



AVIFAUNA DO RIO PIABANHA, RIO DE JANEIRO, SUDESTE DO BRASIL

R. D. Antonini^{1,2}

A. F. Nunes - Freitas²; H. R. Luz¹; M. S. Rodrigues¹

¹ - Laboratório de Ornitologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. CEP 23890 - 000, Seropédica, RJ - Brasil. E - mail: rdantonini@gmail.com

² - Laboratório de Ecologia Florestal e Biologia Vegetal, Departamento de Ciências Ambientais, Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. CEP 23890 - 000, Seropédica, RJ - Brasil.

INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica abriga enorme diversidade biológica e elevadas taxas de endemismo, sendo classificada como um dos 34 hotspots mundiais (Myers *et al.*, 000; Mittermeier *et al.*, 005). No entanto, esse bioma e suas formações florestais associadas vêm sofrendo uma intensa pressão antrópica devido à expansão agrícola e ao crescimento urbano, o que levou a uma ampla perda de habitats e redução da área ocupada pela Floresta Atlântica (Rocha *et al.*, 003). Atualmente, esse bioma está reduzido a cerca de 7,5%, representados por um grande número de fragmentos de diferentes tamanhos e graus de isolamento (Rocha *et al.*, 003).

As aves estão entre os grupos mais bem conhecidos do Brasil, sendo listadas 1788 espécies, das quais 13% são endêmicas do país (CBRO, 2008). Destas, cerca de 11% estão ameaçadas de extinção (Marini & Garcia, 2005; CBRO, 2008), principalmente devido a perda de cobertura vegetal e a fragmentação de habitats (Marini & Garcia, 2005). Esses dois fatores de degradação podem afetar a composição e a dinâmica de comunidades biológicas (Howe, 1984), alterando a dinâmica das populações devido às modificações nas densidades populacionais (Verner, 1981), seja por migração de indivíduos para áreas mais preservadas ou pela extinção local, em especial daquelas mais sensíveis às modificações ambientais (Jarvis, 1994; Bierregaard & Lovejoy, 1989). Dessa forma, a fragmentação pode afetar tanto direta quanto indiretamente as comunidades biológicas, causando modificações significativas na estrutura das comunidades, reduzindo a riqueza de espécies e modificando a composição (Pimm & Diamond, 1993; Pimm & Askins, 1995; Pimm *et al.*, 995).

Algumas populações podem não responder imediatamente a essas alterações (Temple & Wiens, 1989) ou podem se beneficiar destas, retardando a detecção dos efeitos negativos da fragmentação (Bierregaard *et al.*, 992). Algumas espécies se beneficiaram diretamente com a alteração e a perda de habitat natural. Assim, apesar da relação direta entre perda de cobertura vegetal e redução direta da diver-

sidade biológica, áreas fragmentadas podem manter populações viáveis de diferentes espécies de aves, em especial aquelas áreas onde os fragmentos apresentam certo grau de conectividade (Burkey, 1989; Lindenmayer & Nix, 1993), mantendo - se ligadas por corredores naturais, tais como matas ciliares ou *stepping stones* (Gilbert *et al.*, 998; Sieving *et al.*, 001).

OBJETIVOS

O objetivo deste estudo foi efetuar um inventário rápido das espécies da avifauna que ocorrem em três áreas localizadas na região do entorno do Rio Piabanha, nos municípios de Posse, Areal, Três Rios e Paraíba do Sul (RJ), gerando informações sobre a riqueza e composição de espécies e sobre a biologia, a distribuição e o estado de conservação das espécies observadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo-A bacia hidrográfica do rio Piabanha está localizada na Região Serrana Central do Estado do Rio de Janeiro. O rio Piabanha, o principal desta bacia, nasce no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, percorrendo cerca de 80 km por três municípios (Petrópolis, Areal e Três Rios), aportando na margem esquerda do Rio Paraíba do Sul e fazendo parte da bacia hidrográfica homônima (Figueiredo & Rosas, 2005). A vegetação predominante é de Floresta Ombrófila Densa submontana (entre 50 e 500 m a.n.m.) e Floresta Ombrófila Densa montana (entre 500 e 1500 m a.n.m.) (Rocha *et al.*, 003). A Região Serrana Central concentra uma grande parte dos remanescentes de Floresta Atlântica do Estado, especialmente pelas suas características geomorfológicas, com grande número de escarpas e terrenos declivosos (Rocha *et al.*, 003). No entanto, as margens do rio Piabanha sofreram intensa degradação em quase toda a extensão por estar inserido em um vale relativamente

ampla, onde ocorreram intensa colonização e ocupação desordenada por centros urbanos, indústrias e núcleos rurais, levando a um histórico de degradação.

O estudo foi realizado em três trechos localizados ao longo do rio Piabanha. A primeira área (A1) situa-se a cerca de 33,5 km da confluência do rio Piabanha com o Paraíba do Sul (22o17'08.57" e 22o16'17.95" S e 43o06'42.37" e 43o05'07.41" O) no distrito de Posse, município de Petrópolis. É uma área heterogênea, caracterizada por elevado grau de degradação, com pastagens abandonadas, trechos de vegetação arbustiva e arbustivo-arbórea e residências, sendo caracterizada como uma área com grau médio de antropização. Já as áreas florestadas são formadas por vegetação em estágio inicial de regeneração, com serrapilheira pouco profunda e ausência de sub-bosque. A segunda área (A2) está localizada a cerca de 21,0 km da confluência do rio Piabanha com o Paraíba do Sul (22o13'40.66" e 22o12'48.87" S e 43o07'04.51" e 43o07'51.63" O) no município de Três Rios. Possui 9,8 ha e é uma área com elevado grau de antropização, situada em uma paisagem urbano-rural com indústrias e pequenos sítios nas duas margens do rio. São observadas muitas espécies frutíferas exóticas e invasoras, muitas ornamentais e áreas compostas por amplos gramados com árvores isoladas. Já a terceira área (A3) situa-se a 13,2 km da confluência do rio Piabanha com o Paraíba do Sul (22o11'59.06" e 22o10'53.86" S e 43o09'35.91" e 43o10'15.58" O), no limite entre os municípios de Areal, Três Rios e Paraíba do Sul. Possui 10,2 ha e é caracterizada como urbana e rural, composta por áreas de vegetação arbórea e extensas matrizes de pastagem e solo exposto. Possui uma área florestada com grande número de espécies introduzidas e sub-bosque pouco denso. São observadas muitas espécies de plantas ornamentais, além de bromélias e orquídeas.

Metodologia - O levantamento preliminar da avifauna consistiu de identificação visual, com o auxílio de binóculos e guias de campo especializados (Dunning, 1982; Devey & Endrigo, 2004), e auditiva (cantos, pios, chamadas e gritos de alerta). No período das 0700 h às 1600 h, três pesquisadores percorreram a área em velocidade constante e em silêncio, anotando em caderneta de campo as aves observadas e/ou ouvidas durante o percurso. Também foram feitas entrevistas com moradores dos arredores da área de implantação dos empreendimentos para identificação da avifauna local. A nomenclatura e classificação das espécies nas famílias taxonômicas foram estabelecidas de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2008).

As espécies foram classificadas em guildas tróficas segundo Sick (1997) e estudos recentes sobre dieta das espécies registradas nas seguintes guildas tróficas: nectarívoro, granívoro, frugívoro, onívoro, invertívoro, carnívoro, piscívoro, planctívoro e necrófago. As espécies foram categorizadas de acordo com o *status* de ameaça segundo a lista vermelha das espécies ameaçadas publicada pela União Internacional para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN).

Para avaliar o grau de similaridade da avifauna das três áreas estudadas foi utilizado o índice de similaridade de Jaccard (Cj) (Magurran, 1988).

RESULTADOS

Foi registrado um total de 115 espécies de aves, pertencentes a 42 famílias. Comparando-se as três áreas estudadas, A3 foi a que apresentou o maior número de espécies (S = 91 espécies de 38 famílias), seguida da A1 (S = 65 espécies de 31 famílias) e da A2 (S = 34 espécies de 19 famílias). A baixa riqueza das três áreas pode ser explicada por fatores ligados à perda de habitats, tais como a falta de recursos para espécies com hábitos especialistas ou pelo aumento da densidade de mesopredadores e competidores em potencial (Gascon *et al.*, 1999; Gascon *et al.*, 2001).

Apenas 23 espécies (20,0% do total) foram registradas em todas as áreas estudadas, sendo registradas 18 espécies (15,7%) ocorrendo exclusivamente em A1, quatro em A2 (3,5%) e 41 em A3 (35,7%). A similaridade entre as três áreas, em geral, foi baixa, variando de 28,9% (entre A2 e A3) a 40,5% (entre A1 e A3). A baixa similaridade entre as áreas pode ser causada pelas diferenças na estrutura da vegetação e pela proximidade com áreas urbanas, fatores determinantes na disponibilidade de recursos, em especial para as aves com maior exigência alimentar (Stouffer & Bierregaard, 1995; Gascon *et al.*, 1999; Daily *et al.*, 2001; Sekercioglu *et al.*, 2002; Sekercioglu, 2007).

A maioria das espécies registradas é comumente encontrada em centros urbanos ou áreas antropizadas (Argel - de - Oliveira *et al.*, 1996; Sick, 1997). Essas aves, bem adaptadas a ambientes abertos, podem adentrar a mata em fragmentos pequenos e até ocupar todo o seu interior (Goosem, 1997). Essas espécies normalmente possuem alta habilidade de dispersão e são generalistas quanto à alimentação e à utilização de habitat, ao contrário daquelas que vivem no interior da mata (Lovejoy *et al.*, 1986).

No total, as famílias mais representativas foram Tyrannidae, com 12 espécies (10,34%) e Thraupidae, com 11 espécies (9,48%). Quando analisadas separadamente, os resultados são distintos entre as áreas, com a família Thraupidae sendo a mais representativa na A1 (S = 9), Trochilidae em A2 (S = 5) e Tyrannidae em A3 (S = 10). A família Tyrannidae é composta, em grande parte, por espécies invertívoras (Sick, 1997), e a presença de áreas de pastagem sugere a existência de invertebrados que serviriam como recurso alimentar, como encontrado em outras localidades (Donatelli *et al.*, 2004; Donatelli *et al.*, 2007). Já Thraupidae é composta por espécies onívoras, mas que utilizam grande quantidade de frutos na dieta (Sick, 1997) e a abundância de plantas em frutificação pode explicar sua grande frequência. A alta representatividade da família Trochilidae em A2 provavelmente se deu em função da grande quantidade de espécies vegetais em floração no período de estudo, o que atrai um maior número de beija-flores, especialmente em áreas onde os recursos são escassos (Chace & Walsh, 2006).

Foram encontrados representantes de nove guildas, sendo a mais representativa a de onívoros (S = 36 espécies; 31,3%), e a menos representativa foi a de necrófagos (S = 1; 0,9%). Em A1, os onívoros também foram os mais representativos (S = 19 espécies; 29,2%). Já em A2, a guilda mais representativa foi a de invertívoros (S = 11; 32,4%) e, em A3, onívoros e invertívoros (S = 26). Segundo Willis (1976), é esperado que, em fragmentos pequenos, haja um aumento

das espécies onívoras, uma vez que estas possuem mais facilidade de encontrar alimento devido a sua amplitude na dieta. Esses dados corroboram os encontrados neste estudo, onde A1, a menor das áreas estudadas, apresentou a maior proporção de onívoros entre as três áreas. Segundo Almeida (1982), áreas mais alteradas tendem a apresentar maior o número de invertívoros, enquanto áreas menos alteradas apresentam maior o número de onívoros. Neste estudo, encontramos uma maior proporção de invertívoros em A2, área com maior grau de antropização do que as demais. No entanto, em A3, área menos alterada, a proporção de onívoros e invertívoros foi a mesma.

O baixo número de frugívoros observado neste estudo pode ser também uma resposta ao grau de degradação das áreas amostradas, que levaria a uma redução na produção de frutos disponíveis para as espécies frugívoras, especialmente as especialistas (Benetiz - Malvido *et al.*, 1999; Silva & Tabarelli, 2000; Galetti, 2001), podendo levá-las à extinção local.

Foram encontradas duas espécies classificadas como vulneráveis à extinção pela IUCN, *Sporophila frontalis* (Emberizidae) e *Aburria jacutinga* (Cracidae). *Sporophila frontalis* ocorre em matas espessas e taquarais (Sick, 1997), e a fragmentação e o desmatamento desses habitats são os principais fatores que têm influenciado na diminuição das suas populações (Vasconcelos *et al.*, 2005). *Aburria jacutinga* é endêmica da Mata Atlântica, e o extenso desflorestamento e forte pressão de caça eliminou a espécie de grande parte de sua distribuição original, causando o declínio da população (São Bernardo & Clay, 2006). Espécies ameaçadas de extinção geralmente estão associadas a ambientes de vegetação em bom estado de conservação (Rocha *et al.*, 2003). Como as áreas amostradas não possuem vegetação em bom estado de conservação, já era de se esperar que o número de espécies ameaçadas fosse bem reduzido.

CONCLUSÃO

Concluímos que os baixos valores de riqueza encontrados nas três áreas estudadas são uma resposta ao nível de degradação das mesmas e que as diferenças encontradas em termos de composição se devem aos diferentes níveis de degradação e ao estado de conservação das três áreas, que mostrou-se bastante distinto. No entanto, estudos de maior duração na área podem aumentar o número de espécies registradas, modificando também as proporções das guildas observadas.

REFERÊNCIAS

Almeida, A.F. 1982. Análise das categorias de nichos tróficos das aves de Matas Ciliares em Anhembi, Estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo* 16A(3): 1787 - 1795.

Argel - de - Oliveira, M.M., Castiglioni, G.D.A. & Souza, S.B. 1996. Comportamento alimentar de aves em *Trema micrantha* (Ulmaceae) em duas áreas alteradas do sudeste brasileiro. *Ararajuba*, 4(1): 51 - 55.

Benetiz - Malvido, J., Garcia - Guzman, G. & Kossmann - Ferraz, I.D. 1999. Leaf - fungal incidence and herbivory on tree seedlings in tropical rain - forest: an experimental study. *Biol. Conserv.*, 91: 143 - 150.

Bierregaard Jr, R.O. & Lovejoy, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on an American understory bird communities. *Acta Amazonica*, 19: 215 - 241.

Bierregaard Jr, R.O., Lovejoy, T.E., Kapos, V., Dos Santos, A.A. & Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*, 42: 859 - 866.

Burkey, T.V. 1989. Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *OIKOS*, 55: 75 - 81.

Chace, J.F. & Walsh, J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and urban Planning* 74: 46 - 69.

Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2008. Listas das aves do Brasil. Versão 5/10/2008. Electronic Database accessible at <http://www.cbro.org.br>. Captured on 09 May 2009.

Daily, G.C., Ehrlich, P.R. & Sanchez - Azoifeifa, G.A. 2001. Countryside biogeography: use of human - dominated habitats by avifauna of southern Costa Rica. *Ecol. Appl.*, 11: 1 - 13.

Develey, P.F. & Endrigo, E. 2004. Guia de Campo, Aves da Grande São Paulo. Ed. Aves e Fotos, SP.

Donatelli, R.J., Costa, T.V.V. & Ferreira, C.D. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. *Revta. Brasil. Zool.*, 21(1): 97 - 114.

Donatelli, R.J., Ferreira, C.D., Dalbeto, A.C. & Posso, S.R. 2007. Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Revta. Brasil. Zool.*, 24(2): 362-375.

Dunning, J.S. 1982. *South American Land Birds*. Harwood Books. 364p.

Figueiredo, B.C. & Rosas, R.O. 2005. X Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada-Diagnóstico Ambiental do Rio Piabanha, Petrópolis/RJ.

Galetti, M. 2001. The future of the Atlantic forest. *Conserv. Biol.*, 14: 4.

Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Toucher, M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.*, 91: 223 - 229.

Gascon, C.; Bierregaard Jr., R.O., Laurance, W.F. & Rankin - de - Merona, J. 2001. Deforestation and forest fragmentation in the Amazon. p. 22 - 30. In: Bierregaard Jr., R.O., Gascon, C., Lovejoy, T.E. & Mesquita, R. (eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press. New Haven, USA.

Gilbert, F., Gonzalez, A. & Evans - Freke, I. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proc. R. Soc. Lond.*, 265: 577 - 582.

Goosem, M. 1997. Internal fragmentation: the effects of roads highways, and powerline clearings on movements and

- mortality of rainforest vertebrates, p. 241 - 255. In: Lawrence, W.F. & Bierregaard, R.O. (Eds). Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragment communities. Chicago, The University of Chicago Press, 632p.
- Howe, H.F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserves management. *Biol. Conserv.*, 30: 261 - 281.
- Jarvis, P.J. 1994. Environmental changes, p. 42 - 85. In: Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D. (Eds). Birds as monitor of environmental change. London, Chapman and Hall, 368p.
- Lindenmayer, D.B. & Nix, H.A. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conserv. Biol.*, 7(3): 627 - 630.
- Lovejoy, T.E., Bierregard Jr, R.O., Rylands, A.B., Malcom, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S., Powell, A.H., Powell, G.N.V., Schubart, H.O.R. & Hays, M. 1986. Edge and other effects of isolation of Amazon forests fragmentations, p. 257 - 285. In: Soulé, M.E. (Ed). Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sunderland, Sinauer, 584p.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. University Press, Cambridge. 179p.
- Marini, M.A. & Garcia, F.I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 95 - 102.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J. & Fonseca, G.A.B. 2005. Hotspots revisited-Earth's biological richest and most endangered terrestrial ecoregions. The University of Chicago Press. 392 p.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kents, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853 - 845.
- Pimm, S.L. and Diamond, 1993. Times to extinction for small populations of large birds. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 90: 10871 - 10875.
- Pimm, S.L. & Askins, R.A. 1995. Forest losses predict bird extinctions in eastern North America. *Ecology*, 92: 9343 - 9347.
- Pimm, S.L., Russel, G.J., Gittleman, J.L. & Brooks, T.M. 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269: 347 - 350.
- Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Alves, M.A.S. & Van Sluys, M. 2003. A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica. Editora RiMa, São Paulo. 160p.
- São Bernardo, C.S. & Clay, R.P. 2006. Cracídeos ameaçados. In: Pereira, S.L & Brooks, D.M. Eds. Conservando os Cracídeos: a família de aves mais ameaçadas das Américas. Miscellaneous Publications of The Houston Museum of Natural Science.
- Sekercioglu, C.H. 2007. Conservation ecology: area trumps mobility in fragment bird extinctions. *Curr. Biol.*, 17(8): 283 - 286.
- Sekercioglu, C.H., Ehrlich, P.R., Daily, C.G., Aygen, D., Goehring, D. & Sandi, R. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 99: 263 - 267.
- Sick, H. 1997. Ornitologia Brasileira. Uma introdução. Ed. Nova Fronteira. Rio de Janeiro, 912p.
- Sieving, K.E., Willson, M.F. & de Santo, T.L. 2001. Defining Corridor Functions for Endemic Birds in Fragmented South - Temperate Rainforest. *Conserv. Biol.*, 14(4): 1120 - 1132.
- Silva, J.M.C. & Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future of flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, 404: 72 - 74.
- Stouffer, P.C. & Bierregaard Jr., R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 76: 2429 - 2445.
- Temple, S.A. & Wiens, J.A. 1989. Bird population and environmental change: Can be bio - indicators? *American Birds*, 43: 260 - 270.
- Vasconcelos, M.F., Vasconcelos, A.P., Viana, P.L., Palú, L. & Silva, J.F. 2005. Observações sobre aves granívoras (Columbidae e Emberizidae) associadas à frutificação de taquaras (Poaceae, Bambusoideae) na porção meridional da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. *Lundiana*, 6(1): 75 - 77.
- Verner, J. 1981. Measuring responses of avian communities to habitat manipulation. *Studies in Avian Biology*, 6: 543 - 547.
- Willis, E.O. 1976. Effects of a cold wave on an Amazonia avifauna in the upper Paraguay Drainage, western Mato Grosso, and suggestions on oscine - suboscine relationships. *Acta Amaz.*, 6: 379 - 394.