívoro
Ardeidae							
Nycticorax nycticorax (Linnaeus, 1758) R	0,125	0,250	-	-	-	-	Piscívoro
Bubulcus ibis (Linnaeus, 1758) R	0,813	0,625	-	-	0,231	0,154	Insetívoro
Ardea alba Linnaeus, 1758 R	0,438	0,250	-	-	-	-	Piscívoro
Syrigma sibilatrix (Temminck, 1824) R	0,125	0,063	-	-	-	-	Insetívoro
Threskiornithidae							
Plegadis chihi (Vieillot, 1817) R	0,375	0,063	-	-	1,154	0,077	Onívoro
Phimosus infuscatus (Lichtenstein, 1823) R	2,375	0,813	0,200	0,200	0,077	0,077	Onívoro
Cathartidae							
Coragyps atratus (Bechstein, 1793) R	2,125	0,625	0,333	0,333	1,077	0,385	Necrófago
Accipitridae							
Rupornis magnirostris (Gmelin, 1788) R	0,188	0,313	-	-	0,385	0,538	Carnívoro
Rallidae							
Aramides saracura (Spix, 1825) end	0,313	0,500	0,133	0,188	0,538	0,154	Onívoro
Charadriidae							
Vanellus chilensis (Molina, 1782) R	3,188	1,000	0,600	0,467	1,385	1,000	Onívoro
Jacanidae							
Jacana jacana (Linnaeus, 1766) R	0,250	0,500	-	-	0,154	0,077	Onívoro
Columbidae							
Columbina talpacoti (Temminck, 1811) R	1,625	0,938	0,267	0,800	0,308	0,385	Granívoro
Columbina picui (Temminck, 1813) R	0,813	0,938	1,133	0,800	1,308	0,769	Granívoro
Columba livia Gmelin, 1789 R	0,375	0,125	0,200	0,067	0,231	0,231	Granívoro
Patagioenas picazuro (Temminck, 1813) R	0,250	0,188	0,267	0,200	0,231	0,462	Granívoro
Leptotila verreauxi Bonaparte, 1855 R	0,125	0,125	0,133	0,400	0,077	0,231	Granívoro
Leptotila rufaxilla (Richard & Bernard, 1792) R	-	-	0,133	0,067	-	-	Granívoro
Cuculidae							
Piaya cayana (Linnaeus, 1766) R	0,250	0,188	0,067	0,133	0,077	0,077	Carnívoro
Crotophaga ani Linnaeus, 1758 R	0,500	0,188	0,133	0,133	0,615	0,154	Carnívoro
Guira guira (Gmelin, 1788) R	0,688	0,250	0,333	0,133	0,462	0,231	Carnívoro
Tapera naevia (Linnaeus, 1766) R	-	-	-	-	0,077	0,077	Carnívoro
Apodidae							
Chaetura meridionalis Hellmayr, 1907 M	1,250	0,188	-	-	-	-	Insetívoro
Trochilidae							
Stephanoxis lalandi (Vieillot, 1818) end	-	-	0,067	0,133	-	-	Nectarívoro
Chlorostilbon lucidus (Shaw, 1812) R	0,125	0,188	0,067	0,133	0,077	0,385	Nectarívoro
Thalurania glaucopis (Gmelin, 1788) end	0,063	0,188	-	-	0,077	0,077	Nectarívoro
Hylocharis chrysura (Shaw, 1812) R	0,125	0,188	0,133	0,267	0,231	0,615	Nectarívoro
Leucochloris albicollis (Vieillot, 1818) end	0,188	0,125	0,133	0,200	-	-	Nectarívoro
Trogonidae							
Trogon surrucura Vieillot, 1817 end	0,063	0,063	-	-	-	-	Frugívoro
Alcedinidae							
Megaceryle torquata (Linnaeus, 1766) R	-	-	0,067	0,067	-	-	Piscívoro

Tabela 1. Continuação.
Table 1. Continuation.

	Área 1		Área 2		Área 3		
Família/ Espécie	**IPA**	**FO**	**IPA**	**FO**	**IPA**	**FO**	**Guilda**
Ramphastidae							
Ramphastos dicolorus Linnaeus, 1766 [end]	-	-	0,267	0,133	0,077	0,077	Frugívoro
Picidae							
Melanerpes candidus (Otto, 1796) [R]	-	-	-	-	0,154	0,077	Insetívoro
Veniliornis spilogaster (Wagler, 1827) [end]	-	-	-	-	0,308	0,231	Insetívoro
Colaptes campestris (Vieillot, 1818) [R]	0,563	0,188	0,533	0,467	0,385	0,462	Insetívoro
Celeus flavescens (Gmelin, 1788) [R]	-	-	0,067	0,067	-	-	Insetívoro
Falconidae							
Caracara plancus (Miller, 1777) [R]	-	-	-	-	0,231	0,231	Onívoro
Milvago chimachima (Vieillot, 1816) [R]	0,250	0,188	-	-	0,231	0,308	Onívoro
Milvago chimango (Vieillot, 1816) [R]	0,125	0,188	-	-	0,077	0,077	Onívoro
Psittacidae							
Myiopsitta monachus (Boddaert, 1783) [R]	0,563	0,125	-	-	0,538	0,154	Granívoro
Thamnophilidae							
Thamnophilus ruficapillus Vieillot, 1816 [R]	0,063	0,063	0,200	0,333	0,308	0,231	Insetívoro
Thamnophilus caerulescens Vieillot, 1816 [R]	0,313	0,563	0,400	0,733	0,462	0,692	Insetívoro
Mackenziaena leachii (Such, 1825) [end]	0,125	0,188	0,333	0,467	0,231	0,615	Insetívoro
Drymophila malura (Temminck, 1825) [end]	-	-	-	-	0,154	0,077	Insetívoro
Conopophagidae							
Conopophaga lineata (Wied, 1831) [end]	0,063	0,063	0,067	0,133	-	-	Insetívoro
Formicariidae							
Chamaeza campanisona (Lichtenstein, 1823) [R]	0,063	0,063	0,067	0,067	0,077	0,308	Insetívoro
Scleruridae							
Sclerurus scansor (Ménétriès, 1835) [end]	-	-	-	-	0,077	0,077	Insetívoro
Dendrocolaptidae							
Dendrocolaptes platyrostris Spix, 1825 [R]	-	-	-	-	0,077	0,077	Insetívoro
Xiphocolaptes albicollis (Vieillot, 1818) [R]	-	-	-	-	0,077	0,077	Insetívoro
Furnariidae							
Furnarius rufus (Gmelin, 1788) [R]	0,688	1,000	0,800	1,000	0,692	0,923	Insetívoro
Lochmias nematura (Lichtenstein, 1823) [R]	0,188	0,250	-	-	0,077	0,077	Insetívoro
Synallaxis ruficapilla Vieillot, 1819 [end]	0,188	0,063	-	-	0,385	0,231	Insetívoro
Synallaxis cinerascens Temminck, 1823 [end]	0,188	0,313	-	-	0,154	0,308	Insetívoro
Synallaxis spixi Sclater, 1856 [R]	0,313	0,500	0,267	0,467	0,154	0,385	Insetívoro
Pipridae							
Chiroxiphia caudata (Shaw & Nodder, 1793) [end]	0,063	0,063	0,267	0,467	0,154	0,077	Frugívoro
Cotingidae							
Procnias nudicollis (Vieillot, 1817) [M]	-	-	-	-	0,077	0,077	Frugívoro
Rhynchocyclidae							
Mionectes rufiventris Cabanis, 1846 [end]	0,063	0,063	-	-	-	-	Frugívoro
Phylloscartes ventralis (Temminck, 1824) [R]	-	-	0,133	0,067	-	-	Insetívoro
Tolmomyias sulphurescens (Spix, 1825) [R]	0,125	0,125			0,154	0,154	Insetívoro
Poecilotriccus plumbeiceps (Lafresnaye, 1846) [R]	0,063	0,063	0,067	0,067	0,308	0,538	Insetívoro
Tyrannidae							
Camptostoma obsoletum (Temminck, 1824) [R]	0,188	0,313	-	-	-	-	Insetívoro
Elaenia chilensis Hellmayr, 1927 [VS]	-	-	-	-	0,231	0,077	Frugívoro
Elaenia obscura (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837) [R]	0,250	0,125	-	-	-	-	Frugívoro
Serpophaga subcristata (Vieillot, 1817) [R]	-	-	0,333	0,333	-	-	Insetívoro
Pitangus sulphuratus (Linnaeus, 1766) [R]	0,625	0,875	0,467	0,733	0,692	0,846	Insetívoro
Machetornis rixosa (Vieillot, 1819) [R]	0,125	0,063	0,067	0,067	0,154	0,154	Insetívoro
Myiodynastes maculatus (Statius Muller, 1776) [M]					0,154	0,154	Insetívoro
Megarynchus pitangua (Linnaeus, 1766) [M]	0,125	0,125	-	-	0,077	0,077	Insetívoro

Tabela 1. Continuação.
Table 1. Continuation.

	Área 1		Área 2		Área 3		
Família/ Espécie	**IPA**	**FO**	**IPA**	**FO**	**IPA**	**FO**	**Guilda**
Tyrannus melancholicus Vieillot, 1819 [M]	0,375	0,313	0,333	0,333	0,538	0,462	Insetívoro
Tyrannus savana Vieillot, 1808 [M]	0,500	0,250	-	-	0,308	0,231	Insetívoro
Empidonomus varius (Vieillot, 1818) [M]	0,125	0,125	0,267	0,133	0,231	0,154	Insetívoro
Myiophobus fasciatus (Statius Muller, 1776) [M]	-	-	0,133	0,067	-	-	Insetívoro
Satrapa icterophrys (Vieillot, 1818) [R]	0,250	0,063	-	-	-	-	Insetívoro
Vireonidae							
Cyclarhis gujanensis (Gmelin, 1789) [R]	0,250	0,438	0,200	0,600	0,308	0,385	Onívoro
Vireo olivaceus (Linnaeus, 1766) [M]	-	-	0,200	0,133	-	-	Onívoro
Hirundinidae							
Pygochelidon cyanoleuca (Vieillot, 1817) [R]	0,500	0,188	0,200	0,200	0,231	0,154	Insetívoro
Progne tapera (Vieillot, 1817) [M]	0,500	0,375	-	-	0,462	0,231	Insetívoro
Tachycineta leucorrhoa (Vieillot, 1817) [R]	0,438	0,125	-	-	-	-	Insetívoro
Troglodytidae							
Troglodytes musculus Naumann, 1823 [R]	0,750	0,875	0,667	1,000	0,615	0,923	Onívoro
Turdidae							
Turdus leucomelas Vieillot, 1818 [R]	0,250	0,125	0,200	0,133	0,077	0,154	Onívoro
Turdus rufiventris Vieillot, 1818 [R]	0,750	1,000	1,667	0,933	1,154	0,923	Onívoro
Turdus amaurochalinus Cabanis, 1850 [R]	0,313	0,500	0,533	0,400	0,385	0,615	Onívoro
Turdus subalaris (Seebohm, 1887) [M]	0,063	0,063	0,133	0,133	-	-	Onívoro
Turdus albicollis Vieillot, 1818 [R]	0,188	0,188	-	-	0,231	0,308	Onívoro
Mimidae							
Mimus saturninus (Lichtenstein, 1823) [R]	0,063	0,063	0,133	0,267	-	-	Onívoro
Passerellidae							
Zonotrichia capensis (Statius Muller, 1776) [R]	0,625	1,000	0,667	0,867	1,000	1,000	Granívoro
Parulidae							
Setophaga pitiayumi (Vieillot, 1817) [R]	-	-	0,133	0,067	-	-	Insetívoro
Geothlypis aequinoctialis (Gmelin, 1789) [R]	0,375	0,313	0,400	0,333	0,231	0,231	Insetívoro
Basileuterus culicivorus (Deppe, 1830) [R]	0,563	0,625	0,200	0,200	0,538	1,000	Insetívoro
Myiothlypis leucoblephara (Vieillot, 1817) [end]	0,125	0,500	0,400	0,533	0,538	0,923	Insetívoro
Icteridae							
Icterus pyrrhopterus (Vieillot, 1819) [R]	0,250	0,063	0,133	0,133	0,231	0,154	Insetívoro
Agelasticus thilius (Molina, 1782) [R]	0,250	0,438	0,333	0,200	0,077	0,077	Granívoro
Agelaioides badius (Vieillot, 1819) [R]	1,000	0,250	-	-	-	-	Onívoro
Molothrus bonariensis (Gmelin, 1789) [R]	1,938	0,813	0,400	0,500	0,462	0,538	Onívoro
Thraupidae							
Coereba flaveola (Linnaeus, 1758) [R]	0,250	0,438	0,267	0,067	0,462	0,385	Nectarívoro
Saltator similis d'Orbigny & Lafresnaye, 1837 [R]	0,375	0,625	0,400	0,733	0,462	0,769	Frugívoro
Tachyphonus coronatus (Vieillot, 1822) [end]	0,500	0,750	0,467	0,800	0,615	0,923	Frugívoro
Lanio cucullatus (Statius Muller, 1776) [R]	0,500	0,375	1,067	0,933	0,538	0,923	Granívoro
Lanio melanops (Vieillot, 1818) [R]	-	-	-	-	0,308	0,154	Insetívoro
Tangara sayaca (Linnaeus, 1766) [R]	0,688	0,813	0,667	1,000	0,846	0,923	Frugívoro
Pipraeidea melanonota (Vieillot, 1819) [R]	0,188	0,063	-	-	0,154	0,077	Frugívoro
Dacnis cayana (Linnaeus, 1766) [R]	-	-	-	-	0,308	0,154	Insetívoro
Hemithraupis guira (Linnaeus, 1766) [R]	-	-	0,133	0,067	-	-	Frugívoro
Poospiza nigrorufa (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837) [R]	0,125	0,188	-	-	0,077	0,077	Granívoro
Poospiza cabanisi Bonaparte, 1850 [R]			0,133	0,200			Granívoro
Sicalis flaveola (Linnaeus, 1766) [R]	4,375	1,000	1,400	1,000	1,154	0,923	Granívoro
Sicalis luteola (Sparrman, 1789) [R]	0,125	0,063	-	-	0,077	0,077	Granívoro
Volatinia jacarina (Linnaeus, 1766) [R]	0,188	0,313	0,067	0,133	0,154	0,308	Granívoro
Sporophila lineola (Linnaeus, 1758) [R]	-	-	-	-	0,231	0,154	Granívoro
Sporophila caerulescens (Vieillot, 1823) [R]	0,250	0,313	0,333	0,333	0,385	0,538	Granívoro

Tabela 1. Continuação.
Table 1. Continuation.

	Área 1		Área 2		Área 3		
Família/ Espécie	**IPA**	**FO**	**IPA**	**FO**	**IPA**	**FO**	**Guilda**
Cardinalidae							
Habia rubica (Vieillot, 1817) [R]	0,625	0,375	0,467	0,400	0,615	0,462	Insetívoro
Cyanoloxia brissonii (Lichtenstein, 1823) [R]	0,063	0,063	0,200	0,133	0,077	0,077	Granívoro
Fringillidae							
Sporagra magellanica (Vieillot, 1805) [R]	0,188	0,250	-	-	-	-	Granívoro
Euphonia chlorotica (Linnaeus, 1766) [end]	0,250	0,063	-	-	0,308	0,462	Frugívoro
Euphonia cyanocephala (Vieillot, 1818) [R]	0,125	0,563	0,133	0,067	0,077	0,154	Frugívoro
Euphonia pectoralis (Latham, 1801) [R]	-	-	-	-	0,154	0,077	Frugívoro
Passeridae							
Passer domesticus (Linnaeus, 1758) [R]	-	-	0,533	0,400	-	-	Onívoro

Figura 1. Áreas de estudo no Rio Grande do Sul, Brasil: (A) Área 1, localizada no município de Bom Princípio; (B) Área 2, município de Tupandi; (C) Área 3, município de Feliz. Setas brancas indicam os locais de amostragem; setas pretas, áreas de silvicultura. Barra: 500m.
Figure 1. Study areas in southern Brazil: (A) Area 1, located in Bom Princípio; (B) Area 2, located in Tupandi; (C) Area 3, located in Feliz. White arrows indicate sampling sites; black arrows indicate forestry areas. Bar: 500m.

Tabela 2. Índices de Diversidade de Shannon e Equitabilidade (E) em três áreas de borda de Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil, nas diferentes estações do ano.
Table 2. Shannon Diversity Index and Equitability (E) for three edge areas of Atlantic forest, southern Brazil, in different seasons.

	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Total	E
Área 1	1,54	1,49	1,51	1,58	1,69	0,86
Área 2	1,44	1,58	1,52	1,50	1,71	0,87
Área 3	1,69	1,71	1,54	1,56	1,82	0,92

Tabela 3. Guildas alimentares de aves distribuídas em três áreas de borda de Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil. N - número de espécies; % - porcentagem da guilda em cada área.
Table 3. Feeding guilds of birds distributed in three edge areas of Atlantic forest, southern Brazil. N - number of species; % - percentage of a guild in each area.

	Área 1		Área 2		Área 3	
Guildas	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**
Carnívoro	4	4,5	3	4,3	5	5,6
Frugívoros	11	12,4	8	11,6	13	14,6
Granívoro	16	18	14	20,3	16	18
Insetívoro	32	36	24	34,8	35	39,3
Necrófago	1	1,1	1	1,5	1	1,1
Nectarívoro	5	5,6	5	7,2	4	4,5
Piscívoro	2	2,2	1	1,5		
Onívoro	18	20,2	13	18,9	15	16,9

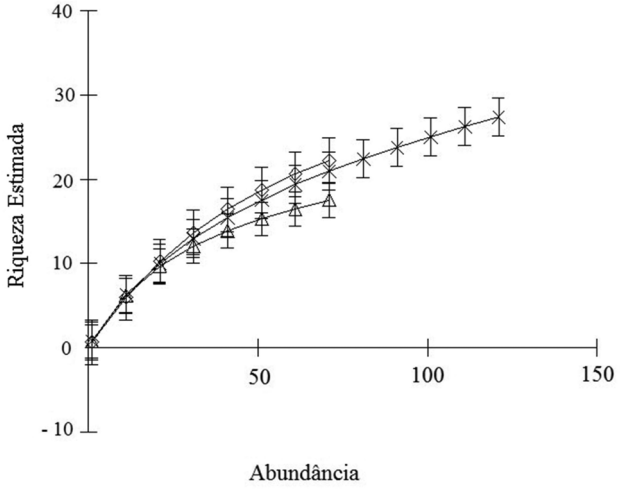

Figura 2. Curvas de rarefação para riqueza estimada e abundância de aves registradas em três áreas de borda de Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil. Área 1: X ; área 2: ∆ ; área 3: ◊.
Figure 2. Rarefaction curves for estimated richness and abundance of birds recorded in three edge areas of Atlantic Forest, southern Brazil. Area 1: X; area 2: Δ; area 3: ◊.

Diversas espécies, tais como *Vanellus chilensis, Columbina talpacoti, Guira guira, Furnarius rufus, Pitangus sulphuratus*, *Turdus rufiventris* e *Sicalis flaveola*, comuns nas três áreas, têm sido amplamente registradas em estudos de levantamento de aves em ambientes antropizados (Franchin e Júnior, 2004; Santos e Cademartori, 2010). Tais espécies apresentam ampla distribuição e vêm aumentando em abundância, e, algumas delas, como, por exemplo, *Bubulcus ibis* e *Passer domesticus*, tornaram-se cosmopolitas (Anjos, 2004; Donatelli *et al*., 2004). Além de espécies generalistas, remanescentes florestais abrigam espécies que necessitam de hábitat preservado para sobreviver, espécies estas sensíveis à fragmentação florestal, como *Chamaeza campanisona, Mionectes rufiventris* e *Vireo olivaceus* (Anjos *et al*., 2011).

As três áreas apresentaram composição de espécies distinta entre si. A área 1 apresentou espécies características de áreas úmidas e hábitos gregários. Na área 2, espécies comuns em ambientes antrópicos foram registradas em maior número, evidenciando a forte influência que o ambiente é capaz de causar sobre a distribuição da avifauna (Chace e Walsh, 2006). A área 3, por ser um local mais preservado, apresentou maior riqueza de aves com hábitos florestais, as quais, segundo Sick (1997) e Fontana *et al*. (2003), são endêmicas da Mata Atlântica, tais como *Trogon surrucura*, *Veniliornis spilogaster* (Wagler, 1827) e *Drymophila malura*. A espécie *Procnias nudicollis* (Vieillot, 1817), registrada somente na área 3, encontra-se ameaçada de extinção em nível global e regional (Fontana *et al*., 2003; IUCN, 2011). Áreas florestais contínuas, como a área 3, possuem mais recursos e abrigos para as aves, sendo essas características fundamentais para a sobrevivência das espécies (Petry e Scherer, 2008; Scherer-Neto e Toledo, 2012).

As espécies de aves registradas no presente estudo apresentaram distribuição heterogênea nas áreas amostradas, o que indica desigual disponibilidade de recursos e a existência de impactos antrópicos (Sacco *et al*., 2013). De acordo com Donatelli *et al*. (2004), distribuições homogêneas indicam menores índices de disputa de áreas por espécies de aves e de variações sazonais entre sua distribuição, o que não foi corroborado no presente estudo, no qual foram observadas va-

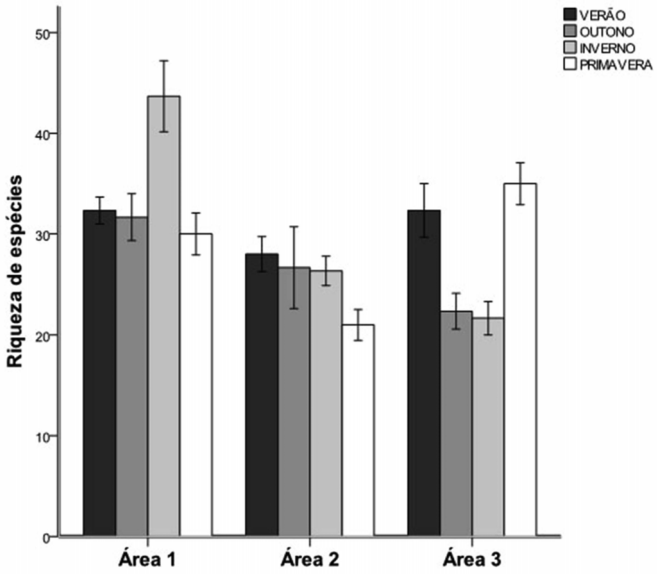

Figura 3. Comparação da riqueza média de espécies entre as estações do ano em três áreas de borda de Mata Atlântica, Rio Grande do Sul, Brasil.
Figure 3. Comparison of mean species richness among seasons in three edge areas of Atlantic Forest, southern Brazil.

riações na distribuição das espécies entre as estações do ano. As áreas estudadas apresentaram riqueza significativa de aves, porém poucas espécies abundantes e com ampla distribuição.

A maior riqueza de espécies foi registrada durante os meses de agosto e setembro na área 1, mesmo com poucos registros de espécies migrantes. Resultados similares foram obtidos por Scherer *et al*. (2010) em parques no município de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Provavelmente, a maior riqueza registrada nesses meses está relacionada com o início do período reprodutivo para a maior parte das aves do hemisfério sul, principalmente aquelas que se reproduzem mais de uma vez ao ano (Sick, 1997). Além disso, outros fatores podem estar contribuindo para a maior riqueza registrada nesse período do ano. Essa área é caracterizada por espécies caducifólias, de forma que a ausência de folhas pode ter facilitado a observação das espécies nos meses de agosto e setembro. A menor disponibilidade de alimento também é um fator que pode ter resultado no maior registro de espécies nesse período, uma vez que bandos que antes andavam agrupados dividem-se para buscar alimento, ficando assim mais visíveis (Schoener, 1971).

Insetívoros representaram a guilda com maior riqueza de espécies, destacando-se, dentre elas, *P. sulphuratus, T. melancholicus e Myiothlypis leucoblepharus*, com elevada abundância. A maior riqueza de insetívoros ocorre possivelmente devido à disponibilidade do recurso nas áreas de estudo (Scherer *et al*., 2010; Carbó-Ramírez e Zuria, 2011). No entanto, espécies como *Dendrocolaptes platyrostris* e *Xiphocolaptes albicollis,* insetívoros de tronco, foram pouco frequentes. Esse grupo vem sofrendo declínio populacional, provavelmente pela ausência de árvores de grande porte e áreas para o forrageio (Sekercioglu *et al.,* 2002; Poletto *et al*., 2004). Insetívoros de tronco são afetados diretamente pela fragmentação de hábitats, pois possuem pouca mobilidade, restringindo-se a pequenas áreas (Goerck, 1997; Sekercioglu *et al*., 2002; Lim e Sodhi, 2004; Anjos, 2006).

Espécies com hábitos onívoros também foram frequentes, quando comparadas aos resultados de Donatelli *et al*. (2004) para áreas campestres e de cerrado, porém proporcionalmente menos frequentes do que em parques no município de Porto Alegre (Scherer *et al*., 2005). A elevada frequência de espécies onívoras pode estar relacionada à variedade de recursos oferecidos por ambientes com influência antrópica, já que as áreas estudadas apresentam grande oferta de alimentos com a criação de suínos e aves no seu entorno, similarmente ao observado por Girauro *et al*. (2008). Nesses ambientes, é comum a presença de espécies generalistas e com maior plasticidade alimentar (Argel-de-Oliveira, 1995; Valadão *et al*., 2006). Da mesma forma, granívoros também foram abundantes no presente estudo, especialmente as espécies *Columbina talpacoti* e *Sicalis flaveola*, corroborando os resultados de outros estudos que indicaram alta frequência de granívoros em áreas degradadas (Marini, 2001; Girauro *et al*., 2008).

A riqueza de espécies de frugívoros foi maior na área 3, a qual representa um remanescente florestal mais conservado do que as áreas 1 e 2, submetidas à maior fragmentação e perda de hábitats. Segundo Pizo (2007), a riqueza dessa guilda é maior em remanescentes florestais mais extensos e preservados, onde uma maior disponibilidade de recursos está disponível ao longo de todo o ano. A presença de frugívoros de grande porte nas áreas estudadas, tais como *Crypturellus obsoletus, Ortalis guttata* e *Trogon surrucura,* é um bom indicativo de matas preservadas ou em processo de regeneração, dada a necessidade de extensas áreas de mata para a obtenção de alimento, uma vez que essas espécies necessitam de frutos ao longo de todo o ano (Donnelly e Mrzluff, 2004). Ao ingerirem sementes, frugívoros são capazes de dispersá-las durante seus deslocamentos, inclusive por áreas degradadas, podendo, dessa forma, regenerar áreas e restaurar condições favoráveis à ocorrência de outras espécies (Wunderle Jr., 1997; Pizo, 2004; Galetti *et al*., 2013).

Guildas comumente encontradas em ambientes alterados, tais como onívoros, granívoros e insetívoros, foram registradas em maior abundância e são características para tais ambientes (Matarazzo-Neuberger, 1995; Gimenes e Anjos, 2003; Manhães e Loures-Ribeiro, 2005; Volpato *et al*., 2010). Entretanto, poucos foram os registros de espécies de guildas dependentes de ambientes florestais, como os frugívoros e os insetívoros de tronco, evidenciando a influência da fragmentação sobre essas guildas alimentares (Antunes, 2005; Gray *et al*., 2007; Girauro *et al*., 2008). Através dos resultados obtidos, foi possível verificar a evidente mudança que as alterações na paisagem causam na composição da comunidade de aves. Dessa forma, as áreas estudadas apresentaram grande diversidade de espécies de aves oriundas de diferentes hábitats. Remanescentes florestais constituindo mosaicos com áreas antropizadas são importantes para o deslocamento, a alimentação e a manutenção do fluxo gênico das espécies de aves de ambientes florestais, influenciando positivamente na sua riqueza e na sua abundância.

Referências

ALEIXO, A. 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias. *In*: J.L.B, ALBUQUERQUE; J.F. CÂNDIDO; F.C. STRAUBE JR; A.L. ROOS (eds.), *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão, Unisul, p. 199-206.

ALEIXO, A.; VIELLIARD J.M.E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **12**(3):493-511. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751995000300004

ANJOS, L. 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **76**(2):429-434. http://dx.doi.org/10.1590/S0001-37652004000200036

ANJOS, L. 2006. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biotropica*, **38**(2):229-234. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00122.x

ANJOS, L.; COLLINS, C.D.; HOLT, R.D.; VOLPATO, G.H.; MENDONÇA, L.B.; LOPES, E.V.; BOÇON, R.; BISHEIMER, M.V.; SERAFINI, P.P.; CARVALHO, J. 2011. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, **144**(9):2213-2222. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.05.013

ANTUNES, A.Z. 2005. Alteração na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Ararajuba*, **13**(1):47-61.

ARGEL-DE-OLIVEIRA, M.M. 1995. Aves e vegetação em um bairro residencial da Cidade de São Paulo (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia*, **12**(1):81-92. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81751995000100011

AZPIROZ, A.B. 2001. *Aves Del Uruguay. Lista e Introducción a Su Biologia y Conservación*. Aves Uruguay-Gupeca, Montevidéo, Graphis Editorial, 104 p.

BÉLISLE, M.; DESROCHERS, A.; FORTIN, M.-J. 2001. Influence of Forest cover on the movements of Forest birds: a homing experiment. *Ecology*, **82**(7):1893-1904. http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1893:IOFCOT]2.0.CO;2

BELTON, W. 2003. *Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia.* São Leopoldo, Editora Unisinos, 584 p.

BENCKE, A.A.; DIAS, R.A.; BUGONI, L.; AGNES, C.E.; FONTANA, C.S.; MAURÍCIO, G.N.; MACHADOS, D.B. 2010. Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoológica*, **100**(4):519-556. http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000400022

BIBBY, C.; JONES, M.; MARSDEN, S. 2000. *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. BirdLife International. Cambridge, Expedition Advisory Centre, 139 p.

BRUMMELHAUS, J.; BOHN, M.S.; PETRY, M.V. 2012a. Bird community structure in riparian environments in Cai River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Biotemas*, **25**(2):81-96. http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n2p81

BRUMMELHAUS, J.; WEBER, J.; PETRY, M.V. 2012b. A influência da fragmentação da mata ciliar sobre a avifauna na Bacia Hidrográfica do Rio Caí, Rio Grande do Sul. *Neotropical Biology and Conservation*, **7**(1):57-66. http://dx.doi.org/10.4013/nbc.2012.71.08

CARBÓ-RAMÍREZ, P.; ZURIA, I. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, **100**(3):213-222. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.008

CHACE, J.F.; WALSH, J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, **74**(1):46-69. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (CBRO). 2014. Lista das Aves do Brasil. Disponível em: http://www.cbro.orb.br. Acesso em: 19/06/2014.

DONATELLI, R.J.; COSTA, T.V.V.; FERREIRA, C.D. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulistas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **21**(1):97-114. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752004000100017

DONNELLY, R.; MRZLUFF, J.M. 2004. Importance of reserve size and landscape context to urban Bird conservation. *Conservation Biology*, **18**(3):733-745. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00032.x

FONTANA, C.S.; BENCKE, G.A.; REIS, R.E. 2003. *Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, EDIPUCRS, 632 p.

FRANCHIN, A.G.; JÚNIOR, O.M. 2004. A riqueza da avifauna no Parque Municipal do Sabiá, zona urbana de MG. *Biotemas*, **17**(1):179 - 202.

GALETTI, M.; GUEVARA, R.; CÔRTES, M.C.; FADINI, R.; MATTER, S.V.; LEITE, A.B.; LABECCA, F.; RIBEIRO, T.; CARVALHO, C.S.; COLLEVATTI, R.G.; PIRES, M.M.; GUIMARÃES JR. P.R.; BRANCALION, P.H., RIBEIRO, M.C.; JORDANO, P. 2013. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. *Science*, **340**(6136):1086-1090. http://dx.doi.org/10.1126/science.1233774

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. 2005. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. *In*: C. GALINDO-LEAL; I.G. CÂMARA (eds.), *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Belo Horizonte, Fundação SOS Mata Atlântica, p. 3-11.

GIMENES, M.R.; ANJOS, L. 2000. Distribuição espacial de aves em um fragmento florestal do campus da Universidade Estadual de Londrina, norte Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **17**(1):263-271. http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752000000100023

GIMENES, M.R.; ANJOS, L. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, **25**(2):391-402. http://dx.doi.org/10.4025/actascibiolsci.v25i2.2030

GIRAURO, A.; MATTEUCCI, S.C.; ALONSO, J.; HERRERA, J.; ABRAMSON, R.R. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodiversidade e Conservação*, **17**(5):1251-1265. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-007-9309-9

GOERCK, J.M. 1997. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conservation Biology*, **11**(1):112-118. http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95314.x

GRAY, M.A.; BALDAUF, S.L.; MAYHEW, P.J.; HILL, J.K. 2007. The Response of Avian Feeding Guilds to Tropical Forest Disturbance. *Conservation Biology*, **21**(1):133-141. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x

IUCN. 2011. Red List of Threatened Species 2011/2. Disponível em: http://www.iucnredlist.org/. Acesso em: 25/03/2014.

KREBS, C.J. 1999. *Ecological methodology*. 2ª ed., Los Angeles, Benjamins, 620 p.

LIM, H.C.; SODHI, N.S. 2004. Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning*, **66**:199-215. http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00111-7

MANHÃES, M.A.; LOURES-RIBEIRO, A. 2005. Spatial distribuition and biversity of bird community in an urban area of Southeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **48**(2):285-294. http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132005000200016

MARINI, M.A. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International*, **11**(1):13-25. http://dx.doi.org/10.1017/S0959270901001034

MARINI, M.Â.; GARCIA, F.I. 2005. Conservação de Aves no Brasil. *In:* Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Conservação Internacional Brasil*, **1**(1):95-102.

MATARAZZO-NEUBERGER, W.M. 1995. Comunidades de aves de cinco parques e praças da Grande São Paulo, Estado de São Paulo. *Ararajuba*, **3**(1):13-19.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**(1):853-858. http://dx.doi.org/10.1038/35002501

PETRY, M.V.; SCHERER, J.F.M. 2008. Distribuição da avifauna em um gradiente no Rio dos Sinos, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, **6**(2):19-29.

PIZO, M.A. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of Southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical*, **15**(3):117-126.

PIZO, M.A. 2007. Frugivory by birds in degraded areas of Brazil. *In:* A.J. DENNIS; E.W. SCHUPP; R.J. GREEN; D.W. WESTCOTT (eds.), *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. Wallingford, CABI Publishing, p. 615-627. http://dx.doi.org/10.1079/9781845931650.0615

POLETTO, F.; ANJOS, L.; LOPES, E.V.; VOLPATO, G.H.; SERAFINI, P.P.; FAVARO, F.L. 2004. Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Ararajuba*, **12**(2):89-96.

RIBON, R.; SIMON, J.E.; MATTOS, G.T. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology*, **17**(6):1827-1839. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00377.x

SACCO, A.G.; BERGAMANN, F.B.; RUI, A.M. 2013. Assembleia de aves na área urbana do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropical,* **13**(2):153-162. http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032013000200014

SANTOS, A.M.R. 2004. Comunidades de aves em remanescentes florestais secundários de uma área rural no sudeste do Brasil. *Ararajuba*, **12**(1):41-44.

SANTOS, M.F.B.; CADEMARTORI, C.V. 2010. Estudo comparativo da avifauna em áreas verdes urbanas da região metropolitana de Porto Alegre, sul do Brasil. *Biotemas*, **23**(1):181-195.

SAUNDERS, D.; HOBBS, R.; MARGULES, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, **5**(1):18-32. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x

SCHERER, A.L.; SCHERER, S.B.; BUGONI, L.; MOHR, L.V.; EFE, A.M.; HARTZ, S.M. 2005. Estrutura trófica da avifauna em oito parques da cidade de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ornithologia*, **1**(1):25-32.

SCHERER, J.F.M.; SCHERER, A.L.; PETRY, M.V.; TEIXEIRA, É.C. 2006. Estudo da avifauna associada à área úmida situada no Parque Mascarenhas de Moraes, zona urbana de Porto Alegre (RS). *Biotemas,* **19**(1):107-110.

SCHERER, J.F.M.; SCHERER, A.L.; PETRY, M.V. 2010. Estrutura trófica e ocupação de hábitat da avifauna de um parque urbano em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, **23**(1):169-180.

SCHERER, A.L.; SCHERER, J.F.M.; PETRY, M.V.; SANDER, M. 2011. Occurrence and interaction of wild birds at poultry houses in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia,* **19**(1):74-79.

SCHERER, J.F.M.; SCHERER, A.L.; PETRY, M.V. 2012. Distribuição e estrutura trófica de aves em gradiente industrial petroquímico, no sul do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, **7**(3):162-170.

SCHERER-NETO, P.; TOLEDO, M.C.B. 2012. Bird community in an Araucaria forest fragment in relation to changes in the surrounding landscape in Southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia,* **102**(4):412-422. http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212012000400007

SCHOENER, T.W. 1971. Theory of Feeding Strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **2**(1):369-404. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.02.110171.002101

SEKERCIOGLU, C.; EHRLICH, P.E.; DAILY, G.C; AYGEN, D.; GOEHRING, D.; SANDI, R.F. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *PNAS*, **99**(1):263-267. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.012616199

SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, 827 p.

STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER, T.A.; MOSKOVITS, D.K. 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation.* 4ª ed., Chicago/London, The University of Chicago Press, 478 p.

TEIXEIRA, M.B.; COURA-NETO, A.B.; PASTORE, U.; RANGEL-FILHO, A.L.R. 1986. Vegetação. *In:* RADAMBRASIL, *Levantamento de Recursos Naturais*. Rio de Janeiro, IBGE, **33**(1)**:**541-632.

VALADÃO, R.M.; FRANCHIN, A.G.; JÚNIOR, O.J. 2006. A avifauna no Parque Municipal Victório Siquierolli, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas*, **19**(1):81-91.

VIELLIARD, J.M.E. 2000. Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. *Anais Academia Brasileira de Ciências*, **72**(3):223-330. http://dx.doi.org/10.1590/S0001-37652000000300006

VOLPATO, G.H.; PRADO, V.M.; ANJOS, L. 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *Forest Ecology and Management*, **260**(7):1156-1163. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.006

WILLIS, E.O. 2000. Ranking urban avifaunas (Aves) by number of localities per species in São Paulo, Brazil. *Iheringia*, **88**(1):139-146.

WUNDERLE JR., J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology*, **99**(1-2):223-235. http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00208-9

Submitted on May 22, 2014
Accepted on September 16, 2014