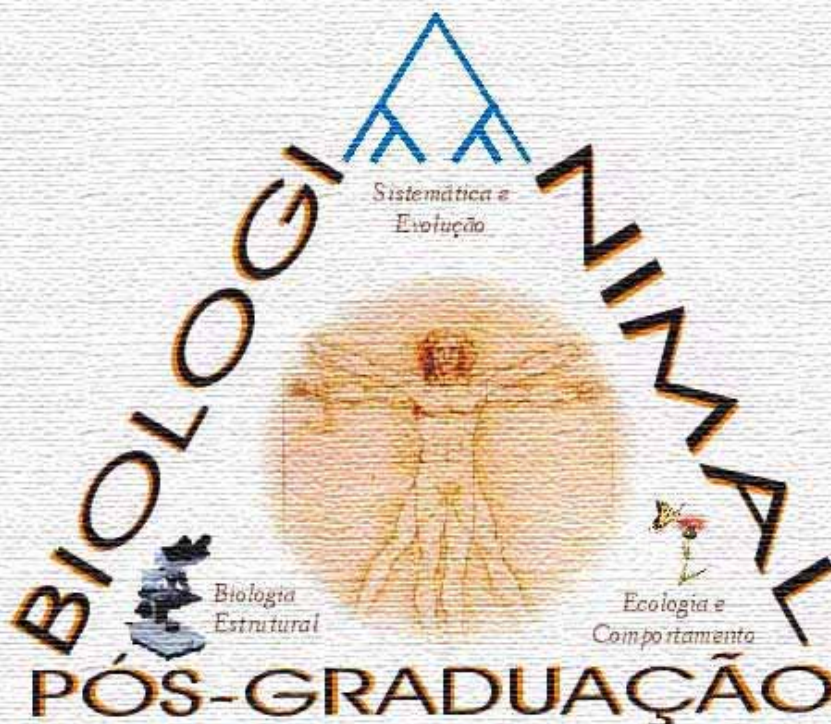




UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de São José do Rio Preto

FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL: EFEITOS EM MÚLTIPLA
ESCALA SOBRE A DIVERSIDADE DE AVES EM
REMANESCENTES FLORESTAIS NO NOROESTE DO
ESTADO DE SÃO PAULO

ARTHUR ÂNGELO BISPO



FEVEREIRO 2010

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS
SÃO JOSÉ DO RIO PRETO – SP

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

ARTHUR ÂNGELO BISPO

FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL: EFEITOS EM MÚLTIPLA
ESCALA SOBRE A DIVERSIDADE DE AVES EM
REMANESCENTES FLORESTAIS NO NOROESTE DO
ESTADO DE SÃO PAULO

ORIENTADOR: **PROF. DR. WAGNER ANDRÉ PEDRO**

- 2010 –

ARTHUR ÂNGELO BISPO

FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL: EFEITOS EM MÚLTIPLA
ESCALA SOBRE A DIVERSIDADE DE AVES EM
REMANESCENTES FLORESTAIS NO NOROESTE DO
ESTADO DE SÃO PAULO

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Biologia Animal, área de Ecologia e Comportamento junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Wagner André Pedro
UNESP – Araçatuba

Profª. Dra. Denise Cerqueira Rossa-Feres
UNESP – São José do Rio Preto

Prof. Dr. Paulo De Marco Jr.
Universidade Federal de Goiás

Prof. Dr. Rômulo Ribon
Universidade Federal de Viçosa

Prof. Dr. Luiz Dino Vizotto
UNESP – São José do Rio Preto

São José do Rio Preto, 25 de fevereiro de 2010

Bispo, Arthur Ângelo.

Fragmentação florestal: efeitos em múltipla escala sobre a diversidade de aves em remanescentes florestais no noroeste do estado de São Paulo / Arthur Ângelo Bispo. – São José do Rio Preto : [s.n.], 2010.

97 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Wagner André Pedro

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia animal. 2. Ecologia da paisagem. 2. Aves. 3. Diversidade biológica. 4. Fragmentos florestais. I. Pedro, Wagner André. II. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. IV. Título.

CDU - 591.5

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
Campus de São José do Rio Preto - UNESP



*“Todos estes que aí estão atravancando o meu caminho,
eles passarão.
Eu passarinho!!!”*

(Mario Quintana)

DEDICO ESTA A TODOS QUE
FORAM, E SÃO, DE
FUNDAMENTAL IMPORTÂNCIA
EM MINHA VIDA, EM ESPECIAL
À MINHA FAMÍLIA, COM MUITO
AMOR.

AGRADECIMENTOS

Este estudo contou com a colaboração, apoio e incentivo de amigos, colegas e instituições. A todas essas pessoas, gostaria de agradecer sinceramente:

- Ao Prof. Dr. Wagner André Pedro, por esse caminho de orientação que já perfazem seis anos. Durante esse doutorado o seu auxílio foi fundamental, pelos seus ensinamentos, estímulos, apoio, confiança e conselhos;

- A Profa. Dra. Denise de Cerqueira Rossa-Feres, pelo seu papel como professora que me adotou em seu laboratório, pelo apoio, ensinamentos e conselhos. Agradeço ainda pelo seu papel como coordenadora do projeto, pelo convite antes mesmo desse estudo se transformar em um doutorado, pela paciência, auxílio e por viabilizar as condições de realização desse estudo;

- O planejamento e execução das fases de campo contaram com o auxílio de pessoas fundamentais. Agradeço em especial a Profa. Dra. Lilian Casatti, pelos conselhos e pelo grande apoio e paciência durante o desenvolvimento do projeto. A Profa. Dr. Maria Stela Maioli Castilho-Noll pela organização logística das fases de campo. Ao Sr. Paulinho pelo transporte até os pontos de coleta;

- A dedicação e o imenso auxílio da equipe que se revezou em campo, Albert G. de Aguiar, Alexandre Azevedo, Anderson C. Branco, Dario C. Dalprá, Lays C. Parolin, Leonardo Deconto, Leonardo G. D. Gustmann, Lorena Camargo, Mainara, Jordani, Mariana C. Bustamante, Massao V. Itou e Oscar Farina Jr;

- A Mariana Sant'Ana Schlichting, por não ter apenas ajudado em campo mas também assumido algumas responsabilidades do projeto como pessoais o que foi fundamental para viabilização do mesmo. Pelo carinho, convivência, sugestões e empolgação ornitológica;

- Aos proprietários e administradores das áreas onde os remanescentes florestais estavam situados, em especial ao Sr. Luiz Carlos Marques Rocha, pelo apoio, motivação, discussões sobre fotografia e ornitologia, pela sua curiosidade e paixão pelas aves o que nos permitiu incrementar os registros de espécies para o noroeste apresentado no Capítulo I;

- Ao Prof. Dr. Luiz Dino Vizotto, pelos ensinamentos e pelos dados cedidos sobre os registros da avifauna da cidade de São José do Rio Preto;

- A Profa. Dra. Erica Hasui, pelos ensinamentos, apoio, idéias e discussões. Agradeço ainda pelos dados fornecidos sobre os registros da avifauna para região noroeste do estado de São Paulo e que fazem parte do Capítulo I;

- Ao Prof. Dr. Jean Paul Metzger, pelo apoio ao abrir às portas do Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação da USP (LEPaC) permitindo assim o aprendizado das técnicas de estudo e dos conceitos;

- Ao Leandro Tambosi, pelos ensinamentos e a grande paciência e por agüentar um ornitólogo tentando aprender um pouco sobre ArcGis, imagens de satélite, mapeamento da paisagem, Fragstats entre outras coisas;

- Ao Prof. Dr. Paulo De Marco Jr., pelas sugestões, idéias, ensinamentos e por abrir o espaço de seu laboratório para as análises;

- Ao Leandro Juen, pelos ensinamentos, idéias, paciência e pelo cordial oferecimento de seu tempo para me ajudar nas análises dos dados;

- Ao Prof. Dr. Fausto Nomura, pelo apoio, sugestões, discussões, revisões e idéias. Agradeço ainda por todas as hospedagens em São José do Rio Preto e agora em Goiânia, pelos momentos de descontração, conselhos e conversas;

- A Claudia Guimarães, pelo apoio, discussões, idéias, sugestões e revisões. Agradeço ainda a ela e sua irmã Evelyn Cristina pelas hospedagens durante minhas estadias na cidade de São Paulo;

- Ao Dr. Henning Steinicke, pelas discussões, sugestões, idéias e pelas revisões dos abstracts;

- Ao Dr. Gledson Vigiano Bianconi e a Fabiana Rocha Mendes, pelas idéias, sugestões e revisões. Agradeço ainda pelo convívio profissional e pessoal em todos esses anos de biologia;

- Agradeço Carlos Eduardo Conte, amigo de formação acadêmica, pelas sugestões, idéias, discussões, revisões e por compartilhar dos mesmos momentos desde a redação até a impressão da tese;

- Ao amigo Janael Ricetti, pelas sugestões, revisões e pelos momentos de descontração;

- A Miriam Cristina de Almeida, pelas sugestões e pelo envio de bibliografias;

- Aos amigos Christoph Knogge, Rodrigo Napoli, Paulo Tissot, Daniel Isolani, Elisandro Bruscato pelos momentos de descontração no decorrer dessa tese;

- A minha família, pelo companheirismo, convívio, apoio, por viabilizarem um sonho e pela compreensão da minha ausência;

- A Izabella Armstrong Antunes, pelo carinho, conselhos e pelo convívio nos anos iniciais dessa tese;

- Aos amigos de São José do Rio Preto, pelas hospedagens, apoio, favores, em especial a Daniel Carvalho Carneiro, Luiz Gustavo Gorgatto, Rodrigo Zieri, Rodrigo Daud, Peterson Demite, Cristiane de Paula Ferreira, Fabio Akashi Hernandez, Fernando Rodrigues da Silva e Diogo Provete.

- Esta pesquisa fez parte do projeto temático “Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista: base para estudos de conservação da biodiversidade” (Programa BIOTA/FAPESP 2004/04820-3).

CONTEÚDO

RESUMO GERAL	01
ABSTRACT	02
INTRODUÇÃO GERAL	03
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	06
CAPÍTULO I:	
AVES DO NOROESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO: RIQUEZA DE ESPÉCIES, COMPOSIÇÃO E EXTINÇÕES LOCAIS	
RESUMO	11
ABSTRACT	11
INTRODUÇÃO	12
MÉTODOS	13
RESULTADOS	15
DISCUSSÃO	16
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	19
TABELAS	23
FIGURAS	24
CAPÍTULO II	
RESPOSTAS DE GRUPOS FUNCIONAIS E DA RIQUEZA DE AVES À FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NOS DOMÍNIOS DA FLORESTA ATLÂNTICA	
RESUMO	27
ABSTRACT	27
INTRODUÇÃO	28
MÉTODOS	29
RESULTADOS	32
DISCUSSÃO	33
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	37
TABELAS	41
FIGURAS	45
CAPÍTULO III	
RESPOSTAS DE GRUPOS FUNCIONAIS DE AVES AO TAMANHO E A ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE REMANESCENTES FLORESTAIS	
RESUMO	55
ABSTRACT	55
INTRODUÇÃO	56
MÉTODOS	57
RESULTADOS	60
DISCUSSÃO	61
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
TABELAS	69
FIGURAS	73
CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
APÊNDICE I	78

RESUMO GERAL

A fragmentação florestal é uma das principais ameaças a diversidade de aves sendo responsável por grande parte das extinções de espécies em florestas tropicais. Os efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade de espécies em remanescentes devem ser analisados em diferentes escalas com a finalidade de uma melhor interpretação de suas conseqüências sobre cada espécie ou grupo de espécies. Desta forma, este estudo procurou responder três perguntas que geraram as hipóteses de trabalho desenvolvidas em cada capítulo. 1) Quais espécies ocorrem na região noroeste do estado de São Paulo? 2) Como a paisagem do entorno dos remanescentes florestais influencia a riqueza e os grupos funcionais de aves? 3) Na escala do fragmento, como as variáveis ambientais influenciam a riqueza de espécies e a distribuição dos grupos funcionais nos remanescentes florestais? As respostas dessas perguntas seguem um gradiente de relação, de um fator regional até o local. Foram registradas 328 espécies para a região. As origens dos registros permitiram supor que os exclusivamente históricos foram de espécies que não ocorram mais localmente. Essas espécies apresentaram uma forte relação com as categorias propostas, sendo que 75% delas possuem algum tipo de dependência com o ambiente florestal, 63% estão categorizadas como ameaçadas de extinção para o estado de São Paulo e 34% pertencem a algum centro de endemismo. Na escala da paisagem, a distância adotada como paisagem de entorno e os requerimentos ecológicos de cada grupo funcional são responsáveis pelas relações com os componentes da paisagem. Na escala do fragmento, as similaridades entre os remanescentes florestais de acordo com as variáveis estruturais e os grupos funcionais nem sempre foram concordantes. As relações positivas entre o tamanho de área e porcentagem de área nuclear com a riqueza e com os grupos funcionais dependentes dessas variáveis, suportam a relação espécie-área. Os resultados demonstram que apesar da fragmentação ser um processo na escala da paisagem, os seus efeitos também podem ser observados na escala local do fragmento. As respostas dos grupos funcionais de aves, no entanto, são dependentes da sensibilidade de cada grupo funcional para a fragmentação.

Palavras-chave: conservação de aves, fragmentação florestal, ecologia de paisagens, relação espécie-área, assembléias de aves.

ABSTRACT

Forest fragmentation is one of the major threats to bird diversity and is responsible for most of the extinctions of species in tropical forests. The effects of forest fragmentation on the species diversity in forest remnants should be analyzed at different scales in order to a better interpretation of the consequences for each species or species groups. The presented thesis was therefore structured in three chapters that address questions which reflect these different scales 1) Which species occur in the northwestern region of the state of São Paulo? 2) How influences the landscapes the species richness and the functional groups of birds? 3) How are species richness and distribution of functional groups in forest remnants influenced by environmental variables on the patch scale? The answers to these questions follow a gradient, of a regional to a local scale. The records of our assessment and former studies, performed in this region, include 328 species for the northwestern region, but show discrepancies in species composition between the former and the present status. Some species have thus apparently vanished regionally. We structured the records in three categories representing forest dependence, threat status, and endemism. The species that have regionally vanished show a strong relationship with the categories: 75% depend somehow on the forest habitat, 63% are categorized as endangered in the state of São Paulo, and 34% are endemic to four endemism centers. At the landscape scale, the surrounding landscape and the ecological requirements of each functional group describe the relations of bird functional groups and bird species richness to the components of the landscape. On patch scale the multivariate analysis showed that the similarities between remnants according structural variable and functional groups, sometimes disagree. The positive relationship, which we found between the size of area and the percentage of core area with species richness and functional groups support the species-area relationship theory. Our results show that although being a process on landscape scale, fragmentation effects are visible on local patch scale too. The response of functional groups of birds however, very much depends on the sensitivity to fragmentation of each group.

Key-words: bird conservation, forest fragmentation, landscape ecology, species-area relationship, assemblages of birds.

INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil, com 1790 espécies (CBRO, 2009), apresenta a terceira maior diversidade de aves do planeta (18% do total) (Sabino & Prado 2000; Lewinsohn & Prado 2005) e um número excepcionalmente alto de táxons endêmicos ($n = 501$; 28%) (Marini & Garcia 2005). Na Mata Atlântica esses valores são surpreendentes: 1020 espécies registradas das quais 188 são endêmicas (Marini & Garcia 2005). Tal característica, aliada à sua intensa exposição aos impactos ambientais, coloca o bioma entre os de maior interesse para conservação no neotrópico (Ribeiro *et al.* 2009, Mittermeier *et al.* 2005), sendo hoje considerado um dos *hotspots* mais ameaçados do mundo (Goerck 1997, Ratan *et al.* 1998, Myers *et al.* 2000, Tabarelli *et al.* 2005, Pinto *et al.* 2006).

Com ampla distribuição, a Floresta Atlântica estende-se do sudeste do Rio Grande do Norte ao sudeste de Santa Catarina (Ab'Sáber 2003), tendo sua fragilidade intensificada pela sobreposição de grandes centros urbanos e áreas agrícolas (Pinto *et al.* 2006). Sua exploração é realizada desde a época do descobrimento (Ratan *et al.* 1998) e, muito embora essas intervenções antropogênicas variaram conforme a finalidade (extração de madeira, caça e exploração de espécies florestais e subtração de áreas para atividades agropastoris ou centros urbanos), elas sempre convergiram para o mesmo caminho, a redução da cobertura florestal (Tabarelli *et al.* 2004).

No estado de São Paulo, a Mata Atlântica penetra pelos planaltos do interior (Ab'Saber 2003), onde é representada pela formação da Floresta Estacional Semidecidual, que apresenta características de floresta bem desenvolvida mas com arranjos verticais menos complexos que as florestas ombrófilas (Mantovani 2003). Apesar da pouca atenção dispensada por ações conservacionistas, esse ecossistema sofre ainda mais com o processo de perda ambiental. Segundo Ribeiro *et al.* (2009), a quantidade remanescente das florestas de interior é bem inferior quando comparado às florestas da região da Serra do Mar, com 7 % e 32 % do original, respectivamente. Os autores ainda comentam que a região da Serra do Mar é a única que contém grandes blocos florestais (>250.000 ha), e que as florestas estacionais do interior somente possuem um remanescente maior que 50.000 ha, o Parque Nacional do Iguaçu no Paraná.

Dentre os estados do domínio da Mata Atlântica no Brasil, São Paulo obteve a recomendação de apenas 12 localidades como áreas importantes para conservação da avifauna (Bencke *et al.* 2006). Dessas, a área mais interior foi Itirapina, que pertence ao domínio do Cerrado e não da Mata Atlântica. As florestas do interior do estado e o cerrado desempenham um importante papel na manutenção da biodiversidade, mas tem recebido pouca atenção (Willis & Oniki 1992). O noroeste paulista, por exemplo, possui 38% das 171 espécies de aves ameaçadas de extinção no estado (São Paulo 2008), mas apenas cinco das 237 unidades de conservação (*vide* Xavier *et al.* 2008).

O estabelecimento de áreas protegidas é uma ferramenta efetiva para a conservação das espécies (Goerck 2006), uma vez que a destruição do hábitat é uma das maiores ameaças à fauna (*vide* Fontana *et al.* 2003, Mikich & Bérnils 2004). Um exemplo desse impacto é a fragmentação florestal. Conhecida por romper a continuidade dos habitats (Lord & Norton 1990) torna-se uma das principais ameaças a diversidade de aves (Willis 1979, Aleixo & Vielliard 1995, Antunes 2005, Marini & Garcia 2005). Dentre seus principais efeitos estão a redução de áreas e o aumento no isolamento entre as florestas remanescentes - uma das principais causas de extinções nas regiões tropicais (Saunders *et al.* 1991, Goerck 1997, Ranta *et al.* 1998, Viana & Pinheiro 1998, Brooks *et al.* 1999, Brooks *et al.* 2002, Olf & Ritchie 2002, Ferraz *et al.* 2007).

Ao avaliar os impactos da fragmentação sobre a diversidade, é importante verificar em qual escala o processo ocorre (Olf & Ritchie 2002). Ao interpretar determinadas influências ambientais em uma única escala, pode-se mascarar seus efeitos diante da fragmentação, menosprezando sua importância (Cushman & MacGarigal 2004). As espécies em fragmentos florestais são influenciadas pela combinação de duas escalas, a da paisagem e uma escala mais local, a do fragmento (Debinski *et al.* 2001, Graham & Blake 2001, Pearman 2002).

A influência da estrutura da paisagem sobre a diversidade está fornecendo uma nova perspectiva na interpretação dos impactos causados pela fragmentação florestal (Bennet *et al.* 2004). O mosaico formado pela mistura de ambientes naturais e modificados (Turner 1990), irá determinar como a paisagem influenciará as comunidades dos remanescentes florestais (Bennet *et al.* 2004, Watson *et al.* 2005). As diferenças fisionômicas entre a matriz e os remanescentes irão determinar a permeabilidade da matriz e a conectividade entre os remanescentes (Watson *et al.* 2005, Debinski *et al.* 2001). Segundo Uezu *et al.* (2005), a configuração da paisagem tem a capacidade de aumentar essa conectividade facilitando o fluxo biológico, sendo que a permeabilidade da matriz pode ser afetada por dois fatores: pela estrutura da paisagem ou pelas características das espécies. Determinadas espécies utilizam a matriz como um suplemento às áreas dos remanescentes, enquanto que para outras a matriz tem uma ação negativa, funcionando como uma barreira (Antunes 2005, Watson *et al.* 2005). Os remanescentes florestais, por estarem inseridos em um ambiente diferenciado, estão susceptíveis a sofrer com o efeito de borda. Esse efeito é a influência que um ambiente exerce sobre o outro nesse ecótono (Murcia 1995, Candido Jr. 2000, Ries & Sisk 2004). Apesar de ser uma influência da paisagem esse efeito atua em uma escala local do remanescente, alterando suas características ambientais, tal como umidade, luminosidade e estrutura da vegetação (Murcia 1995, Sisk *et al.* 1997, Ries & Sisk 2004).

Nessa escala local, a diversidade é influenciada pelas diferenças nas características físicas das áreas, tal como tamanho, umidade e variedade de ambientes (Christiansen & Pitter 1997). Essas características típicas de cada ambiente são capazes de suportar uma composição

de espécies próprias (Orians 1969), sendo que quanto mais parecidos esses ambientes, mais similares será a sua composição de espécies (Nekola & White 1999). A complexidade e heterogeneidade ambiental, por fornecer uma maior disponibilidade de micro-ambientes nos remanescentes, possibilitam o suporte de uma maior riqueza de espécies nessas áreas (Connell & Orians 1964, MacArthur *et al.* 1966, Karr & Roth 1971, Simberloff & Abele 1982, August 1983, Machado & Lamas 1996).

A fragmentação age de maneira diferente sobre as espécies ou grupos de espécies (Machado & Lamas 1996, Christiansen & Pitter 1997, Bennet *et al.* 2004, Antunes 2005). A distribuição das espécies mais especializadas no uso dos recursos é mais variável quanto à presença e abundância nos remanescentes do que espécies mais generalistas (Karr *et al.* 1982). As variações nessas respostas dependem da tolerância e sensibilidade dessas espécies, como por exemplo, o nível de tolerância à borda florestal (*vide* Murcia 1995, Sisk *et al.* 1997, Ries & Sisk 2004). Espécies com os mesmos requerimentos ecológicos sendo categorizadas em grupos funcionais tornam-se uma importante ferramenta de avaliação das respostas das aves às influências ambientais (Bennet *et al.* 2004, Uezu *et al.* 2005, Steinitz *et al.* 2006).

Nesta tese, as respostas dos grupos funcionais de aves e da riqueza de espécies à fragmentação florestal foram analisados tanto na escala da paisagem como na escala dos fragmentos. Abaixo segue uma sinopse dos capítulos desenvolvidos nesta tese:

CAPÍTULO I. O conhecimento sobre a composição de aves no noroeste paulista é escasso. Os objetivos deste capítulo são: (1) verificar os registros históricos e atuais da avifauna na região, e (2) analisar a composição das espécies de acordo com os critérios: dependência ao ambiente florestal, presença nos centros de endemismo, e categoria de ameaça de extinção. Esses critérios caracterizam as espécies de acordo com a sua fragilidade e ao comparar os registros, históricos e atuais, foi possível verificar quais espécies estão ausentes atualmente no noroeste e se essas ausências estão condicionadas à sensibilidade dessas espécies.

CAPÍTULO II. Os efeitos da fragmentação florestal são analisados neste capítulo na escala da paisagem. Desta maneira, a riqueza de espécies e a riqueza de grupos funcionais de aves de 17 remanescentes florestais foram relacionadas com a estrutura da paisagem de acordo com dois fatores: (1) a distância estabelecida como paisagem de entorno dos remanescentes; e (2) os componentes da paisagem. As hipóteses de trabalho do capítulo são: 1) a distância adotada como entorno interfere nas relações entre as variáveis da paisagem, a riqueza e os grupos funcionais; e 2) os componentes da paisagem influenciam diferentemente cada grupo funcional, então se espera que as respostas desses grupos às métricas da paisagem analisadas estejam de acordo com as exigências ecológicas e a sensibilidade de cada grupo para os efeitos da fragmentação florestal.

CAPÍTULO III. Na escala local, do fragmento, este capítulo verifica as respostas de grupos funcionais e da riqueza de espécies de aves aos efeitos da fragmentação florestal, com a

finalidade de testar as hipóteses de que 1) a distribuição dos grupos funcionais nos remanescentes é influenciada pela estrutura da vegetação desses remanescentes; e 2) a distribuição dos grupos funcionais e a riqueza de espécies nos remanescentes são condicionadas ao tamanho de área, suportando a relação espécie-área.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A.N. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo. 159 pp.
- 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* 12:493-511.
- 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.
- AUGUST, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64(6):1495-1507.
- BENCKE, A., MAURÍCIO, G.N., DEVELEY, P.F. & GOERCK, J.M. 2006. Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte 1 – estados do domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo, 494p.
- BENNETT, A.F., HINSLEY, S.A., BELLAMY, P.E., SWETNAM, R.D. & MAC NALLY, R. 2004. Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation* 119:192-226.
- BROOKS, T.M., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., KONSTANT, W.R., FLICK, P., PILGRIM, J., OLDFIELD, S., MAGIN, G. & HILTON-TAYLOR, C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16(4):909-923.
- BROOKS, T.M., PIMM, S.I., & OYUGI, J.O. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in Tropical Forest fragments. *Conservation Biology* 13(5):1140-1150.
- CÂNDIDO Jr, J.F. 2000. The edge effect in a forest bird community in Rio Claro, São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 8(1):9-16.
- CHRISTIANSEN, M.B. & PITTER, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80:23-32.
- CONNELL, J.H. & ORIAS, E. 1964. The ecological regulation of species diversity. *The American Naturalist* 98(903):399-414

- CUSHMAN, S.A. & MACGARIGAL, K. 2004. Patterns in the species-environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos* 105:117-124.
- DEBINSKI, D.M., CHRIS, R. & SAVERAID, E.H. 2001. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: do scales of movement and patch size affect diversity? *Biological Conservation* 98:179-190.
- FERRAZ, G., NICHOLS, J.D., HINES, J.E., STOUFFER, P.C., BIERREGAARD Jr., R.O. & LOVEJOY, T.E. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on amazon birds. *Science* 315:238-241.
- FONTANA, C.S., BENCKE, G.A. & REIS, R.E. 2003. Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. EDIPUCRS, Porto Alegre, 632p.
- GOERCK, J.M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conservation Biology* 11(1):112-118.
- GOERCK, J.M. 2006. Conservação de Aves na Região do Domínio da Mata Atlântica no Brasil. In: *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte 1 – estados do domínio da Mata Atlântica* (BENCKE, G.A., MAURÍCIO, G.N., DEVELEY, P.F. & GOERCK, J.M. orgs.) SAVE Brasil, São Paulo, p17-24.
- GRAHAM, C.H. & BLAKE, J.G. 2001. Influence of patch- and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications* 11(6):1709-1721.
- KARR, J.R. & ROTH, R.R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *The American Naturalist* 105(945):423-435.
- KARR, J.R., SCHEMSKE, D.W. & BROKAW, N.V.L. 1982. Temporal variation in the understory bird community of a tropical forest, p. 441-453. In: Leigh Jr., E. G., Rand, A. S. & Windsor, D. M. (eds.). *The ecology of a tropical rainforest*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. USA.
- LEWINSOHN, T.M. & PRADO, P.I. 2005. Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade* 1(1):36-42.
- LORD, J.M. & NORTON, D.A. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4(2):197-202.
- MACARTHUR, R., RECHER, H. & CODY, M. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *The American Naturalist* 100(913):319-332.
- MACHADO, R.B. & LAMAS, I. R. 1996. Avifauna associada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ornitologia* 4(1):15-22.
- MANTOVANI, W. 2003. Delimitação do bioma Mata Atlântica: implicações legais e conservacionistas. In: *Ecosistemas Brasileiros: manejo e conservação* (CLAUDINO-SALES, V. org.). Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza, p287-288.

- MARINI, M.A. & GARCIA, F.I. 2005. Bird Conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19(3):665-671.
- MIKICH, S.B. & BÉRNILS, R.S. 2004. Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, 764p.
- MITTERMEIER, R.A., GIL, P.R., HOFFMANN, M., PILGRIM, J., BROOKS, J., MITTERMEIER, C.G., LAMOURUX, J., FONSECA, G.A.B., 2005. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and most Endangered Terrestrial Ecoregions. Cemex, Washington, DC.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-845.
- NEKOLA, J.C. & WHITE, P.S. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography* 26:867-878.
- OLFF, H. & RITCHIE, M.E. 2002. Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and Urban Planning* 58:83-92.
- ORIAN, G.H. 1969. The number of bird species in some tropical forests. *Ecology*, 50(5):783-801.
- PEARMAN, P.B. 2002. The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. *Ecological Monographs* 72(1):19-39.
- PINTO, L.P., BEDÊ, L., PAESE, A., FONSECA, M., PAGLIA, A. & LAMAS, I. 2006. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um *Hotspot* Mundial. In: *Biologia da conservação: essências* (ROCHA, C.F.D., BERGALLO, H.G., SLUYS, M.V. & ALVES, M.A.S. orgs.). RiMa, São Carlos, p91-118.
- RANTA, P., BLOM, T., NIEMELÄ, J., JOENSUU, E. & SIITONEN, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and conservation* 7:385-403.
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141-1153.
- RIES, L. & SISK, T.D. 2004. A predictive model of edge effects. *Ecology* 85(11):2917-2926.
- SABINO, J. & PRADO, P.I. 2000. Perfil do conhecimento da diversidade de vertebrados do Brasil. Relatório Técnico. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Projeto Estratégia Nacional de Biodiversidade - BRA97G31 – MMA/GEF/PNUD
- SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1):18-32.

- SIMBERLOFF, D. & ABELE, L.G. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. *The American Naturalist* 120(01):41-50.
- SISK, T.D., HADDAD, N.M. & EHRLICH, P.R. 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modelling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications* 7(4):1170-1180.
- STEINITZ, O., HELLER, J. TSOAR, A., ROTEM, D. & KADMON, R. 2006. Environment, dispersal and patterns of species similarity. *Journal of Biogeography* 33:1044-1054.
- TABARELLI, M. & GASCON, C. 2005. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade* 1(1):181-188.
- TABARELLI, M., SILVA, J.M.C. & GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13:1419-1425.
- TURNER, H. G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4(1):21 – 30.
- UEZU, A., METZGER, J.P. & VIELLIARD, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-519.
- VIANA, V.M. & PINHEIRO, L.A.F.V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Serie Técnica IPEF* 12(32):25-42.
- WATSON, J.E.M., WHITAKER, R.J. & FREUDENBERGER, D. 2005. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscape? *Journal of Biogeography* 32:1353-1370.
- WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 1992. Losses of São Paulo birds are worse in the Interior than in Atlantic Forests. *Ciência e Cultura* 44(5):326-328.
- WILLIS, E.O. 1979. The composition on avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33(1):1-25.
- XAVIER, A.F., BOLZANI, B.M. & JORDÃO, S. 2008. Unidades de conservação da natureza no estado de São Paulo. In *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. (RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. *orgs.*). São Paulo: Instituto de Botânica, p. 22 – 42.

- CAPÍTULO I -

AVES DO NOROESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO:
RIQUEZA DE ESPÉCIES, COMPOSIÇÃO E EXTINÇÕES
LOCAIS

RESUMO

A presença ou a ausência de determinadas espécies ou grupos de espécies podem funcionar como um importante mecanismo para identificar os estágios de conservação dos ambientes naturais, atuando como bioindicadores da qualidade de hábitat. Desta forma, o presente estudo teve como objetivo determinar a riqueza de aves e a composição de espécies da região noroeste do estado de São Paulo. Foram comparados os registros, históricos e atuais, para verificar quais espécies estão ausentes nessa região e se essas ausências estão condicionadas à sensibilidade dessas espécies, sendo demonstrada pelos critérios de dependência ao ambiente florestal, presença nos centros de endemismo ou a categoria de ameaça de extinção. Foram registradas um total 328 espécies, sendo 227 espécies registradas exclusivamente durante as coletas de dados enquanto 47 espécies são provenientes exclusivamente de registros secundários. As espécies não registradas atualmente apresentaram uma forte relação com as categorias propostas, sendo que 75% delas possuem algum tipo de dependência com o ambiente florestal, 63% estão categorizadas como ameaçadas de extinção para o estado de São Paulo e 34% pertencem a algum centro de endemismo. A grande alteração das paisagens naturais, aliada a presença de espécies com alto grau de sensibilidade, sugerem que um número alto de espécies poderá entrar ainda em processo de extinção e o tempo é um fator importante para avaliar a permanência dessas populações localmente. Com a finalidade de evitar o declínio de espécies dos ambientes naturais estratégias devem ser elaboradas com metas de conservação e manejo de acordo com a configuração regional da paisagem garantindo a manutenção local desses táxons.

PALAVRAS-CHAVE: composição da avifauna, extinção, fragmentação florestal, espécies endêmicas, aves dependentes florestais

ABSTRACT

The presence or absence of certain species or groups of species can act as an important mechanism for the identification of conservation status of natural environments, acting as bio-indicator for habitat quality and degree of change. In this way, the present study aims to verify the avian species richness and species composition of the northwestern region of the state of São Paulo. We therefore compared records of previous studies with our field data in order to identify species that vanished from the landscape with special emphasize on forest dependent, endemic, and endangered species. We recorded a total of 328 species, with 227 species recorded only during our field study and 47 species recorded exclusively in previous studies. Species currently not registered showed a strong relationship with the proposed categories: 75% of the species

vanished depend somehow on the forest habitat, 63% are categorized as endangered in the state of Sao Paulo, and 34% are endemic to four endemism center. The high degree of change of the native landscape, and the presence of species with high sensibility, suggest that a high number of species is still in the process of extinction and time is an important factor that should be considered in the evaluation whether local populations persist or not. We recommend that in order to avoid the decline of species from natural environments and secure the local presence of these taxa, conservation and management strategies should be developed according to regional landscape configuration.

KEY-WORDS: Avian composition, extinction, forest fragmentation, endemic species, forest dependent bird species

INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta uma grande diversidade de vertebrados, com 7150 espécies, sendo que destas 23 % são aves (Lewinsohn & Prado 2005). A marcada representatividade numérica e suas características conspícuas tal como a vocalização, colorido da plumagem e hábitos diurnos, fazem das aves um dos grupos zoológicos mais estudados nos trópicos (Aleixo & Vielliard 1995, Canaday 1997, Lees & Peres 2008).

A base de dados ornitológicos sobre biologia, distribuição e dinâmica de populações adquirida ao longo dos anos, permite compreender ainda que parcialmente a resposta de cada grupo funcional de aves às alterações ambientais (Marini & Garcia 2005). Espécies generalistas e com pouca restrição no uso dos recursos podem ser, hipoteticamente, favorecidas pela alteração dos habitats naturais, enquanto as especialistas, dependentes de ambientes florestais, podem ter suas populações reduzidas ou serem localmente extintas (Maldonado-Coelho & Marini 2003, Marini & Garcia 2005, Tabarelli & Gascon 2005).

Desta maneira, a presença ou mesmo a ausência de determinadas espécies ou grupos de espécies em determinados habitats, pode funcionar como um importante mecanismo para identificar os diferentes estágios de conservação dos ambientes naturais, atuando como bioindicadores da qualidade de habitat (Aleixo & Vielliard 1995, Bornschein & Reinert 2000, Silveira *et al.* 2003). Essa estratégia possibilita a elaboração de metas de conservação e manejo de paisagens e taxóons (Silveira *et al.* 2003).

A carência de informação sobre a avifauna fez com que a região noroeste fosse apontada pelas “Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo” publicada pelo Instituto de Botânica em parceria com a Fundação de Amparo à Pesquisa

do Estado de São Paulo (Rodrigues & Bononi 2008) como uma das áreas prioritárias para inventários de fauna no estado.

Desta forma, este estudo tem como objetivo determinar a composição de espécies de aves na região noroeste do estado de São Paulo, determinando (1) os registros históricos e atuais, e (2) a composição das espécies de acordo com os critérios: dependência ao ambiente florestal, presença nos centros de endemismo ou categoria de ameaça de extinção. Esses critérios caracterizam as espécies de acordo com a sua fragilidade e ao comparar os registros, históricos e atuais, foi possível verificar quais espécies estão ausentes atualmente no noroeste e se essas ausências estão condicionadas à sensibilidade dessas espécies.

MÉTODOS

Área de estudo

A região aqui considerada como noroeste do estado de São Paulo limita-se ao sul pelo rio Tiête, ao norte pelo rio Grande, a oeste pelo rio Paraná e ao leste pelo rio Pardo até a posição do ponto amostral (G) mais ao leste (Figura 01B). Nessa região fazem parte as Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHIs) do Turvo-Grande e São José dos Dourados e partes das UGRHIs do Baixo Pardo, Baixo Tiête e Tiête-Batalha (Rodrigues & Bononi 2008) (Figura 01A). O clima definido na escala de Köppen como Cw-Aw, tropical chuvoso com inverno seco e mês mais frio com temperatura média superior a 18 °C, e o mês mais seco com precipitação inferior a 60 mm (Nalon *et al.* 2008).

Essa região apresenta os domínios da Floresta Estacional Semidecidual, Savana e áreas de contato desses dois tipos de formação (Figura 01) (Kronka *et al.* 2005). Segundo Kronka *et al.* (2005) a vegetação remanescente do território total do estado de São Paulo foi reduzida de 29,26 % em 1962 para 13,94 % em 2001. Grande parte dessa área remanescente encontra-se nas UGRHI situadas a sul e a leste do estado, no qual quatro UGRHI mantêm 59% da vegetação remanescente enquanto que as demais apresentam vegetação em torno de 1 a 2% como caso das que se encontram na região de estudo (Kronka *et al.* 2005). Nessa região foram selecionados durante visitas prévias 17 remanescentes florestais com tamanhos variando de 58 a 2192 ha, diferentes formatos, paisagem de entorno e características fitofisionômicas. Os remanescentes são florestais, mas caracterizados estruturalmente de acordo com os domínios ao qual estão inseridos, Floresta Estacional Semidecidual ou Savana (Tabela 01).

Métodos

O inventário de espécies foi obtido por meio de coletas de dados em campo e entrevistas e pelo uso de dados secundários a partir de literatura especializada e exemplares depositados em museus. A Figura 02 indica os pontos na região noroeste nos quais se deram cada forma de registro.

Coleta de dados

A lista primária foi obtida por meio da coleta de dados das espécies no interior dos remanescentes florestais e no entorno desses, bem como por meio de entrevistas e registros esporádicos realizados durante visitas ocasionais à região.

Com a finalidade de determinar a riqueza total de aves, foram empregados os métodos de captura com redes ornitológicas e de encontros visuais e registros auditivos; estes métodos, quando utilizados em conjunto garantem uma maior eficiência na amostragem das espécies em ambiente florestal (Cândido Jr. 2000). Para tanto, em cada remanescente foi instalada uma parcela de 7,5 ha amostrada em duas estações: seca e chuvosa por um período de 15 horas por estação.

Para as capturas foram utilizadas 30 redes (12 x 2,5 metros) na parcela de cada fragmento, sendo instaladas em três blocos contínuos de 10 redes. Os blocos foram dispostos em três trilhas paralelas e distantes 200 m, com a finalidade de amostrar a heterogeneidade estrutural das parcelas. Os métodos de buscas visuais e registros auditivos foram executados simultaneamente durante as revisões das redes e nos intervalos das mesmas, sendo registradas todas as espécies visualizadas e/ou escutadas durante a permanência nos remanescentes florestais. Estas observações complementaram os dados de riqueza e composição específica para cada remanescente reduzindo assim a seletividade das redes ornitológicas no registro de espécies de dossel.

Complementando a coleta de dados foram realizadas entrevistas e registros esporádicos realizados durante visitas à região no período de 2002 a 2009, pelo método de buscas visuais e registros auditivos sem padronização da amostragem. Os autores das entrevistas foram o Prof. Dr. Luiz Dino Vizotto para registros da cidade de São José do Rio Preto e o Sr. Luiz Carlos Marques da Rocha para registros fotográficos da avifauna da Fazenda Vista Bonita, Barretos. Os registros esporádicos foram realizados nos municípios de São José do Rio Preto (20°49'12"S; 49°22'46"W) e Icém (20°19'8.64"S; 49°11'52.69"W) e na Estação Experimental de São José do Rio Preto (20°50'19"S; 49°26'48"W) (Apêndice I).

Dados secundários

Um banco de dados secundário foi gerado para o noroeste do estado de São Paulo a partir das informações bibliográficas assim como dos exemplares do Museu de Zoologia da Universidade do Estado de São Paulo (MZUSP/SP). Essas informações foram compiladas e fornecidas pela Dra. Erica Hasui (UNIFAL/MG).

As informações bibliográficas foram provenientes dos estudos de Raposo *et al.* (1998), Silva (2001), Willis & Oniki (2001), Willis & Oniki (1993) e Willis & Oniki (2003).

Apresentação dos dados

As espécies presentes na lista geral (Apêndice I) foram categorizadas com critérios que definam as suas características com interesse para conservação, sendo de acordo com o grau de **dependência** dos ambientes florestais, sendo elas independentes, semidependentes e dependentes (s. Silva 1995); a relação para os centros de **endemismos** sugeridos por Cracraft (1985) sendo eles Serra do Mar, Serra do Mar/Paraná, Campo Cerrado e Chaco. As espécies **ameaçadas** de extinção foram categorizadas segundo a lista internacional (BirdLife International 2009), nacional (Machado *et al.* 2005) e a estadual (São Paulo 2008) e seus respectivos *status* de conservação.

A lista primária foi comparada com a lista secundária, para se verificar quais espécies foram localmente extintas e se essas ausências estão condicionadas à sensibilidade dessas espécies os quais foram diagnosticadas pelas características acima descritas.

RESULTADOS

Foram registradas 328 espécies pertencentes a 68 famílias de 22 ordens (Apêndice I) para o noroeste do estado de São Paulo. Dessas espécies, 227 foram exclusivamente registradas por meio da coleta de dados em campo.

Das 281 espécies presentes na lista primária, 175 espécies foram registradas nos 17 remanescentes florestais visitados e 118 em seu entorno. Os registros esporádicos registraram 55 espécies para a cidade de São José do Rio Preto, 49 espécies para o município de Icém e 109 espécies para a Estação Experimental de São José do Rio Preto. Com as entrevistas, obteve-se o registro de 81 e 35 espécies para informações cedidas, respectivamente, para as localidades de São José do Rio Preto e para a Fazenda Vista Bonita em Barretos.

Os dados secundários apresentaram 101 espécies, sendo que a literatura forneceu o registro de 67, sendo 57 citadas no livro “Aves do Estado de São Paulo” (Willis & Oniki 2003) e apenas 10 espécies para as demais referências. Os exemplares de museu pertencem a 39

espécies. 47 espécies não apresentaram registros recentes, sendo dessas 36 foram registradas somente a partir de informações bibliográficas, 10 a partir de museu e uma de ambas as origens.

Cerca de 60% das espécies de aves foram classificadas com alguma relação de dependência com o ambiente florestal, sendo 75 espécies categorizadas como semidependentes e 117 como dependentes florestais. As demais (40%) foram categorizadas como independentes.

De acordo com os centros de endemismos propostos por Cracraft (1985) foram registradas sete espécies pertencentes ao centro da Serra do Mar, 26 para o centro Serra do Mar/Paraná, nove para o Cerrado e apenas *Paroaria capitata* (d'Orbigny & Lafresnaye 1837) para o Chaco.

Das espécies registradas cerca de 20% constam em alguma lista de animais ameaçados de extinção (11 na lista internacional, oito na nacional e 65 no estado de São Paulo) (Apêndice I).

DISCUSSÃO

A região noroeste do estado de São Paulo apresentou cerca de 40% das 792 espécies presentes no estado segundo Figueiredo *et al.* (2009). Apesar de elevada riqueza, essa região, até o momento, não havia sido contemplada por estudos visando inventários ornitológicos. Os registros por meio de bibliografias foram informações descritas em trabalhos que buscavam outras finalidades, como por exemplo, taxonomia e biologia de algumas espécies (Raposo *et al.* 1998, Silva 2001, Willis & Oniki 2001), o que justifica o baixo número de registros comprobatórios para a região. O único manuscrito com a finalidade de comprovar a ocorrência de espécies regionalmente foi o de Willis & Oniki (1993), que apresentam o registro nos municípios de Paulo de Faria (da espécie *Buteo nitidus*) e Santo Antônio de Aracanguá (das espécies *Synallaxis hypospodia*, *Philohydor lictor* e *Paroaria capitata*).

A distribuição esparsa dos pontos amostrais na região, garantiu uma boa caracterização da avifauna, com as coletas de dados contribuindo com 85% da lista geral. Como exemplo dessa amostragem, dentre os oito grandes remanescentes sugeridos para criação de unidades de conservação no estado pelas “Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo” (Rodrigues & Bononi 2008), cinco foram contemplados em nosso estudo (fragmentos A, D, E, F e H).

Mesmo com esforço de campo em diferentes áreas e com a conspicuidade de muitas espécies, 47 não foram registradas atualmente. Dessas espécies, 12 são independentes do ambiente florestal e buscas específicas focando outros habitats devem ser encorajadas. Nesse grupo encontram-se quatro endêmicas para o Centro Cerrado (as espécies *Columbina cyanopsis*,

Alipiopsitta xanthops, *Cypseloides senex* e *Cypsnagra hirundinacea*), e 10 estão categorizadas como ameaçadas de extinção para o Estado.

Cerca de 75% das espécies não amostradas atualmente possuem relação com o ambiente florestal (oito semidependentes e 27 dependentes), e essas foram ausentes mesmo em grandes blocos florestais amostrados (remanescentes A, D, E e H). Espécies dependentes do ambiente florestal são prejudicadas pelos processos da fragmentação, pois a diminuição de áreas geralmente acarreta a diminuição de suas populações (Willis 1979, Marsden & Whiffin 2003, Maldonado-Coelho & Marini 2003, Marini & Garcia 2005, Tabarelli & Gascon 2005) e aumenta a possibilidade de extinções locais (Anjos 1998, Ribon *et al.* 2003). Segundo Ribon *et al.* (2003) a grande alteração das paisagens naturais localizadas no domínio da Floresta Atlântica, aliada à presença de espécies endêmicas, raras, e que apresentam algum tipo de especialização (espacial ou alimentar), levam a crer que um número alto de espécies entrará em processo de extinção neste bioma.

Na região de estudo, 30 espécies sem registro em campo estão presentes em alguma categoria de ameaça para o estado de São Paulo, o que demonstra que o seu grau de sensibilidade pode acarretar na extinção local. As outras 35 que constam como ameaçadas, mesmo sendo registradas, não estão livres deste processo. As populações existentes podem estar em declínio, não restando número de indivíduos ou de populações locais suficientes para manter sua ocorrência regionalmente (Brooks *et al.* 1999).

Em áreas periféricas de distribuição as espécies apresentam menores abundâncias (Brown 1984) e com isso podem apresentar um risco maior à extinção local (Kattan *et al.* 1994, Christiansen & Pitter 1997, Keer & Deguise 2004, Lees & Peres 2008). As espécies *Odontophorus capueira*, *Dysithamnus stictothorax*, *Terenura maculata*, *Grallaria varia*, *Hylocryptus rectirostris*, *Myiornis auricularis* e *Philohydor lictor*, apresentam uma distribuição periférica na região de estudo o que pode ter ocasionado suas extinções locais.

Além da dependência das espécies pelos ambientes florestais, essa região torna-se importante também pela característica de ser, no estado de São Paulo, uma área de transição entre os biomas Savana e Floresta Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual). Essas fitofisionomias na região contribuem com a presença de um alto número de espécies que pertencem a algum centro de endemismo sugerido por Cracraft (1985). As espécies endêmicas estão mais propensas a serem extintas em paisagens fragmentadas (Ribon *et al.* 2003). Dezesesseis espécies pertencentes a algum centro de endemismo não foram registradas por meio das amostragens de campo. Proporcionalmente o Centro Cerrado foi o que apresentou o maior número de espécies extintas na região noroeste, *Columbina cyanopis*, *Alipiopsitta xanthops*, *Cypseloides senex* e *Cypsnagra hirundinacea* representam 45% das nove espécies registradas. O Centro Serra do Mar/Paraná apresentou o maior número de espécies extintas localmente, *Aburria jacutinga*, *Odontophorus capueira*, *Primolius maracana*, *Terenura maculata*, *Grallaria*

varia, *Philydor atricapillus*, *Phylloscartes eximius* e *Myiornis auricularis* das 26 espécies apontadas para esse centro de endemismo.

Willis & Oniki (1992) mencionam o problema da pouca atenção dada às áreas florestais do interior e de savana no estado de São Paulo, e ressaltam que, apesar disso, um número maior de espécies tendem a desaparecer no interior do que em áreas da Floresta Atlântica do leste. Os mesmos autores mencionam que 54 espécies do interior do estado estão em declínio populacional. Dessas, apenas sete foram registradas em campo na região, *Rhea americana*, *Jabiru mycteria*, *Parabuteo unicinctus*, *Ara ararauna*, *A. chloropterus*, *Aratinga auricapillus* e *Pteroglossus aracari* (Apêndice I).

Atualmente, uma das causas mais atuantes na perda de diversidade biológica é a alteração dos ambientes naturais (Ribon *et al.* 2003, Marini & Garcia 2005, Antunes 2005) e um exemplo clássico deste tipo de impacto é a fragmentação (Lindenmayer *et al.* 2002, Ribon *et al.* 2003, Marini & Garcia 2005). Segundo Ribeiro *et al.* (2009) apenas 7 % do original da Floresta Atlântica de interior ainda existe, o que ressalta a importância de planos de conservação para paisagens e áreas tais como as abordadas neste estudo. Os fragmentos florestais formados nesse processo de fragmentação são os principais responsáveis pela manutenção da diversidade de espécies florestais (Aleixo 2001).

A persistência de espécies em ambientes mesmo que alterados e inseridos nessa paisagem fragmentada pode ser em decorrência destes remanescentes serem os últimos representantes deste tipo de formação na região. Segundo Aleixo (2001) a existência de espécies florestais em florestas secundárias pode ser em decorrência do fato da maior parte dessas espécies ocorrerem naturalmente tanto em ambientes primários quanto em secundários. Nesse caso, em paisagens naturalmente fragmentadas ou que sofreram esse processo de fragmentação há muito tempo, é possível encontrar espécies que apresentam diferentes capacidades de colonização dessas áreas (McIntyre 1995, Anjos 2001, Antunes 2005).

Espécies estritamente florestais estão mais susceptíveis às influências desses processos (Höfling & Lencioni 1992) e o tempo deve ser um fator importante para avaliar a manutenção dessas populações ou mesmo do processo de extinção local (Anjos 1998, Brooks *et al.* 1999). Neste estudo, o alto número de espécies que apresentam alguma dependência do ambiente florestal (n = 192) ressalta a importância das áreas estudadas na região o qual foi muito fragmentada ao longo do tempo.

Este estudo buscou contribuir com a lacuna de conhecimento desta região do estado e fornecer uma base de informação para subsidiar estratégias e metas de conservação, que empregadas conforme as configurações regionais da paisagem devem minimizar o declínio de populações garantindo localmente a manutenção desses táxons.

A região noroeste do estado de São Paulo foi negligenciada em relação ao estabelecimento de unidades de conservação. Das 237 unidades do estado de São Paulo apenas

cinco estão situadas nessa região e três em região limítrofe (*vide* Xavier *et al.* 2008). Somando as áreas aproximadas dessas unidades menos a APA de Ibitinga, obtém-se apenas cerca de 1.000 ha de floresta que está sob alguma proteção. Foram sugeridas para a região o uso de oito grandes remanescentes florestais para a criação de unidades de conservação pelas diretrizes anteriormente mencionadas (*vide* Rodrigues & Bononi 2008). Dentre essas oito áreas cinco foram amostradas por esse estudo, e totalizam em área mais de seis mil hectares. Esses remanescentes demonstram ser de grande importância para a conservação de aves regionalmente, pois nestas estão presentes 80% de todas as espécies registradas nos remanescentes florestais. Avaliando as espécies de interesse para conservação e com registros recentes, essas áreas registraram cerca de 80% das espécies dependentes florestais, 44% das espécies ameaçadas de extinção no estado e 60% das espécies pertencentes a algum centro de endemismo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. 2001. Conservação da avifauna da Mata Atlântica: Efeito da fragmentação florestal e a importância de florestas secundárias. In: Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias (ALBUQUERQUE, J.L.B., CÂNDIDO Jr., J.F., STRAUBE, F.C. & ROOS, A.L., eds.) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, 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* 12:493-511.
- ANJOS, L. 1998. Conseqüências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. *Série Técnica IPEF* 12(32):87-94.
- ANJOS, L. 2001. Comunidades de aves florestais: implicações na conservação. In: Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias (Albuquerque, J.L.B., Cândido Júnior, J.F., Straube, F.C. & Roos, A.L., eds.) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p. 17-37.
- 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.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2009. The BirdLife checklist of the birds of the world, with conservation status and taxonomic sources. Version 2. Downloaded from http://www.birdlife.org/datazone/species/downloads/BirdLife_Checklist_Version_2.zip.
- BORNSCHEIN, M.R. & REINERT, B.L. 2000. Aves de três remanescentes florestais do norte do estado do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para a conservação e manejo. *Revista Brasileira de Zoologia* 17(3):615-636.

- BROOKS, T.M., PIMM, S.I., & OYUGI, J.O. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in Tropical Forest fragments. *Conservation Biology* 13(5):1140-1150.
- BROWN, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist* 124:255-279.
- CANADAY, C. 1997. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazônia. *Biological Conservation* 77:63-77.
- CÂNDIDO Jr, J.F. 2000. The edge effect in a forest bird community in Rio Claro, São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 8(1):9-16.
- CHRISTIANSEN, M.B. & PITTER, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80:23-32.
- CRACRAFT, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the south American avifauna: areas of endemism. *Ornithological Monographs* 36:49-84.
- FIGUEIREDO, L.F., GUSSONI, C.O.A., PACHECO, J.F., & GRANTSAU, R. 2009. Lista das aves do estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.ceo.org.br>, acessado em 14/10/2009.
- HÖFLING, E. & LENCIONI, F. 1992. Avifauna da Floresta Atlântica, Região de Salesópolis, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 52(3):361-378.
- KATTAN, G.H., ALVAREZ-LÓPEZ, H. & GIRALDO, M. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8:138-146.
- KEER, J.T. & DEGUISE, I. 2004. Habitat loss and the limits to endangered species recovery. *Ecology Letters* 7:1163-1169.
- KRONKA, F.J.N., NALON, M.A., MATSUKUMA, C.K., KANASHIRO, M.M., YWANE, M.S.S., LIMA, L.M.P.R., GUILLAUMON, J.R., BARRADAS, A.M.F., PAVÃO, M., MANETTI, L.A. & BORGIO, S.C. 2005. Monitoramento da vegetação natural e do reflorestamento no Estado de São Paulo. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, INPE*, p. 1569-1576.
- LEES, A.C. & PERES, C.A. 2008. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation* 11:128-137.
- LEWINSOHN, T.M. & PRADO, P.I. 2005. Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade* 1(1):36-42.
- LINDENMAYER, D.B., CUNNINGHAM, R.B., DONNELLY, C.F., NIX, H. & LINDENMAYER, B.D. 2002. Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecological Monographs* 72(1):1-18.

- MACHADO, A.B., MARTINS, C.S. & DRUMMOND, G.M. (eds.). 2005. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes de dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.
- MALDONADO-COELHO, M. & MARINI, M.A. 2003. Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 43(3):31-54.
- MARINI, M.A. & GARCIA, F.I. 2005. Bird Conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19(3):665-671.
- MARSDEN, S.J. & WHIFFIN, M. 2003. The relationship between population density, habitat position and habitat breadth within a neotropical forest bird community. *Ecography* 26:385-392.
- MCINTYRE, N.E. 1995. Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape Ecology* 10(2):85-99.
- NALON, M.A., MATTOS, I.F.A. & FRANCO, G.A.D.C. 2008. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. In *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. (RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. orgs.). São Paulo: Instituto de Botânica, p. 16-21.
- RAPOSO M.A., PARRINI, R. & NAPOLI, M. 1998. Taxonomia, morfometria e bioacústica do grupo específico *Hylophilus poicilotis* / *H. amaurocephalus* (Aves, Vireonidae). *Ararajuba* 6(2): 87-109.
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141-1153.
- RIBON, R., SIMON, J.E. & MATTOS, G.T.de. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17(6):1827-1839.
- RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. (orgs.). 2008. *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. São Paulo: Instituto de Botânica. 246p.
- SÃO PAULO. Decreto n. 53.494, de 2 de outubro de 2008. Declara as Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo.
- SILVA, J.M.C. 1995. Birds of the cerrado region, South América. *Stennstrupia* 21(1):69-92.
- SILVA, W.R. 2001. Padrões ecológicos, bioacústicos, biogeográficos e filogenético do complexo *Basileuterus culicivorus* (Aves, Parulidae) e demais espécies brasileiras do gênero. Tese de doutorado pela Unicamp, Campinas.

- SILVEIRA, L.F., OLMOS, F. & LONG, A.J. 2003. Birds in Atlantic Forest Fragments in North-East Brazil. *Cotinga* 20:32-46.
- TABARELLI, M. & GASCON, C. 2005. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade* 1(1):181-188.
- WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 1992. Losses of São Paulo birds are worse in the Interior than in Atlantic Forests. *Ciência e Cultura* 44(5):326-328.
- WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 1993. New and reconfirmed birds from the state of SÒo Paulo, Brazil, with notes on disappearing species. *Bulletin of British Ornithologist's Club* 113(1):23-34
- WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 2001. On a nest of the Planalto Woodcreeper, *Dendrocolaptes platyrostris*, with taxonomic and conservation notes. *Wilson Bulletin* 113(2):231-233.
- WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. 2003. *Aves do Estado de São Paulo*. Editora Divisa. Rio Claro.
- WILLIS, E.O. 1979. The composition on avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33(1):1-25.
- XAVIER, A.F., BOLZANI, B.M. & JORDÃO, S. 2008. Unidades de conservação da natureza no estado de São Paulo. In *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo*. (RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. *orgs.*). São Paulo: Instituto de Botânica, p. 22 – 42.

TABELAS

Tabela 01. Fragmentos amostrados (Frag) e suas respectivas áreas (ha), domínios ao qual estão inseridos, Floresta Estacional Semidecidual (FES), Savana (S) e a transição (FES/S), municípios em que estão situados, coordenadas geográficas e ano em que foram amostrados.

Frag	Área	Influência	Município(s)	Latitude	Longitude	Ano
A	1695.87	FES	Novo Horizonte	-21° 13' 12"	-48° 55' 04"	2007/2008
B	194.04	S	Planalto	-21° 24' 17"	-49° 30' 01"	2007/2008
C	227.07	S	União Paulista	-21° 00' 05"	-49° 58' 26"	2007/2008
D	1779.39	FES/S	São João de Iracema	-20° 55' 16"	-49° 55' 34"	2007/2008
E	1643.49	FES/S	Nova Granada	-20° 28' 25"	-50° 17' 36"	2008/2009
F	647.37	S	Barretos	-20° 32' 35"	-49° 14' 36"	2008/2009
G	468.90	FES	Bebedouro	-20° 29' 05"	-48° 49' 21"	2008/2009
H	2192.76	FES	Matão	-20° 05' 26"	-48° 03' 16"	2007/2008
I	116.64	FES	Santo Antônio do Aracanguá	-21° 37' 14"	-48° 32' 14"	2007/2008
J	103.05	FES/S	Votuporanga	-20° 04' 42"	-49° 55' 25"	2007/2008
K	153.99	FES	Turmalina	-20° 03' 03"	-50° 05' 12"	2007/2008
L	167.67	S	Palestina	-20° 00' 13"	-50° 26' 02"	2008/2009
M	88.29	FES/S	Palestina	-20° 17' 18"	-49° 03' 01"	2008/2009
N	89.73	FES	Barretos	-20° 19' 16"	-49° 30' 17"	2008/2009
O	58.59	FES/S	Taquaritinga	-20° 38' 14"	-48° 45' 06"	2008/2009
P	96.48	FES/S	Pindorama	-21° 24' 08"	-48° 41' 14"	2008/2009
Q	66.80	FES	Macaubal	-20° 44' 34"	-49° 55' 41"	2007/2008

FIGURAS

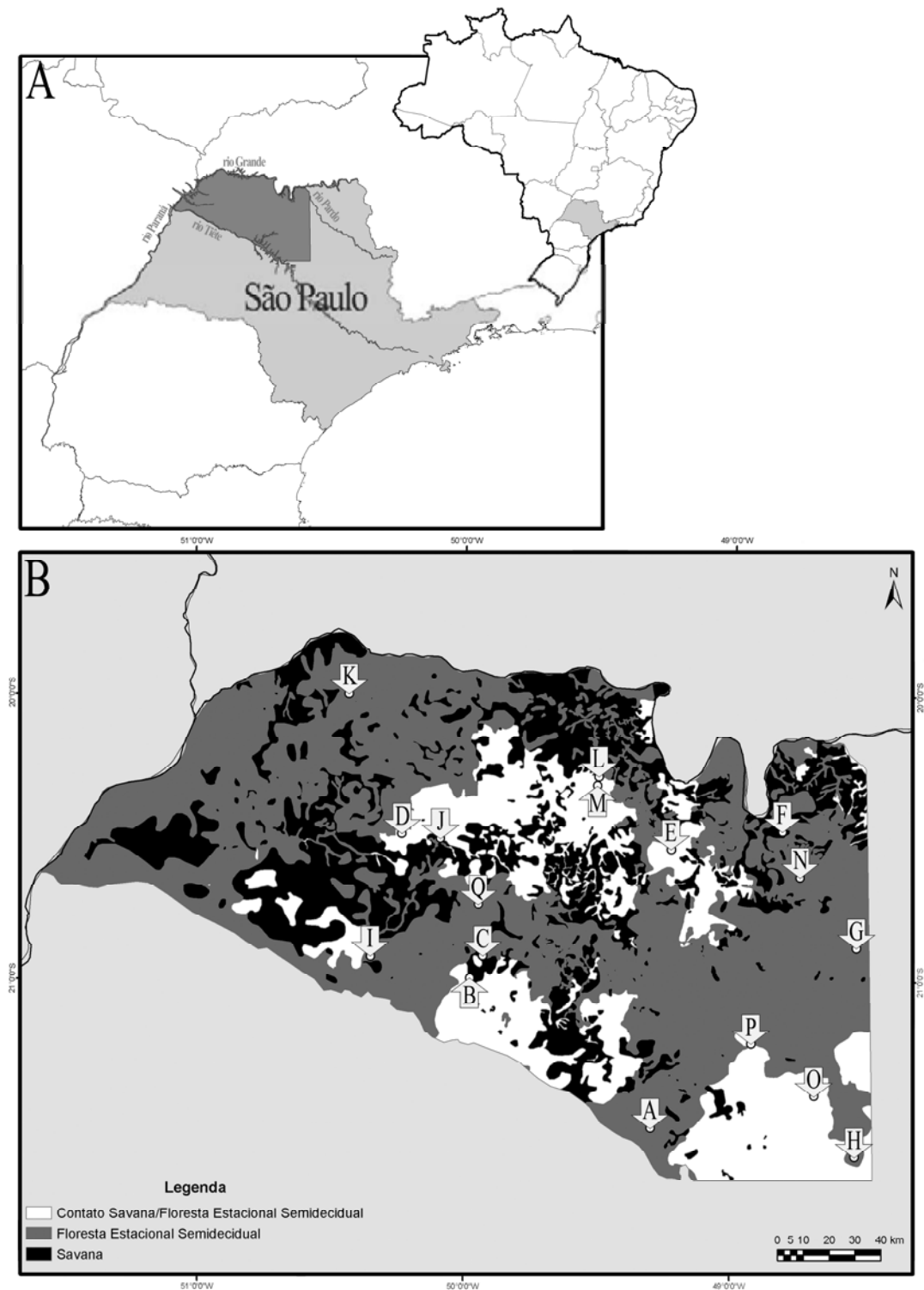


Figura 01. **A.** Região amostral definida como noroeste do estado de São Paulo, com os limites ao sul rio Tietê, ao norte rio Grande, a oeste rio Paraná e ao leste rio Pardo; **B.** As formações vegetais originais, floresta estacional semidecidual (cinza escuro), savana (preto) e transição entre estes ambientes (branco) e a posição dos 17 remanescentes florestais amostrados.

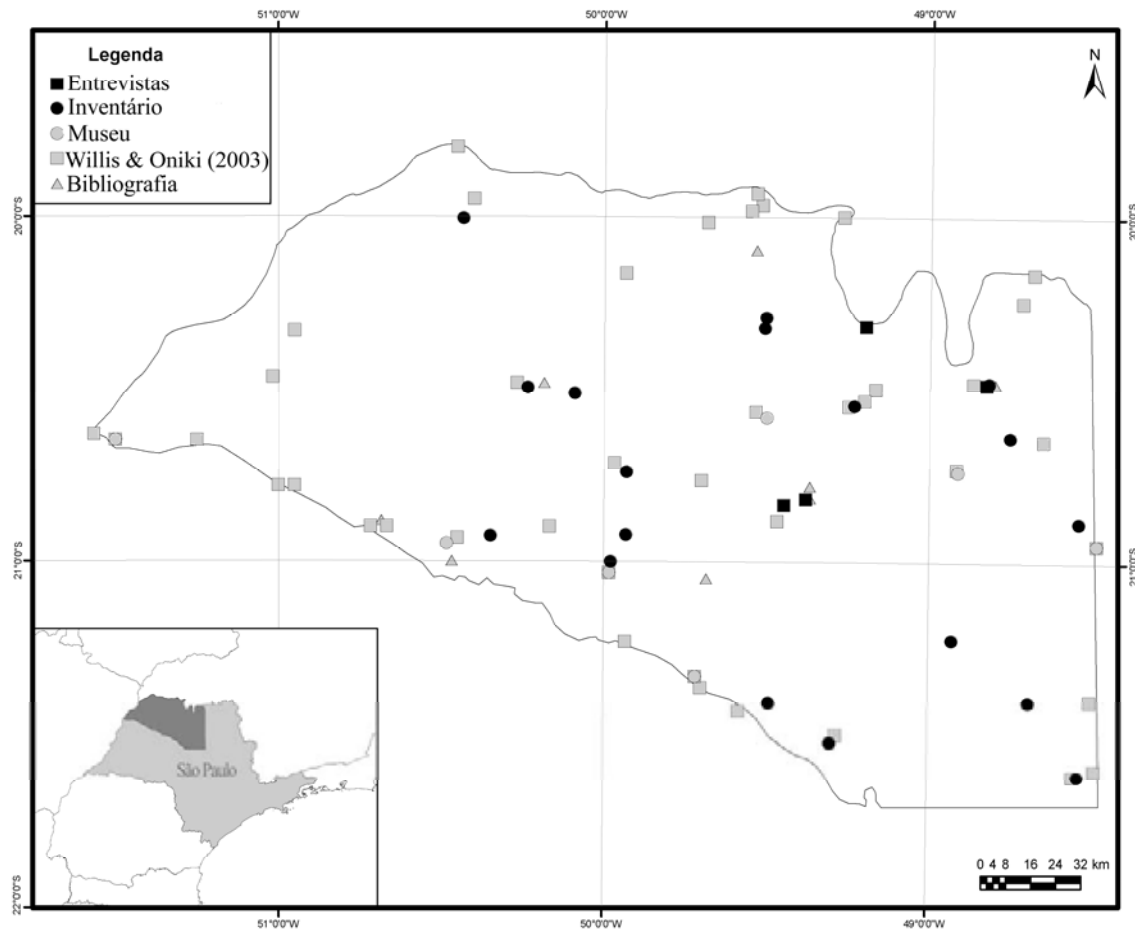


Figura 02. Distribuição dos tipos de registros na região noroeste do estado de São Paulo.

- CAPÍTULO II -

RESPOSTAS DE GRUPOS FUNCIONAIS E DA RIQUEZA
DE AVES À FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NOS
DOMÍNIOS DA FLORESTA ATLÂNTICA

RESUMO

A transformação de um contínuo em um mosaico de diversos ambientes é uma das maiores ameaças às aves florestais. Neste contexto, este estudo compara a variação na riqueza de espécies e grupos funcionais de aves em 17 remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual, verificando a relação da estrutura da paisagem com (1) a distância da paisagem de entorno dos remanescentes; e, (2) os componentes da paisagem. As paisagens do entorno desses remanescentes foram mapeadas usando raios de 1, 2, 3, 5, 7 e 10 km e gerados descritores da paisagem a partir dos mapas de vegetação, dos quais foram selecionados apenas os descritores independentes (não co-lineares): porcentagem da cobertura florestal, distribuição de área nuclear e agregação da vegetação. Os inventários da avifauna foram realizados por métodos de captura com redes ornitológicas, buscas visuais e registros auditivos. A relação entre as métricas da paisagem, a riqueza de espécies e os grupos criados (espécies por guildas tróficas, estrato, dependência florestal) foram determinadas por regressões lineares simples. Oito grupos funcionais e a riqueza apresentaram alguma relação com as três métricas da paisagem para todos os raios. A distância do raio de 1 km não foi suficiente para abranger a área total de todos os remanescentes e os maiores raios (7 e 10 km) foram os que apresentaram menor associação. Sendo assim, o raio de 5 km apresentou o maior número de relações com os grupos funcionais (sete grupos e a riqueza), e foi selecionado para avaliar o efeito da composição da paisagem sobre os grupos. Os grupos funcionais diferiram entre si quanto à influência da estrutura da paisagem, mostrando uma diferente sensibilidade para cada grupo ao processo de fragmentação florestal.

PALAVRAS-CHAVE: fragmentação florestal, ecologia da paisagem, grupos funcionais, assembléias de aves.

ABSTRACT

The transformation of the continuous forest into a mosaic of different environments is one of the greatest threats to forest birds. In this context, we compare the variation in species richness and functional groups of birds in 17 remnants of semideciduous forest, checking the relationship with landscape structure in accordance to (1) the distance from the surrounding landscape and (2) the landscape components. We mapped the landscape types surrounding the forest remnants using buffers of 1, 2, 3, 5, 7 and 10 km and we generated descriptors of the landscape from these vegetation maps, using only those descriptors that are independent (no-collinearity): percentage of landscape, core area and clumpiness index. Inventories of birds assemblages were

performed by capture using mist-nets, visual encounters, and by vocalization records. The relationships between descriptors and the species richness and functional groups (species per trophic guilds, strata, and forest dependence) were determined by linear regression. Eight functional groups and species richness were somehow related to the three landscape metrics for all buffers. The distance of the 1 km buffer was not enough to cover the total area of all the remnants and the larger buffers (7 and 10 km) demonstrated a weakly association with the assemblages. The 5 km buffer had the highest value of association for seven functional groups and the species richness, and was therefore selected for evaluation of the effects of landscape composition on the groups. Each functional group showed a different response to landscape structure, suggesting a different sensitivity of these groups to the processes of forest fragmentation.

KEY-WORDS: Forest fragmentation, landscape scale, landscape ecology, functional groups, birds assemblages

INTRODUÇÃO

A fragmentação nada mais é que a quebra da continuidade de um ambiente (Lord & Norton 1990). Ao se fragmentar uma floresta são formados remanescentes florestais, que por estarem situados em uma matriz, formam um mosaico com a mistura de ambientes naturais e modificados (Turner 1990, Saunders *et al.* 1991, Fahrig 2003). Esses remanescentes são por vezes comparados analogamente a ilhas por estarem inseridos em uma matriz inhóspita, a qual desempenha o papel do oceano nessa paisagem (Anjos 2001). Partindo desse princípio as relações entre diversidade de aves e os efeitos da fragmentação florestal (isolamento e tamanho de área), foram embasadas inicialmente na teoria de biogeografia de ilhas proposta por MacArthur & Wilson (1963, 1967) (Laurance 2008).

A matriz em uma paisagem terrestre não pode ser considerada como um ambiente hostil para todas as espécies (Antunes 2005, Watson *et al.* 2005) e essa é uma das críticas ao utilizar a teoria de biogeografia de ilhas para explicar os processos da fragmentação florestal (Anjos 2001). Nessa teoria os efeitos que a matriz exerce sobre as comunidades animais dos remanescentes florestais são subestimados (Watson *et al.* 2005). As características da matriz, configurada por uma vasta disponibilidade de recursos espaciais, podem determinar como as espécies se distribuem nessa paisagem e como elas respondem aos processos da fragmentação florestal (Debinski *et al.* 2001, Watson *et al.* 2005, Uezu *et al.* 2008). Quanto mais similares forem, a matriz e os ambientes florestais, mais permeável será essa paisagem diminuindo o isolamento entre os fragmentos (Watson *et al.* 2005).

A influência da estrutura geral da paisagem sobre as populações e comunidades está fornecendo uma nova perspectiva na interpretação dos impactos causados pela fragmentação florestal (Bennet *et al.* 2004). Cada espécie pode apresentar uma resposta diferenciada a esses impactos e à estrutura da paisagem (Uezu *et al.* 2005), sendo importante avaliar a resposta de cada grupo funcional formado por espécies com os mesmos requerimentos ecológicos (Bennet *et al.* 2004, Uezu *et al.* 2005).

Nesse contexto, este estudo teve por objetivo determinar a riqueza de espécies e a composição de grupos funcionais de aves de 17 remanescentes florestais e verificar as relações com a estrutura da paisagem de acordo com dois fatores: (1) a distância da paisagem de entorno dos remanescentes; e, (2) os componentes da paisagem. Desta maneira, este estudo procura testar as hipóteses: 1) que a distância adotada como entorno interfere nas relações, então se espera que o número de relações entre as variáveis da paisagem, a riqueza de espécies e a presença dos grupos funcionais para cada distância adotada como entorno seja diferenciado; e, 2) que os componentes da paisagem influenciem diferentemente cada grupo funcional, então se espera que as respostas dos grupos funcionais e da riqueza para as métricas da paisagem ocorram de acordo com suas exigências ecológicas e sua sensibilidade para os efeitos da fragmentação florestal.

MÉTODOS

Área de estudo

A região aqui considerada como noroeste do estado de São Paulo limita-se ao sul pelo rio Tiête, ao norte pelo rio Grande, a oeste pelo rio Paraná e ao leste pelo rio Pardo até a posição do ponto amostral (G) mais ao leste (Figura 01B). Nessa região fazem parte as Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHIs) do Turvo-Grande e São José dos Dourados e partes das UGRHIs do Baixo Pardo, Baixo Tiête e Tiête-Batalha (Rodrigues & Bononi 2008) (Figura 01A). O clima definido na escala de Köppen como Cw-Aw, tropical chuvoso com inverno seco e mês mais frio com temperatura média superior a 18 °C, e o mês mais seco com precipitação inferior a 60 mm (Nalon *et al.* 2008).

Essa região apresenta os domínios da Floresta Estacional Semidecidual, Savana e áreas de contato desses dois tipos de formação (Figura 01) (Kronka *et al.* 2005). Segundo Kronka *et al.* (2005) a vegetação remanescente do território total do estado de São Paulo foi reduzida de 29,26 % em 1962 para 13,94 % em 2001. Grande parte dessa área remanescente encontra-se nas UGRHI situadas a sul e a leste do estado, no qual quatro UGRHI mantêm 59% da vegetação remanescente enquanto que as demais apresentam vegetação em torno de 1 a 2% como caso das

que se encontram na região de estudo (Kronka *et al.* 2005). Nessa região foram selecionados durante visitas prévias 17 remanescentes florestais com tamanhos variando de 58 a 2192 ha, diferentes formatos, paisagem de entorno e características fitofisionômicas. Os remanescentes são florestais, mas caracterizados estruturalmente de acordo com os domínios ao qual estão inseridos, Floresta Estacional Semidecidual ou Savana (Tabela 01).

Paisagem: raios e métricas

A paisagem de entorno foi selecionada em raios de 1, 2, 3, 5, 7 e 10 km a partir do centro dos remanescentes (centróide) (Figura 02). A distância do maior raio foi determinada devido à configuração da paisagem do entorno do fragmento D, que faz o limite com um fragmento vizinho abrangido por este raio (Figura 02 – D).

As métricas da paisagem foram calculadas no programa *Fragstats* (MacGarigal & Marks 1995) a partir de um mapa de vegetação obtido por meio da classificação de uma imagem de satélite Landsat 5 com resolução de 30 m (bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7). As imagens utilizadas foram obtidas entre julho de 2007 e julho de 2008 dependendo da época de amostragem de cada paisagem (Tabela 01). As classes mapeadas foram: **Não Florestal:** matriz caracterizada por ambiente modificado, utilizado principalmente para atividades agropastoris, e aquáticos, corpos d'água com grande concentração de água, açudes, lagos e rios; **Florestal,** os ambientes florestais não foram diferenciados de acordo com o tipo de vegetação ou grau de conservação. Foram mapeadas todas as áreas florestais que potencialmente pudessem ser utilizadas pelas aves, tanto como abrigo ou apenas durante deslocamentos (Figura 02). O mapeamento foi realizado na escala de 1:25.000 e foram consideradas as áreas florestais que tivessem no mínimo 2 pixels de largura (60 metros).

A partir dos mapas gerados foi realizada uma análise de componentes principais com a finalidade de selecionar os descritores que não foram co-variáveis. Os descritores selecionados revelam que cerca de 95% da variância total é explicada pelos dois primeiros eixos. Segundo Metzger (2004) as métricas da paisagem podem ser divididas entre métricas que descrevem a composição e a disposição dos componentes florestais na paisagem, sendo as de composição selecionadas: a porcentagem de cobertura florestal (PLAND) e quantidade de área nuclear (CORE); e a de disposição a agregação da vegetação (CLUMPY) (Tabela 02). Para a CORE a distância da borda considerada foi de 100 m.

Coleta de dados

Os remanescentes florestais foram amostrados em duas estações: seca e chuvosa por um período de 15 horas por estação para cada remanescentes. Com a finalidade de registrar a composição da taxocenose de aves, os métodos empregados foram captura com redes ornitológicas, encontros visuais e registros auditivos que, em conjunto, possuem uma maior eficiência no registro de espécies florestais (Cândido Jr. 2000).

Para as capturas foram utilizadas 30 redes (12 x 2,5 metros) na parcela de cada fragmento, sendo instaladas em três blocos contínuos de 10 redes. Os blocos foram dispostos em três trilhas paralelas e distantes 200 m, com a finalidade de amostrar a heterogeneidade estrutural das parcelas. As redes foram abertas no crepúsculo matutino e amostraram por um período de um dia e meio. Os métodos de buscas visuais e registros auditivos foram executados simultaneamente durante as revisões das redes e nos intervalos das mesmas, sendo registradas todas as espécies visualizadas e/ou escutadas durante a permanência nos remanescentes florestais. Estas observações complementaram os dados de riqueza e composição específica para cada remanescente reduzindo assim a seletividade das redes ornitológicas no registro de espécies de dossel.

Análise dos dados

A taxocenose de aves registrada foram agrupadas conforme suas exigências ecológicas com a finalidade de relacionar os grupos funcionais com os descritores da paisagem. Esses grupos foram definidos de acordo: **1. guildas tróficas** com base em Willis (1979): a. Grandes frugívoros e onívoros de dossel (GFO); b. Pequenos onívoros de dossel (POD); c. Pequenos onívoros de sub-bosque (POS); d. Frugívoros de solo (FSO); e. Carnívoros (CAR); f. Insetívoros de tronco e galhos (ITG); g. Pequenos insetívoros de solo (PIS); h. Pequenos insetívoros de sub-bosque (PIB); i. Insetívoros de estratos intermediários (IEI); j. Pequenos insetívoros de dossel (PID); k. Nectarívoros (NEC); l. Granívoros de borda (GBO); **2. estrato** de ocorrência baseado em Parker III e colaboradores (1996): a. terrícolas (ETE), b. sub-bosque (ESU) e c. dossel (EDO); **3. dependência** ao ambiente florestal, a. independente (DFI), b. semidependente (DFS) e c. dependente (DFD), baseado em Silva (1995); e a riqueza total em cada fragmento (RQZ). As espécies ameaçadas de extinção foram categorizadas segundo a lista estadual (São Paulo 2008).

A relação entre os grupos funcionais, a riqueza e as métricas da paisagem foi determinada por regressão linear simples, sendo a porcentagem de cobertura florestal, a quantidade de área nuclear e a agregação da vegetação as variáveis independentes e o número de espécies por grupos funcionais e riqueza de espécies as variáveis dependentes.

RESULTADOS

Distância da paisagem de entorno

Oito grupos funcionais e a riqueza de espécies foram correlacionados positivamente com as variáveis da paisagem (Figuras 03 – 05; Tabela 03). Os descritores da paisagem no raio de cinco quilômetros foram os que apresentaram o maior número de relações com os grupos funcionais (Tabela 03). Para a variável porcentagem de cobertura florestal, os grupos funcionais carnívoros e de espécies dependentes florestais apresentaram relação positiva para todos os raios enquanto que os grupos frugívoros de solo e os pequenos insetívoros de sub-bosque apresentaram relações positivas para apenas um raio, o de um e cinco quilômetros respectivamente. Para a quantidade de área nuclear, os grupos dos carnívoros e de espécies dependentes florestais e a riqueza de espécies foram relacionados positivamente a todos os raios. A variável agregação de vegetação não teve nenhum grupo funcional relacionado a todos os raios (Figuras 03-04).

Respostas dos grupos funcionais a estrutura da paisagem

Os descritores da paisagem num raio de 5 km foi o que apresentou o maior número de relações com os grupos funcionais e foi o mais adequado de acordo com a sua disposição nas 17 paisagens, sendo então selecionado para avaliar as relações entre as métricas da paisagem e os grupos funcionais e a riqueza de espécies. Sete grupos funcionais e a riqueza de espécies apresentaram relação com as métricas da paisagem (Figuras 06 a 08; Tabela 03). O grupo das espécies de sub-bosque e as espécies dependentes florestais foram positivamente correlacionados com as métricas, porcentagem de cobertura florestal, quantidade de área nuclear e com a agregação da vegetação.

Cinco guildas tróficas apresentaram relação com alguma das métricas. O grupo dos carnívoros e os pequenos insetívoros de solo foram afetados positivamente pelas métricas da paisagem. As demais guildas apresentaram correlação com apenas uma das métricas, sendo os grandes frugívoros e onívoros de dossel correlacionados com a quantidade de área nuclear, os frugívoros de solo com a agregação da vegetação e os pequenos insetívoros de sub-bosque com a porcentagem da cobertura florestal. A riqueza foi correlacionada com os três descritores da paisagem.

DISCUSSÃO

Distância da paisagem de entorno

Os remanescentes florestais estudados, por apresentarem formatos irregulares, compõem diferentemente os pequenos raios de distância a partir dos centróides. Esperava-se que devido às grandes áreas dos remanescentes estes abrangessem por completo o raio de um quilômetro. Este fato só ocorreu para os remanescentes A e H, pois os D e E, que também possuem áreas acima de mil hectares, apresentaram a distribuição das três variáveis da paisagem similares no raio de um quilometro aos fragmentos com menores áreas, tal como C, F e G. A distância do raio de 1 km não foi suficiente para abranger a área total de todos os remanescentes e com isso torna-se pouco interessante para avaliar a influência da paisagem do entorno sobre essas áreas florestais. Segundo Bennet *et al.* (2004) apesar de muitos estudos utilizarem raios de 1 km esta é uma curta distância quando o foco do estudo são grupos que apresentam grande mobilidade, tal como as aves.

Os maiores raios (7 e 10 km) foram os que apresentaram menores relações com os grupos funcionais o que indica que conforme aumenta a distância do remanescente foco a paisagem exerce menor influência sobre a diversidade de aves. Sendo assim, o menor raio que abrange as áreas totais dos remanescentes florestais foi o raio de 5 km, também apresentando o maior número de relações com os grupos funcionais, sendo ser o raio adequado para avaliar o efeito da paisagem sobre os remanescentes localmente.

A paisagem de entorno pode influenciar a distribuição de espécies em um remanescente de diferentes formas, por possuir populações colonizadoras, pela quantidade de habitat similar e pela conectividade dessas ilhas de habitats (Bennet *et al.* 2004). Para isso é importante compreender como os efeitos da escala da paisagem, atuam sobre os grupos funcionais existentes nos remanescentes florestais (Debinski *et al.* 2001), já que as espécies apresentam respostas diferenciadas de acordo com os diferentes efeitos e escalas (Metzger 2001, Bennet *et al.* 2004). Segundo Lord e Norton (1990) escalas próximas podem ser utilizadas como ambientes contínuos por diversas espécies com capacidade de dispersão distintas, enquanto que escalas maiores são limitantes para espécies que possuem baixa mobilidade.

Os grupos funcionais que utilizam os estratos inferiores de vegetação, tais como os frugívoros de solo e os pequenos insetívoros de solo, apresentaram respostas similares aos efeitos das métricas de acordo com os raios. Estes grupos foram relacionados positivamente a porcentagem de cobertura florestal para os menores raios e a agregação da vegetação mesmo para os raios mais distantes. O grupo formado pelas espécies de sub-bosque não apresentou nenhuma relação com o maior raio. A relação das espécies que utilizam o sub-bosque florestal com as escalas mais próximas da paisagem pode ter ocorrido em decorrência de não serem

espécies com grande capacidade de dispersão. O grupo dos insetívoros de sub-bosque, por ter uma capacidade limitada de dispersão, pode ser mais susceptível aos processos da fragmentação florestal (Uezu *et al.* 2005).

Espécies que apresentaram relações para todos os raios podem ter as mesmas respostas por diferentes razões. Espécies dependentes florestais podem ser influenciadas em diferentes escalas pela estrutura da paisagem devido à sua forte relação com o tipo ambiental e conseqüentemente pela sua alta sensibilidade à fragmentação florestal. Enquanto que os carnívoros são representados por espécies de maior porte com maior capacidade dispersora e por serem dependentes de maiores áreas para sobreviver, utilizam diversas escalas da paisagem. Segundo Lees e Peres (2008), aves de grande porte são menos relutantes em atravessar a matriz do que espécies de pequeno porte principalmente por que os riscos de predação estão condicionados ao tamanho corporal.

Segundo Viana & Pinheiro (1998), o mosaico da paisagem por apresentar diferenças estruturais, ressaltam a importância em utilizarem diferentes escalas para avaliar as características da fragmentação. Bennet *et al.* (2004) selecionou para seu estudo parcelas de 5 x 5 km e comenta que são raros os trabalhos realizados com a finalidade de testar escalas maiores da paisagem (*e.g.* 1 – 10 km).

O nosso estudo ao considerar as diferentes distâncias da paisagem de entorno demonstra que os grupos funcionais apresentam diferentes respostas em relação à paisagem. O raio de 5 km foi o que demonstrou o maior número de relações, mas conforme o grupo de interesse outras distâncias também devem ser consideradas.

Respostas dos grupos funcionais à estrutura da paisagem

Os remanescentes florestais estudados estão distribuídos em uma região ampla, mas que é caracterizada pela mesma matriz modificada, utilizada para pastagem ou para os cultivos principalmente de cana-de-açúcar, café e laranja (PROBIO 1998, A. A. Bispo, obs. pess.). Segundo Sisk *et al.* (1997) a inserção dos remanescentes florestais em mesma matriz é um fator importante para determinar a similaridade entre as assembléias de aves.

A matriz desempenha um papel importante sobre as populações e as comunidades dos remanescentes florestais (Bennet *et al.* 2004, Watson *et al.* 2005), sendo o efeito de borda como uma das influências sobre as áreas florestais mais analisadas (*vide* Murcia 1995, McIntyre 1995, Sisk *et al.* 1997, Candido Jr. 2000, Ries & Sisk 2004). Entretanto, se a matriz possuir diversas manchas florestais, o isolamento entre remanescentes é diminuído (Fahrig 2003), facilitando a dispersão das espécies (Uezu *et al.* 2008). Desta maneira, a paisagem do entorno ou o mosaico regional podem desempenhar um importante papel na composição e grau da diversidade nos remanescentes florestais (Bennet *et al.* 2004). Nesse fator as espécies em foco devem ser

levadas em consideração já que os efeitos da fragmentação podem afetar diferentemente cada grupo funcional (Christiansen & Pitter 1997, Fahrig 2003, Bennet *et al.* 2004).

As duas métricas da composição da paisagem, porcentagem de cobertura florestal e quantidade de área nuclear, respectivamente limitam a distribuição dos grupos funcionais na paisagem de duas maneiras, 1) os grupos apenas dependem do ambiente florestal e 2) os grupos são representados por espécies estritamente florestais e que, além da quantidade de ambiente, também dependem da qualidade deste.

A maior qualidade do ambiente está representada nas áreas nucleares dos fragmentos nos quais não estão sob o efeito de borda (Murcia 1995). Grandes frugívoros e onívoros de dossel apresentaram relação positiva somente com a métrica da quantidade de área nuclear, sendo esse grupo considerado usualmente vulnerável à extinção local (Christiansen & Pitter 1997, Aleixo 2001, Lees & Peres 2008). Silveira *et al.* (2003) comentam que os frugívoros de dossel necessitam de grandes territórios e que a caça é uma pressão forte para este grupo em fragmentos florestais. Em um estudo na região de Alta Floresta, Mato Grosso, Lees & Peres (2008), verificaram que apesar de quase três décadas sob o efeito da fragmentação, a guilda de grandes frugívoros de dossel persistiu na maioria dos remanescentes e consideraram ausência de caça um fator que favorece a manutenção local dessa guilda.

Os pequenos insetívoros de sub-bosque foram relacionados positivamente somente com a porcentagem de cobertura florestal, demonstrando que a quantidade do ambiente é um fator importante para sua distribuição na paisagem. Outro grupo similar no uso dos recursos, os pequenos insetívoros de solo, apresentou relação positiva com as três métricas, demonstrando maior sensibilidade aos efeitos da fragmentação. Espécies insetívoras, por serem mais especialistas, estão mais susceptíveis às mudanças ambientais (Canaday 1997). Segundo Aleixo (2001) esses dois grupos de insetívoros especializados estão mais propensos à extinção local, enquanto Ribon *et al.* (2003) destacam esse risco para os insetívoros de solo.

Por apresentarem maiores massas corporais, os carnívoros são menos relutantes em atravessar a matriz, o que está relacionado à sua capacidade de dispersão e não à sua tolerância aos impactos da fragmentação florestal. No grupo das aves, o tamanho corporal apresenta uma relação com sua densidade e, conseqüentemente, espécies de maior porte são menos abundantes (Goerck 1997, Laurance 2008) e necessitam de maiores áreas para manter uma população estável localmente. Segundo Ribon *et al.* (2003) as aves de rapina florestais são afetadas pela fragmentação sendo um dos fatores a sua raridade natural.

As espécies de sub-bosque e as espécies dependentes florestais foram relacionadas positivamente às três variáveis da paisagem. Nosso estudo confirma a sensibilidade desses grupos para os efeitos da fragmentação florestal a partir das suas relações tal como sugerido por alguns estudos (*e.g.* Höfling & Lencioni 1992, McIntyre 1995, Aleixo 2001, Anjos 2001, Lees & Peres 2008). As espécies do interior florestal, representadas aqui por esses grupos, são

mantidas somente em grandes áreas (Conner & Dickson 1997, Candido Jr. 2000), o que justifica as suas relações com as métricas mesmo na escala da paisagem.

O único grupo funcional que apresentou relação somente com a métrica de agregação de vegetação foi o grupo dos frugívoros de solo. Espécies dependentes de recursos fortemente sazonais (frutos e flores) e com grande heterogeneidade espacial devem apresentar uma alta mobilidade para atingir os recursos (Pizo 2001, Yabe & Marques 2001). Segundo Pizo (2001) espécies frugívoras especialistas em algum recurso tendem a deslocar-se à procura desse recurso independentemente da qualidade do hábitat. No caso desse grupo, a métrica relacionada à disposição da paisagem torna-se mais importante que as métricas de composição, devido à conectividade e a permeabilidade da matriz em que os fragmentos estão inseridos. Segundo Lord & Norton (1990) em paisagens com o mesmo número de remanescentes a agregação da vegetação se torna um importante fator para reduzir o isolamento entre as áreas.

Neste estudo, a riqueza de espécies está correlacionada positivamente com todas as métricas da paisagem. Uma associação que se faz entre os processos da fragmentação florestal e a teoria de biogeografia de ilhas é a relação espécie-área (MacArthur & Wilson, 1963, 1967). Nela o número de espécies em um determinado remanescente florestal está condicionado ao tamanho da área (Willis 1979, McIntyre 1995, Anjos 1998). Essa relação pode ser aplicada na escala da paisagem, pois a riqueza de espécies foi relacionada positivamente tanto à quantidade da cobertura florestal como com a quantidade de área nuclear. O isolamento é outro ponto importante da teoria de ilhas e rege as taxas de imigração e emigração entre as manchas florestais (MacArthur & Wilson 1963, 1967, Laurance 2008). Como mencionado anteriormente, à agregação da vegetação na paisagem pode minimizar o efeito do isolamento, aumentando a permeabilidade da matriz e, conseqüentemente, favorecendo o estabelecimento de espécies florestais na paisagem.

Ao avaliar os processos da fragmentação florestal os efeitos devem ser analisados na escala da paisagem (Fahrig 2003). Por essa perspectiva verifica-se que a composição do entorno é um importante fator para a conservação das espécies presentes nos remanescentes florestais. A relação espécie-área, tanto para riqueza como para os grupos funcionais, é suportada nessa escala, mas as respostas dos grupos variam conforme sua sensibilidade aos efeitos da fragmentação florestal.

A partir das informações aqui apresentadas, as políticas públicas de cunho conservacionista podem ser empregadas, por exemplo, para definir zonas tampão ou de amortecimento em unidades de conservação direcionando a minimização de impactos de acordo com as espécies ou grupos de espécies alvo. Segundo Viana e Pinheiro (1998) considerar a conservação dos fragmentos vizinhos das unidades de conservação aumentaria a eficácia dessas áreas na manutenção da biodiversidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. 2001. Conservação da avifauna da Mata Atlântica: Efeito da fragmentação florestal e a importância de florestas secundárias. In *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias* (ALBUQUERQUE, J.L.B., CÂNDIDO Jr., J.F., STRAUBE, F.C. & ROOS, A.L., eds.) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p. 199-206.
- ANJOS, L. 1998. Conseqüências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. *Série Técnica IPEF* 12(32):87-94.
- ANJOS, L. 2001. Comunidades de aves florestais: implicações na conservação. In *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias* (ALBUQUERQUE, J.L.B., CÂNDIDO Jr., J.F., STRAUBE, F.C. & ROOS, A.L., eds.) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p. 17-37.
- 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.
- BENNETT, A.F., HINSLEY, S.A., BELLAMY, P.E., SWETNAM, R.D. & MAC NALLY, R. 2004. Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation* 119:192-226.
- CANADAY, C. 1997. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. *Biological Conservation* 77:63-77.
- CÂNDIDO Jr, J. F. 2000. The edge effect in a forest bird community in Rio Claro, São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 8(1):9-16.
- CHRISTIANSEN, M.B. & PITTER, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80:23-32.
- CONNER, R.N. & DICKSON, J.G. 1997. Relationships between bird communities and forest age, structure, species composition and fragmentation in the west gulf coastal plain. *Texas Journal of Science* 49(3):123-138.
- DEBINSKI, D.M., CHRIS, R. & SAVERAID, E.H. 2001. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: do scales of movement and patch size affect diversity? *Biological Conservation* 98:179-190.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487-515.
- GOERCK, J.M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conservation Biology* 11(1):112-118.
- HÖFLING, E. & LENCIONI, F. 1992. Avifauna da Floresta Atlântica, Região de Salesópolis, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 52(3):361-378.

- KRONKA, F.J.N., NALON, M.A., MATSUKUMA, C.K., KANASHIRO, M.M., YWANE, M.S.S., LIMA, L.M.P.R., GUILLAUMON, J.R., BARRADAS, A.M.F., PAVÃO, M., MANETTI, L.A. & BORGIO, S.C. 2005. Monitoramento da vegetação natural e do reflorestamento no Estado de São Paulo. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, INPE, p. 1569-1576.
- LAURANCE, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141:1731-1744.
- LEES, A.C. & PERES, C.A. 2008. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation* 11:128-137.
- LORD, J.M. & NORTON, D.A. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4(2):197-202.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17(4):373-387.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Monographs in Population Biology 1, Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- MCGARIGAL K. & MARKS B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- MCINTYRE, N. E. 1995. Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape Ecology* 10(2):85-99.
- METZGER, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1(1/2):1- 9.
- METZGER, J.P. 2004. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In *Métodos de estudos em Biologia da Conservação & Manejo da vida silvestre.* (CULLEN JUNIOR, L., VALLADARES-PADUA, C. & RUDRAN, R., eds.). Ed. da UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, p 423-453.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- NALON, M.A., MATTOS, I.F.A. & FRANCO, G.A.D.C. 2008. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. In *Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo.* (RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. orgs.). São Paulo: Instituto de Botânica, p. 16-21.
- PARKER III, T.A., STOTZ, D.F. & FITZPATRICK, J.W. 1996. Ecological and distributional databases. In *Neotropical birds: ecology and conservation.* (STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER III, T.A. & MOSKOVITZ, D.K. eds.). Chicago: University of Chicago Press, p. 118-436.
- PIZO, M.A. 2001. A conservação das aves frugívoras. In *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias* (ALBUQUERQUE, J.L.B., CÂNDIDO Jr., J.F., STRAUBE, F.C. & ROOS, A.L., eds.) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p. 49-59.

- PROBIO. 1998. Áreas de domínio do cerrado no estado de São Paulo. Imprensa Oficial da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- 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.
- RIES, L. & SISK, T.D. 2004. A predictive model of edge effects. *Ecology* 85(11):2917-2926.
- RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. (orgs.). 2008. Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo. São Paulo: Instituto de Botânica. 246p.
- SÃO PAULO. Decreto n. 53.494, de 2 de outubro de 2008. Declara as Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo.
- SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1):18-32.
- SILVA, J.M.C. 1995. Birds of the cerrado region, South América. *Stennstrupia* 21(1):69-92.
- SILVEIRA, L.F., OLMOS, F. & LONG, A.J. 2003. Birds in Atlantic Forest Fragments in North-East Brazil. *Cotinga* 20:32-46.
- SISK, T.D., HADDAD, N.M. & EHRLICH, P.R. 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modelling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications* 7(4):1170-1180.
- TURNER, H.G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology* 4(1):21-30.
- UEZU, A., BEYER D.D. & METZGER, J.P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? *Biodivers. Conserv.* 17:1907-1922.
- UEZU, A., METZGER, J.P. & VIELLIARD, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-519.
- VIANA, V.M. & PINHEIRO, L.A.F.V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Serie Técnica IPEF* 12(32):25-42.
- WATSON, J.E.M., WHITAKER, R.J. & FREUDENBERGER, D. 2005. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscape? *Journal of Biogeography* 32:1353-1370.
- WILLIS, E.O. 1979. The composition on avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33(1):1-25.
- YABE, R.S. & MARQUES, E.J. 2001. Deslocamentos de aves entre capões no pantanal Matogrossense e sua relação com a dieta. In *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias* (ALBUQUERQUE, J.L.B., CÂNDIDO Jr., J.F., STRAUBE, F.C. & ROOS, A.L., eds.) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p. 199-206.

TABELAS

Tabela 01. Fragmentos amostrados (Frag) e suas respectivas áreas (ha), domínios ao qual estão inseridos, Floresta Estacional Semidecidual (FES), Savana (S) e a transição (FES/S), municípios em que estão situados, coordenadas geográficas e ano em que foram amostrados.

Frag	Área	Influência	Município(s)	Latitude	Longitude	Ano
A	1695,87	FES	Novo Horizonte	-21° 13' 12"	-48° 55' 04"	2007/2008
B	194,04	S	Planalto	-21° 24' 17"	-49° 30' 01"	2007/2008
C	227,07	S	União Paulista	-21° 00' 05"	-49° 58' 26"	2007/2008
D	1779,39	FES/S	São João de Iracema	-20° 55' 16"	-49° 55' 34"	2007/2008
E	1643,49	FES/S	Nova Granada	-20° 28' 25"	-50° 17' 36"	2008/2009
F	647,37	S	Barretos	-20° 32' 35"	-49° 14' 36"	2008/2009
G	468,90	FES	Bebedouro	-20° 29' 05"	-48° 49' 21"	2008/2009
H	2192,76	FES	Matão	-20° 05' 26"	-48° 03' 16"	2007/2008
I	116,64	FES	Santo Antônio do Aracanguá	-21° 37' 14"	-48° 32' 14"	2007/2008
J	103,05	FES/S	Votuporanga	-20° 04' 42"	-49° 55' 25"	2007/2008
K	153,99	FES	Turmalina	-20° 03' 03"	-50° 05' 12"	2007/2008
L	167,67	S	Palestina	-20° 00' 13"	-50° 26' 02"	2008/2009
M	88,29	FES/S	Palestina	-20° 17' 18"	-49° 03' 01"	2008/2009
N	89,73	FES	Barretos	-20° 19' 16"	-49° 30' 17"	2008/2009
O	58,59	FES/S	Taquaritinga	-20° 38' 14"	-48° 45' 06"	2008/2009
P	96,48	FES/S	Pindorama	-21° 24' 08"	-48° 41' 14"	2008/2009
Q	66,80	FES	Macaubal	-20° 44' 34"	-49° 55' 41"	2007/2008

Tabela 02. Variáveis da paisagem (porcentagem de cobertura florestal, quantidade de área nuclear e agregação da vegetação) nos raios de 1, 2, 3, 5, 7 e 10 quilômetros dos 17 remanescentes florestais (RF), amostrados na região noroeste do estado de São Paulo.

RF	Porcentagem de cobertura florestal (% m ²)						Quantidade de área nuclear (ha)						Agregação da vegetação					
	1	2	3	5	7	10	1	2	3	5	7	10	1	2	3	5	7	10
A	100	56,49	40,16	31,07	22,43	16,20	258,75	181,59	86,05	50,59	28,93	15,47	1	0,96	0,94	0,93	0,92	0,90
B	64,32	23,07	14,44	14,93	12,01	9,27	47,46	19,98	14,78	11,76	10,34	6,80	0,95	0,95	0,94	0,92	0,91	0,89
C	67,79	20,85	12,13	10,80	9,93	8,87	159,21	28,48	12,54	8,19	5,94	5,02	0,97	0,96	0,94	0,90	0,88	0,88
D	90,92	67,51	51,50	30,05	26,70	19,64	223,38	677,34	283,18	56,49	42,14	26,38	0,93	0,96	0,96	0,94	0,92	0,91
E	78,15	52,54	41,86	23,23	17,7	13,38	178,65	239,17	174,40	32,23	16,57	8,69	0,94	0,96	0,96	0,93	0,89	0,87
F	78,92	65,82	37,10	20,85	15,20	12,40	81,85	317,74	125,11	30,45	15,74	8,60	0,90	0,95	0,95	0,93	0,90	0,88
G	67,99	34,67	18,09	11,92	9,11	7,75	67,5	88,68	53,64	14,56	9,75	10,78	0,91	0,94	0,93	0,91	0,90	0,90
H	100	90,94	68,21	33,50	21,77	15,98	258,75	1008,18	559,83	77,12	31,26	20,73	1	0,95	0,97	0,95	0,92	0,90
I	41,02	14,75	8,31	5,84	9,63	9,76	24,93	7,70	4,5	3,45	8,59	9,57	0,95	0,92	0,90	0,89	0,90	0,89
J	34,64	19,76	15,33	12,68	10,65	10,15	14,71	7,01	7,22	7,20	5,67	6,23	0,94	0,87	0,87	0,87	0,86	0,86
K	38,64	12,91	6,78	4,24	4,58	4,19	16,62	8,38	2,83	0,85	1,07	1,12	0,90	0,88	0,86	0,82	0,83	0,83
L	51,41	14,27	7,85	5,50	5,68	6,22	91,44	18,32	7,15	3,24	2,15	2,23	0,94	0,94	0,91	0,88	0,85	0,84
M	29,08	9,2	6,58	5,52	4,81	5,91	17,85	5,44	2,55	4,29	1,83	1,81	0,96	0,93	0,88	0,88	0,84	0,84
N	30,48	17,82	13,29	12,80	13,03	11,98	18,09	5,67	4,00	3,15	3,40	4,00	0,95	0,87	0,84	0,83	0,84	0,84
O	19,35	10,45	9,18	10,58	8,69	8,02	14,4	2,21	1,65	2,09	1,81	1,55	0,95	0,84	0,83	0,84	0,83	0,82
P	31,92	11,78	11,86	10,12	10,25	8,85	20,16	4,77	2,85	2,41	2,63	1,95	0,92	0,90	0,86	0,84	0,84	0,83
Q	21,9	8,65	6,88	6,20	5,65	5,19	10,41	3,47	1,25	0,55	0,37	0,39	0,93	0,86	0,80	0,77	0,77	0,78

Tabela 03. Resultados das regressões (r^2) e respectivos valores de p e fórmulas entre métricas da paisagem (porcentagem de cobertura florestal, quantidade de área nuclear e agregação da vegetação) e grupos funcionais (GF) para os raios de distância do centro dos fragmentos florestais. Valores em negrito (>0,05) indicam as relações significativas.

GF	Raios		Porcentagem de cobertura florestal		Quantidade de área nuclear		Agregação da vegetação			
	r^2	p	Fórmula	r^2	p	fórmula	r^2	p	fórmula	
Grandes fragmentos e dossel	10	0,124	0,165	$y = 4,113 + 0,144 * x$	0,107	0,200	$y = 4,987 + 0,077 * x$	0,008	0,741	$y = 2,009 + 4,121 * x$
	7	0,116	0,182	$y = 4,485 + 0,090 * x$	0,150	0,125	$y = 4,981 + 0,054 * x$	0,022	0,571	$y = 0,292 + 6,042 * x$
	5	0,130	0,155	$y = 4,626 + 0,065 * x$	0,237	0,048	$y = 4,927 + 0,036 * x$	0,018	0,608	$y = 1,310 + 4,809 * x$
	3	0,186	0,084	$y = 4,718 + 0,040 * x$	0,218	0,059	$y = 5,152 + 0,005 * x$	0,020	0,589	$y = 1,336 + 4,689 * x$
	2	0,172	0,098	$y = 4,704 + 0,028 * x$	0,243	0,044	$y = 5,120 + 0,003 * x$	0,022	0,571	$y = -0,430 + 6,505 * x$
Pequenos fragmentos de sub-bosque	1	0,082	0,265	$y = 4,575 + 0,018 * x$	0,166	0,104	$y = 4,899 + 0,007 * x$	0,128	0,158	$y = -14,929 + 21,644 * x$
	10	0,000	0,963	$y = 4,631 - 0,004 * x$	0,013	0,668	$y = 4,414 + 0,022 * x$	0,011	0,689	$y = 0,944 + 4,197 * x$
	7	0,005	0,794	$y = 4,400 + 0,015 * x$	0,033	0,488	$y = 4,349 + 0,021 * x$	0,039	0,447	$y = -1,370 + 6,799 * x$
	5	0,031	0,497	$y = 4,190 + 0,027 * x$	0,051	0,382	$y = 4,329 + 0,014 * x$	0,089	0,244	$y = -3,438 + 9,025 * x$
	3	0,018	0,606	$y = 4,359 + 0,010 * x$	0,009	0,716	$y = 4,513 + 0,000 * x$	0,064	0,329	$y = -1,804 + 7,049 * x$
Fragmentos de solo	2	0,020	0,586	$y = 4,332 + 0,008 * x$	0,005	0,789	$y = 4,532 + 0,000 * x$	0,152	0,122	$y = -8,743 + 14,410 * x$
	1	0,083	0,263	$y = 3,731 + 0,015 * x$	0,075	0,288	$y = 4,199 + 0,004 * x$	0,065	0,324	$y = -7,708 + 12,972 * x$
	10	0,049	0,394	$y = 1,876 + 0,052 * x$	0,083	0,264	$y = 2,105 + 0,039 * x$	0,254	0,039	$y = -9,639 + 13,880 * x$
	7	0,080	0,273	$y = 1,882 + 0,043 * x$	0,097	0,224	$y = 2,129 + 0,025 * x$	0,263	0,035	$y = -8,220 + 12,132 * x$
	5	0,154	0,119	$y = 1,806 + 0,041 * x$	0,131	0,153	$y = 2,126 + 0,015 * x$	0,303	0,022	$y = -7,762 + 11,439 * x$
Carnívoros	3	0,095	0,229	$y = 2,052 + 0,016 * x$	0,035	0,474	$y = 2,311 + 0,001 * x$	0,257	0,038	$y = -6,430 + 9,751 * x$
	2	0,141	0,137	$y = 1,948 + 0,014 * x$	0,033	0,485	$y = 2,311 + 0,000 * x$	0,331	0,016	$y = -11,128 + 14,635 * x$
	1	0,281	0,029	$y = 1,325 + 0,019 * x$	0,098	0,221	$y = 2,106 + 0,003 * x$	0,014	0,656	$y = -1,458 + 4,083 * x$
	10	0,466	0,003	$y = -1,132 + 0,277 * x$	0,600	0,000	$y = 0,289 + 0,183 * x$	0,419	0,005	$y = -24,897 + 30,642 * x$
	7	0,437	0,004	$y = -0,424 + 0,174 * x$	0,545	0,001	$y = 0,555 + 0,103 * x$	0,389	0,008	$y = -20,484 + 25,322 * x$
	5	0,321	0,018	$y = 0,206 + 0,101 * x$	0,348	0,013	$y = 0,909 + 0,043 * x$	0,387	0,008	$y = -18,029 + 22,189 * x$
	3	0,344	0,013	$y = 0,531 + 0,053 * x$	0,301	0,023	$y = 1,196 + 0,006 * x$	0,368	0,010	$y = -16,461 + 20,035 * x$
	2	0,322	0,018	$Y = 0,505 + 0,038 * x$	0,391	0,007	$y = 1,115 + 0,003 * x$	0,234	0,049	$y = -17,846 + 21,134 * x$
1	0,314	0,019	$Y = -0,263 + 0,035 * x$	0,317	0,019	$y = 0,762 + 0,010 * x$	0,014	0,656	$y = -4,940 + 7,011 * x$	

Continua

Continuação

GF	Raios		Porcentagem de cobertura florestal		Quantidade de área nuclear		Agregação da vegetação		
	r ²	p	Fórmula	r ²	p	fórmula	r ²	p	fórmula
Pequenos insetivos de solo	10	0.202	$Y = 1,586 + 0,132^*x$	0.227	0.054	$y = 2,310 + 0,081^*x$	0.288	0,026	$y = -13,041 + 18,408^*x$
	7	0.208	$Y = 1,876 + 0,087^*x$	0.220	0.057	$y = 2,411 + 0,047^*x$	0.349	0,013	$y = -12,290 + 17,380^*x$
	5	0.302	$Y = 1,887 + 0,071^*x$	0.363	0,011	$y = 2,351 + 0,032^*x$	0.307	0,021	$y = -9,802 + 14,328^*x$
	3	0.295	$Y = 2,152 + 0,036^*x$	0.291	0,025	$y = 2,578 + 0,004^*x$	0.260	0,037	$y = -8,111 + 12,189^*x$
	2	0.340	$Y = 2,047 + 0,028^*x$	0.268	0,033	$y = 2,587 + 0,002^*x$	0.199	0.072	$y = -10,126 + 14,124^*x$
Pequenos insetivos de sub-bosque	1	0.330	$Y = 1,478 + 0,026^*x$	0.299	0,023	$y = 2,277 + 0,007^*x$	0.310	0,020	$y = -20,039 + 24,242^*x$
	10	0.072	$Y = 5,981 + 0,203^*x$	0.037	0.460	$y = 7,403 + 0,084^*x$	0.024	0.557	$y = -3,686 + 13,528^*x$
	7	0.104	$Y = 6,126 + 0,157^*x$	0.063	0.333	$y = 7,333 + 0,065^*x$	0.054	0.368	$y = -7,401 + 17,642^*x$
	5	0.246	$Y = 5,613 + 0,166^*x$	0.215	0.061	$y = 6,892 + 0,064^*x$	0.075	0.287	$y = -8,141 + 18,215^*x$
	3	0.207	$Y = 6,359 + 0,078^*x$	0.198	0.074	$y = 7,289 + 0,009^*x$	0.050	0.390	$y = -4,383 + 13,721^*x$
Pequenos insetivos de dossel	2	0.205	$Y = 6,271 + 0,057^*x$	0.150	0.125	$y = 7,378 + 0,004^*x$	0.030	0.507	$y = -4,940 + 14,050^*x$
	1	0.128	$Y = 5,718 + 0,042^*x$	0.134	0.149	$y = 6,916 + 0,012^*x$	0.169	0.102	$y = -35,502 + 45,953^*x$
	10	0.007	$y = 5,518 + 0,024^*x$	0.047	0.404	$y = 5,477 + 0,037^*x$	0.152	0.122	$y = -5,867 + 13,398^*x$
	7	0.017	$y = 5,458 + 0,025^*x$	0.061	0.339	$y = 5,485 + 0,025^*x$	0.148	0.127	$y = -4,179 + 11,347^*x$
	5	0.020	$y = 5,492 + 0,018^*x$	0.021	0.582	$y = 5,623 + 0,007^*x$	0.204	0.069	$y = -4,633 + 11,691^*x$
Espécies de solo	3	0.008	$y = 5,637 + 0,005^*x$	0.001	0.934	$y = 5,750 + 0,000^*x$	0.223	0.056	$y = -4,507 + 11,328^*x$
	2	0.024	$y = 5,528 + 0,007^*x$	0.003	0.827	$y = 5,725 + 0,000^*x$	0.242	0,045	$y = -8,672 + 15,604^*x$
	1	0.155	$y = 4,761 + 0,018^*x$	0.051	0.386	$y = 5,490 + 0,003^*x$	0.000	0.950	$y = 5,081 + 0,720^*x$
	10	0.011	$y = 4,675 + 0,043^*x$	0.076	0.283	$y = 4,622 + 0,0648^*x$	0.087	0.247	$y = -6,836 + 13,768^*x$
	7	0.027	$y = 4,594 + 0,042^*x$	0.093	0.232	$y = 4,649 + 0,042^*x$	0.104	0.206	$y = -6,155 + 12,863^*x$
Espécies de solo	5	0.047	$y = 4,549 + 0,038^*x$	0.073	0.293	$y = 4,758 + 0,019^*x$	0.140	0.139	$y = -6,531 + 13,097^*x$
	3	0.020	$y = 4,835 + 0,012^*x$	0.019	0.597	$y = 4,992 + 0,001^*x$	0.106	0.201	$y = -4,469 + 10,572^*x$
	2	0.027	$y = 4,774 + 0,010^*x$	0.029	0.172	$y = 4,958 + 0,001^*x$	0.202	0.069	$y = -12,721 + 19,281^*x$
1	0.103	$y = 4,006 + 0,019^*x$	0.056	0.358	$y = 4,726 + 0,004^*x$	0.126	0.161	$y = -14,764 + 20,974^*x$	

Continua

Continuação

GF	Raios		Porcentagem de cobertura florestal		Quantidade de área nuclear		Agregação da vegetação			
	r ²	p	Fórmula	r ²	p	fórmula	r ²	p	fórmula	
Espécies de sub-bosque	10	0,186	0,083	y = 15,912 + 0,503*x	0,211	0,063	y = 18,646 + 0,312*x	0,183	0,085	y = -29,485 + 58,217*x
	7	0,234	0,049	y = 16,587 + 0,365*x	0,257	0,037	y = 18,794 + 0,204*x	0,249	0,041	y = -29,958 + 58,217*x
	5	0,417	0,005	y = 16,153 + 0,333*x	0,457	0,002	y = 18,439 + 0,144*x	0,395	0,006	y = -36,147 + 64,321*x
	3	0,432	0,004	y = 17,280 + 0,173*x	0,424	0,004	y = 19,322 + 0,010*x	0,349	0,012	y = -29,735 + 56,017*x
	2	0,402	0,006	y = 17,206 + 0,123*x	0,334	0,015	y = 19,493 + 0,010*x	0,273	0,031	y = -39,557 + 65,519*x
	1	0,380	0,008	y = 14,839 + 0,111*x	0,376	0,008	y = 18,107 + 0,033*x	0,291	0,025	y = -67,089 + 92,988*x
Espécies de dossel	10	0,019	0,597	y = 23,085 + 0,095*x	0,132	0,150	y = 22,928 + 0,146*x	0,037	0,457	y = 10,589 + 15,513*x
	7	0,033	0,484	y = 23,064 + 0,081*x	0,133	0,150	y = 23,094 + 0,087*x	0,054	0,365	y = 9,912 + 16,142*x
	5	0,064	0,326	y = 22,918 + 0,077*x	0,144	0,131	y = 23,186 + 0,048*x	0,062	0,332	y = 10,571 + 15,164*x
	3	0,080	0,269	y = 23,094 + 0,044*x	0,065	0,320	y = 23,654 + 0,005*x	0,050	0,385	y = 12,627 + 12,606*x
	2	0,123	0,167	y = 22,798 + 0,040*x	0,082	0,263	y = 23,598 + 0,002*x	0,073	0,293	y = 5,519 + 20,038*x
	1	0,126	0,160	y = 21,933 + 0,038*x	0,100	0,215	y = 23,157 + 0,010*x	0,012	0,667	y = 13,199 + 11,455*x
Espécies semi-florestais	10	0,109	0,195	y = 24,796 - 0,330*x	0,047	0,403	y = 22,388 - 0,126*x	0,006	0,766	y = 13,530 + 9,077*x
	7	0,092	0,238	y = 23,814 - 0,196*x	0,034	0,478	y = 22,120 - 0,064*x	0,016	0,634	y = 10,512 + 12,437*x
	5	0,065	0,322	y = 23,079 - 0,113*x	0,050	0,386	y = 22,158 - 0,041*x	0,040	0,441	y = 5,759 + 17,599*x
	3	0,086	0,253	y = 22,859 - 0,066*x	0,125	0,164	y = 22,219 - 0,010*x	0,032	0,490	y = 8,157 + 14,617*x
	2	0,033	0,486	y = 22,357 - 0,030*x	0,115	0,183	y = 22,199 - 0,005*x	0,113	0,187	y = -12,027 + 36,144*x
	1	0,001	0,887	y = 21,089 + 0,005*x	0,026	0,538	y = 22,075 - 0,007*x	0,001	0,895	y = 26,251 - 5,105*x
Espécies dependentes florestais	10	0,430	0,004	y = 10,112 + 1,104*x	0,416	0,005	y = 16,527 + 0,631*x	0,212	0,063	y = -56,924 + 90,228*x
	7	0,480	0,002	y = 12,162 + 0,756*x	0,452	0,003	y = 17,071 + 0,391*x	0,258	0,037	y = -53,570 + 85,563*x
	5	0,666	0,000	y = 12,460 + 0,608*x	0,727	0,000	y = 16,640 + 0,262*x	0,306	0,021	y = -51,291 + 81,746*x
	3	0,706	0,000	y = 14,436 + 0,320*x	0,724	0,000	y = 18,138 + 0,041*x	0,275	0,031	y = -43,601 + 71,698*x
	2	0,630	0,000	y = 14,450 + 0,222*x	0,642	0,000	y = 18,277 + 0,020*x	0,186	0,084	y = -50,799 + 78,051*x
	1	0,449	0,003	y = 11,646 + 0,175*x	0,531	0,001	y = 16,346 + 0,057*x	0,294	0,025	y = -106,537 + 134,975*x
Riqueza de espécies	10	0,124	0,165	y = 43,672 + 0,641*x	0,244	0,044	y = 46,197 + 0,522*x	0,171	0,099	y = -25,732 + 87,499*x
	7	0,173	0,097	y = 44,246 + 0,489*x	0,282	0,028	y = 46,538 + 0,333*x	0,230	0,051	y = -26,201 + 87,223*x
	5	0,312	0,020	y = 43,621 + 0,449*x	0,406	0,006	y = 46,384 + 0,212*x	0,337	0,015	y = -32,107 + 92,583*x
	3	0,315	0,019	y = 45,209 + 0,231*x	0,298	0,024	y = 47,969 + 0,028*x	0,288	0,027	y = -21,577 + 79,196*x
	2	0,332	0,016	y = 44,779 + 0,174*x	0,268	0,033	y = 48,049 + 0,014*x	0,288	0,026	y = -46,759 + 104,839*x
	1	0,362	0,011	y = 40,779 + 0,169*x	0,320	0,018	y = 45,991 + 0,047*x	0,218	0,059	y = -68,654 + 125,417*x

FIGURAS

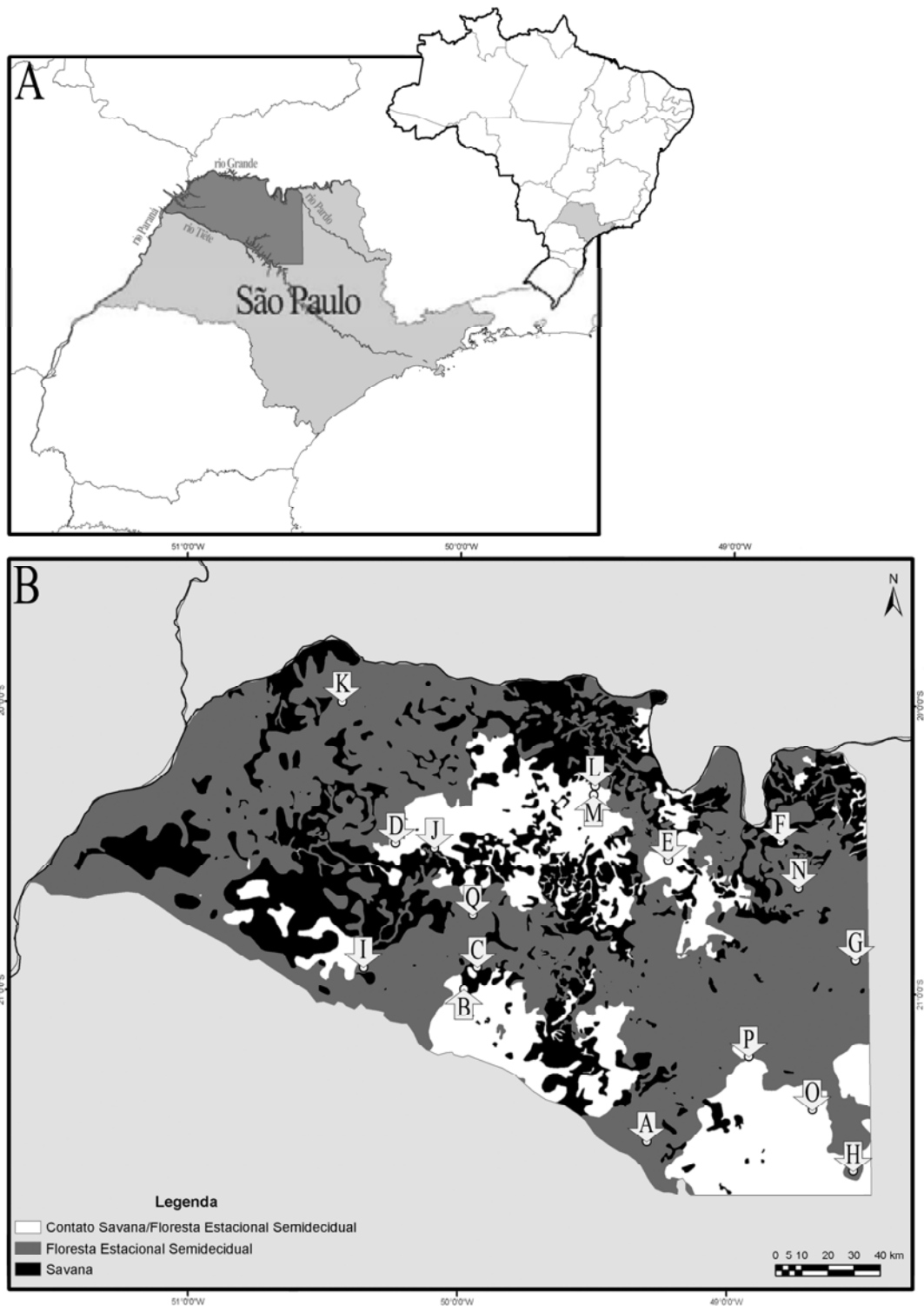


Figura 01. **A.** Região amostral definida como noroeste do estado de São Paulo, com os limites ao sul rio Tietê, ao norte rio Grande, a oeste rio Paraná e ao leste rio Pardo; **B.** As formações vegetais originais, floresta estacional semidecidual (cinza escuro), savana (preto) e transição entre estes ambientes (branco) e a posição dos 17 remanescentes florestais amostrados.

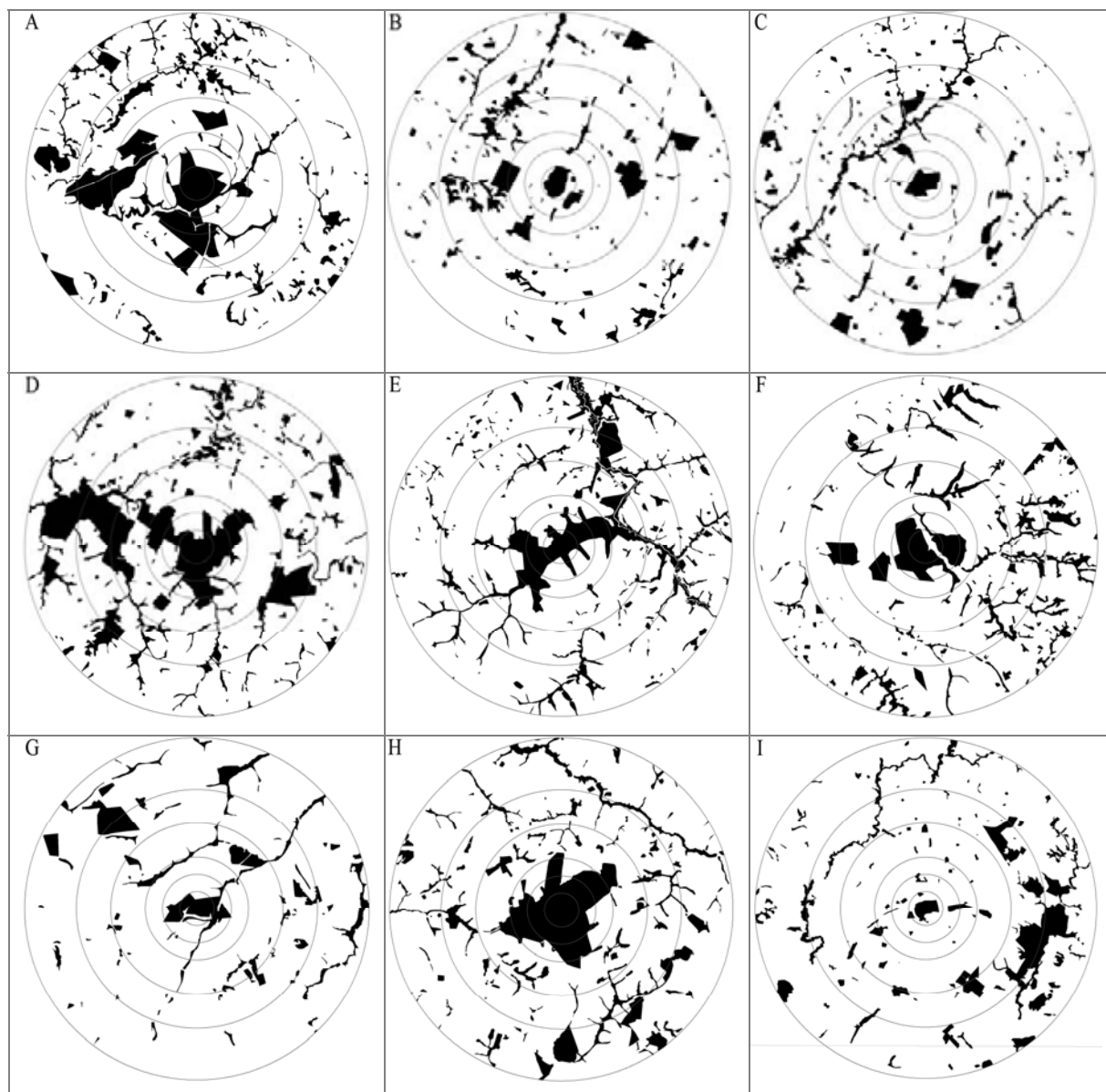


Figura 02. Paisagens em torno dos 17 remanescentes florestais para os raios de 1, 2, 3, 5, 7 e 10 quilômetros. Ambiente Florestal em preto e Não Florestal em branco (Continua).

continuação

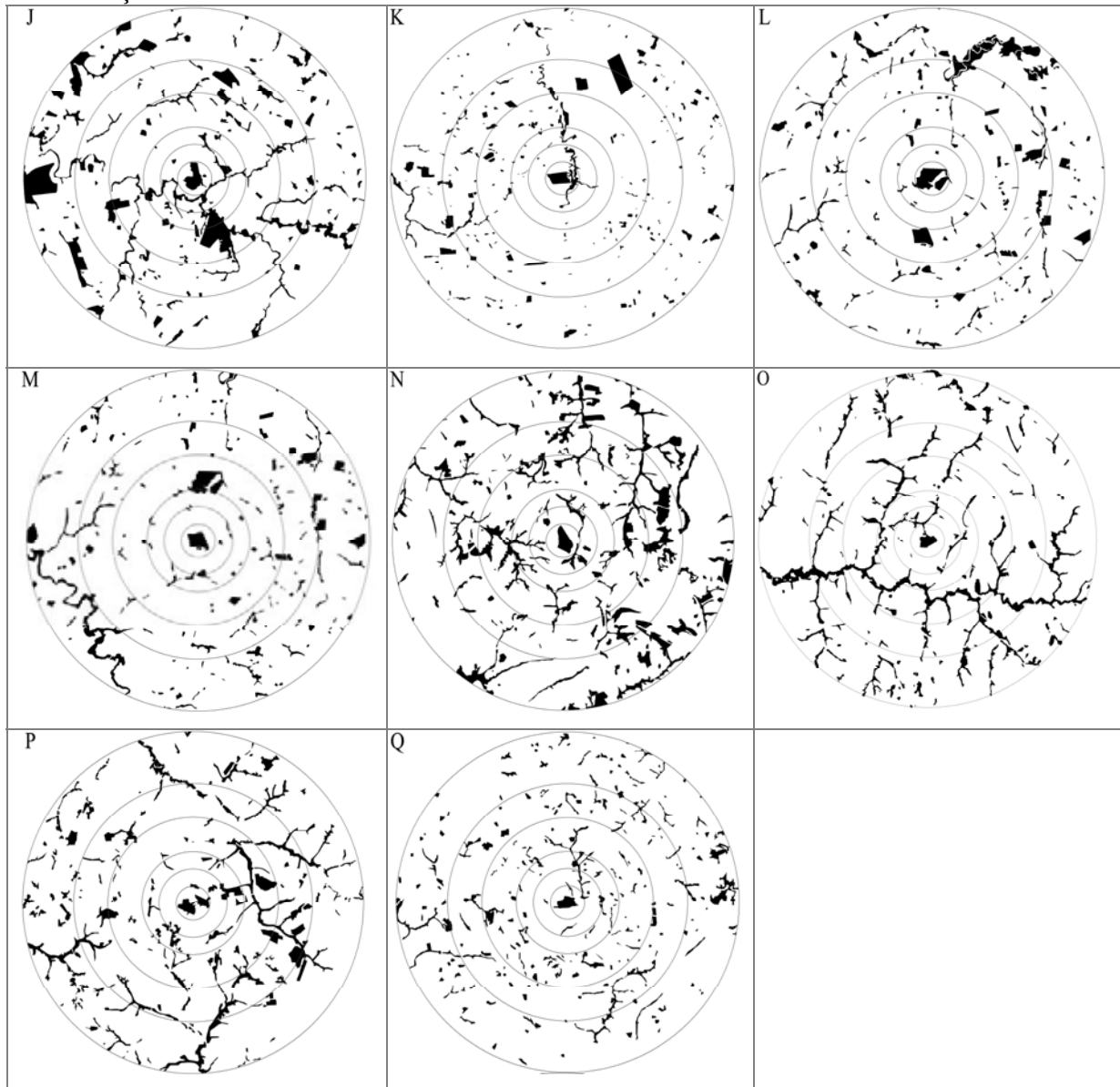


Figura 02. Paisagens em torno dos 17 remanescentes florestais para os raios de 1, 2, 3, 5, 7 e 10 quilômetros. Ambiente Florestal em preto e Não Florestal em branco.

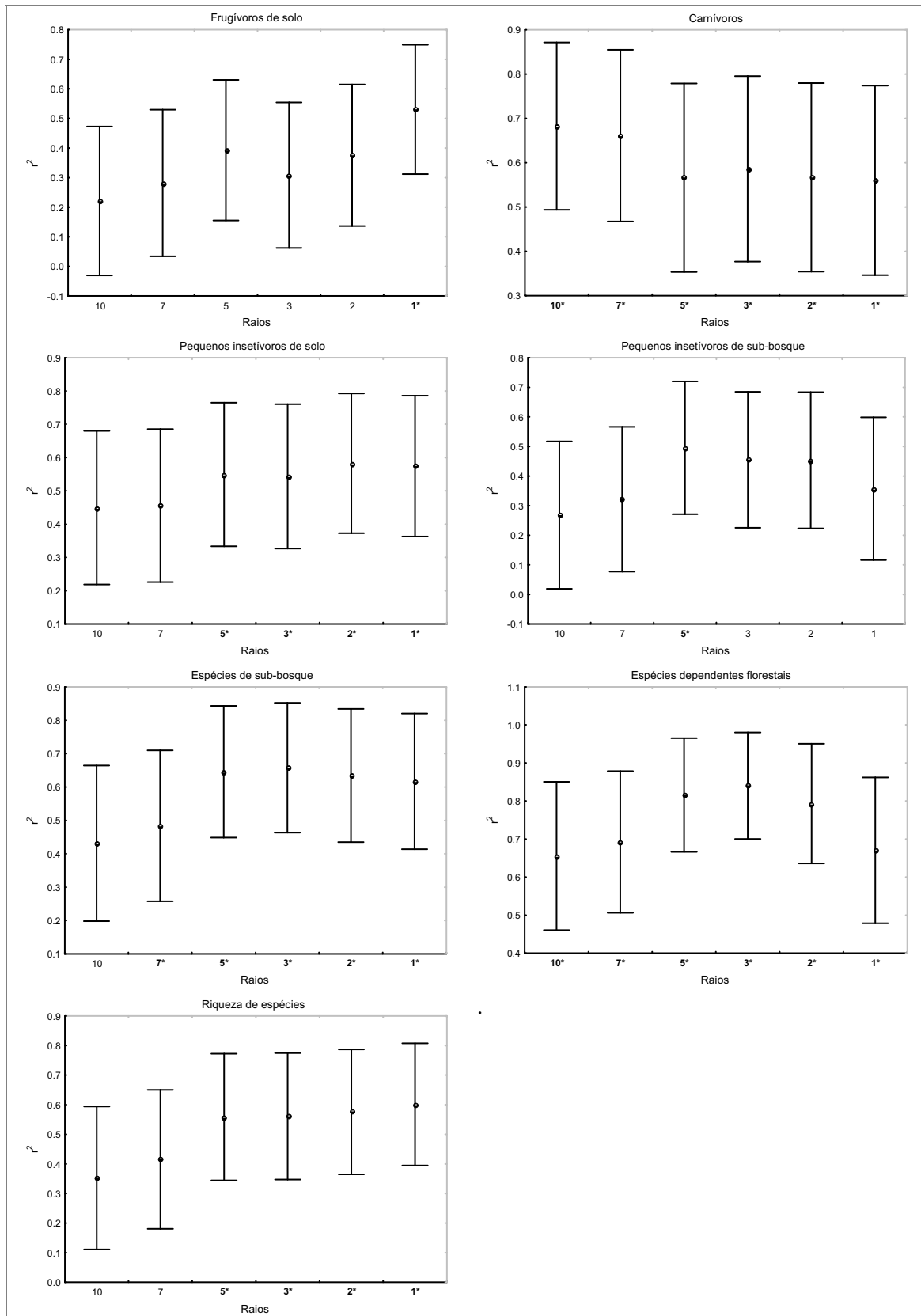


Figura 03. Valores de r^2 das relações entre os grupos e a porcentagem de cobertura florestal para as diferentes distâncias de raios (10 a 1 quilômetro). As barras representam o erro padrão da média.

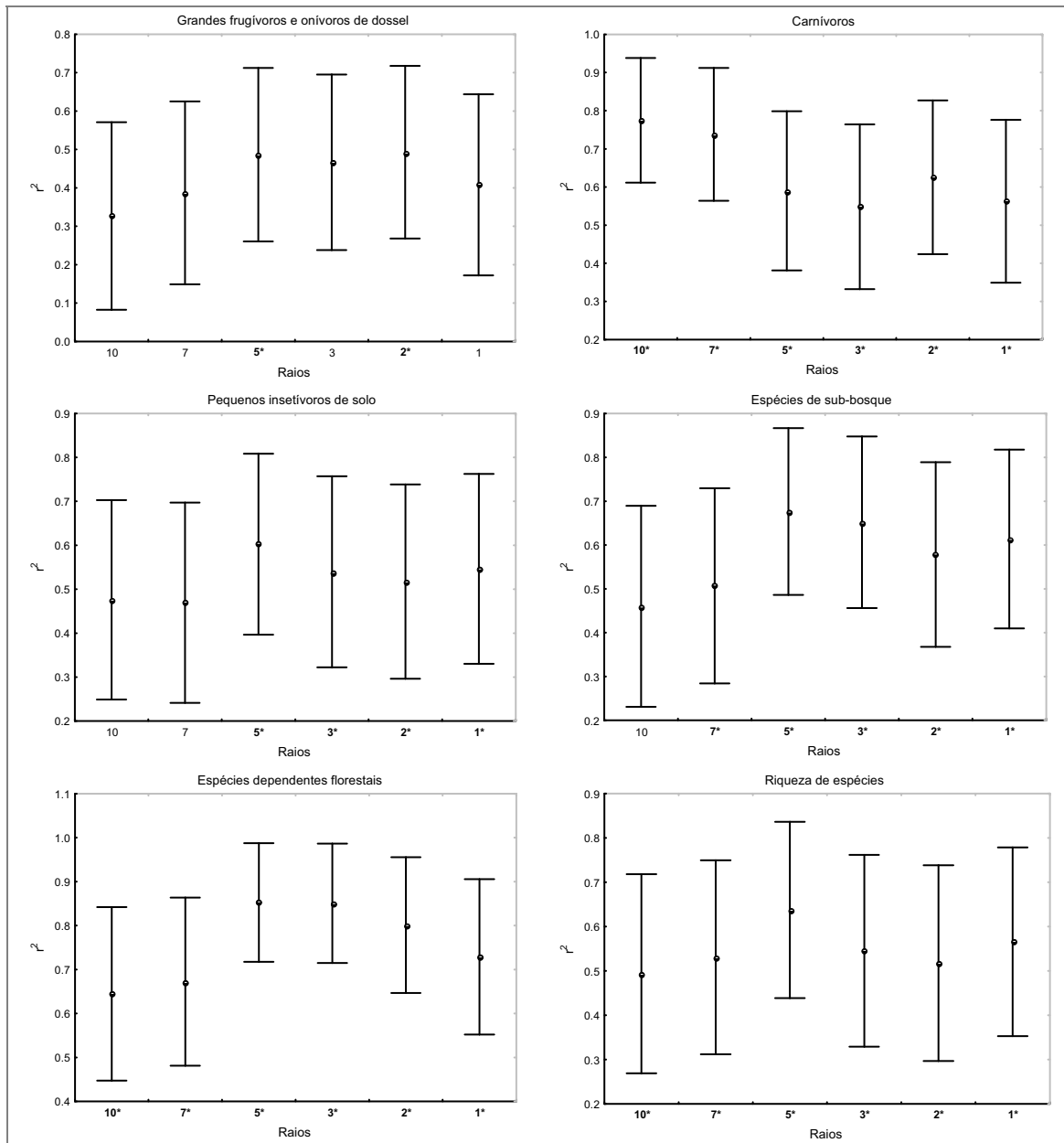


Figura 04. Valores de r^2 das relações entre os grupos e a distribuição de áreas nucleares para as diferentes distâncias de raios (10 a 1 quilômetro). As barras representam o erro padrão da média.

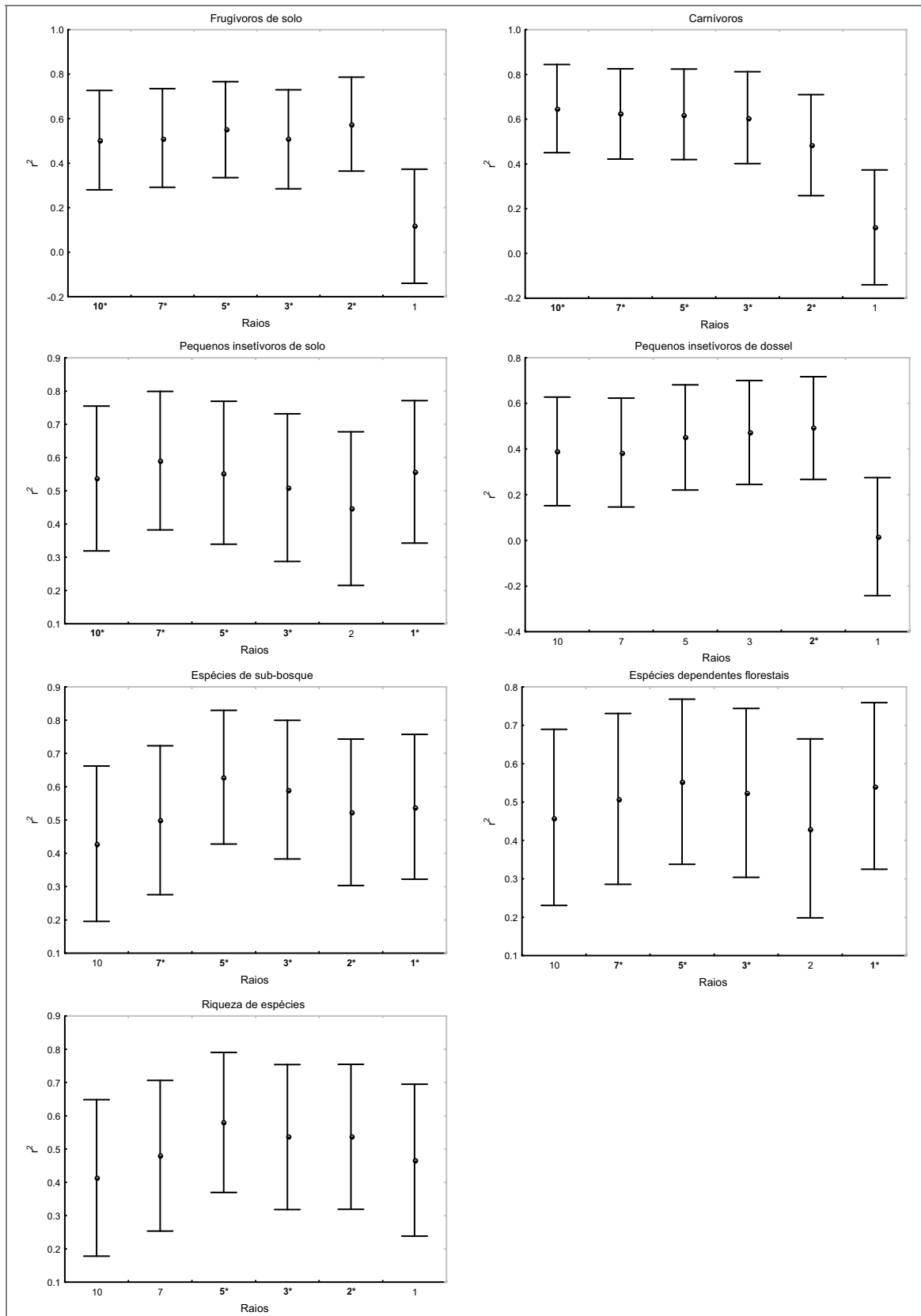


Figura 05. Valores de r^2 das relações entre os grupos e a agregação da vegetação para as diferentes distâncias de raios (10 a 1 quilômetros). As barras representam o erro padrão da média.

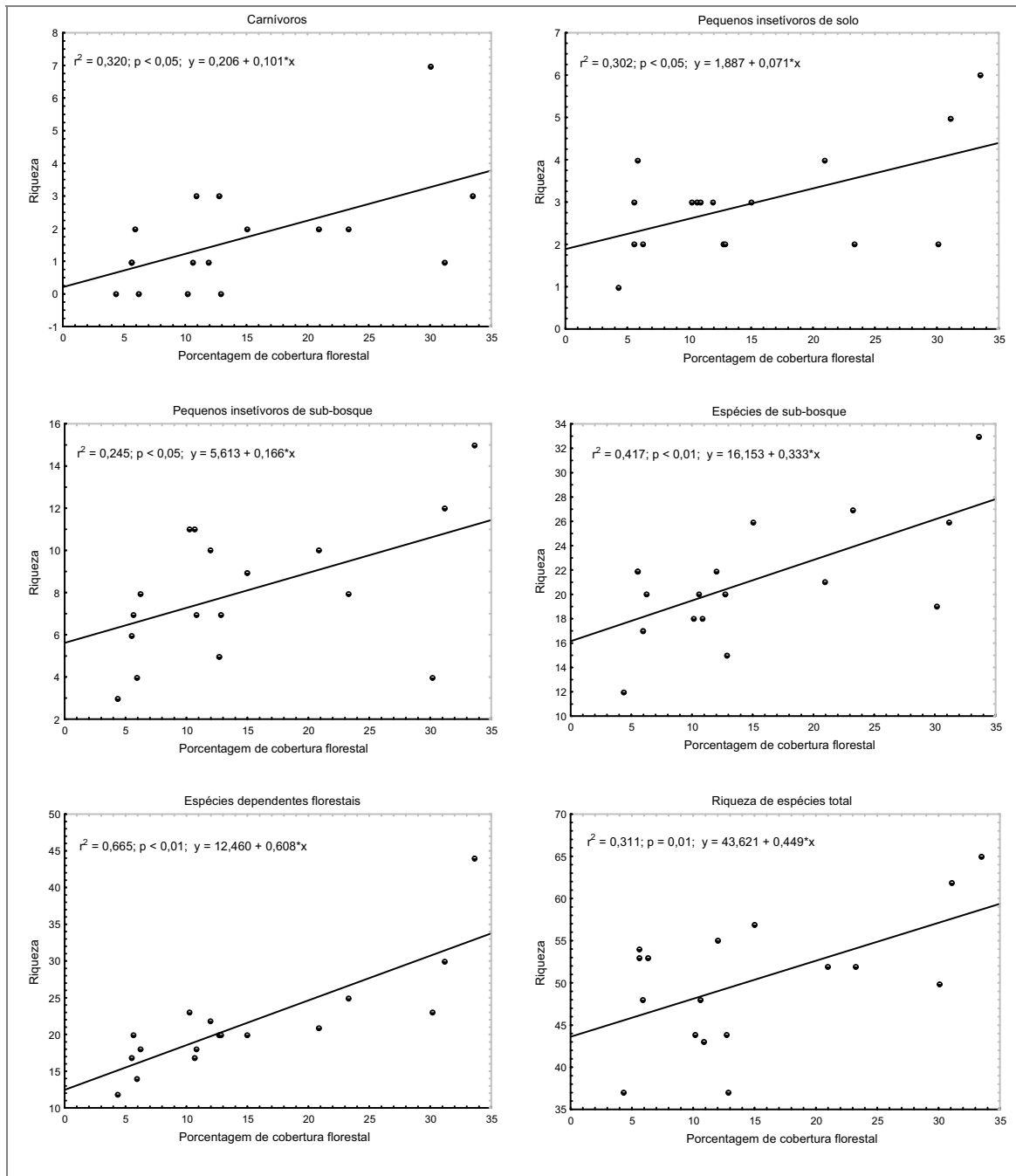


Figura 06. Relações entre a riqueza dos grupos funcionais, riqueza de espécies total e a porcentagem de cobertura florestal das paisagens do entorno dos 17 remanescentes florestais do noroeste do Estado de São Paulo.

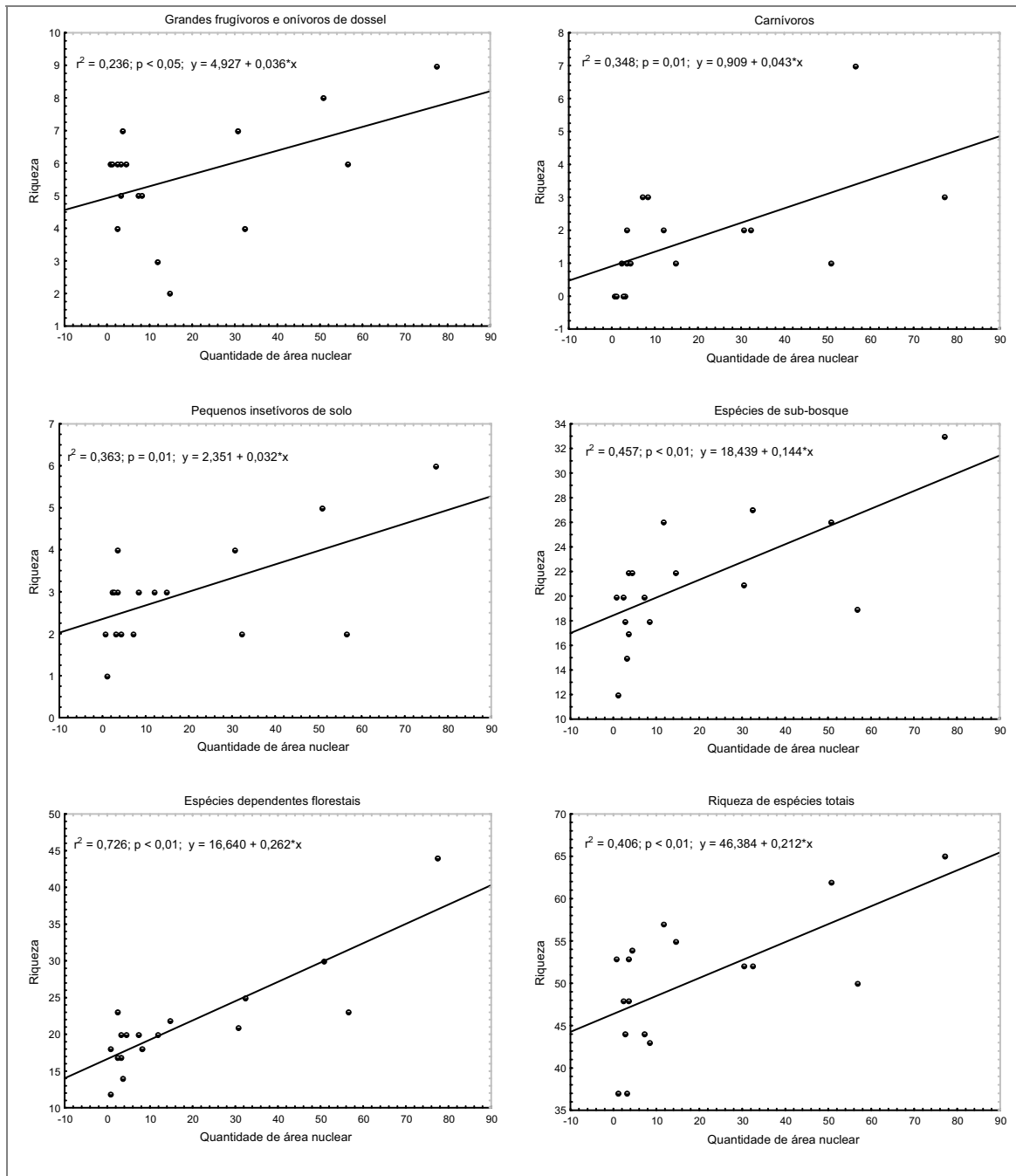


Figura 07. Relações entre a riqueza dos grupos funcionais, riqueza de espécies totais e a quantidade de área nuclear das paisagens do entorno dos 17 remanescentes florestais no noroeste do Estado de São Paulo.

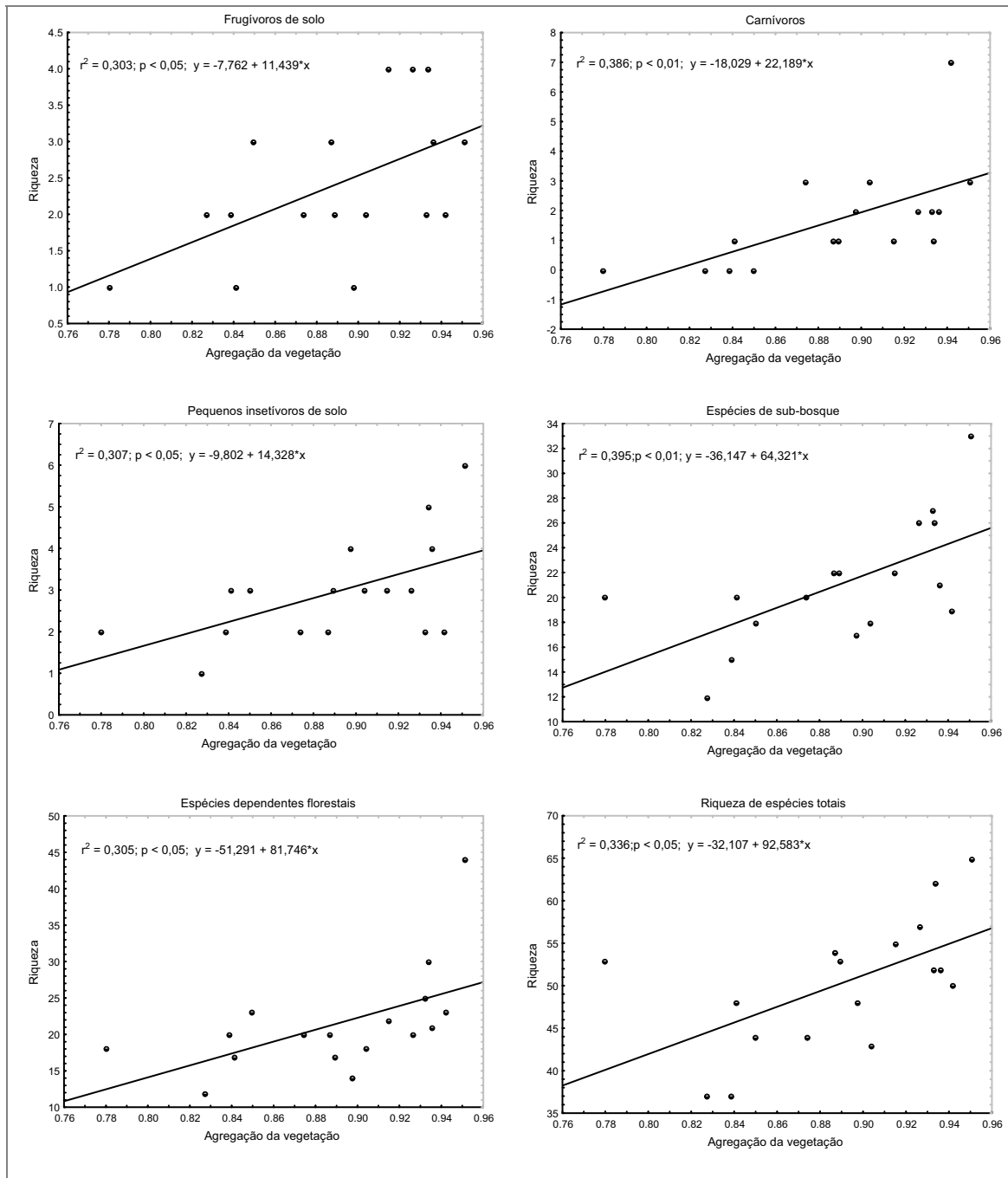


Figura 08. Relações entre a riqueza dos grupos funcionais, riqueza de espécies totais e a agregação da vegetação nas paisagens do entorno dos 17 remanescentes florestais no noroeste do Estado de São Paulo.

- CAPÍTULO III -

RESPOSTAS DE GRUPOS FUNCIONAIS DE AVES AO
TAMANHO E A ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE
REMANESCENTES FLORESTAIS

RESUMO

Os efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade de aves em escala local são principalmente determinados pelas características dos remanescentes florestais, tais como tamanho, formato, complexidade e estrutura da vegetação. Nesse contexto, esse estudo teve por objetivo verificar como grupos funcionais e a riqueza de espécies de aves são afetados pelos efeitos da fragmentação florestal de acordo com a estrutura da vegetação, o tamanho de área, porcentagem de área nuclear e o formato. Foram selecionados 16 remanescentes florestais na região noroeste do estado de São Paulo, que diferem em tamanho, formato e características fisionômicas, mas todos pertencentes ao domínio da Floresta Estacional Semidecidual e Savana. A taxocenose de aves foi amostrada por captura com redes ornitológicas, busca visual e registros auditivos. Os remanescentes foram comparados entre si por meio da análise dos componentes principais, separadamente para as variáveis estruturais e para os grupos funcionais de aves. A relação entre as variáveis da paisagem a riqueza de espécies e os grupos funcionais foram determinadas por meio de regressões lineares simples. As similaridades entre os remanescentes florestais de acordo com as variáveis estruturais e os grupos funcionais nem sempre foram concordantes. Apesar da semelhança estrutural entre grupos de remanescentes, os grupos funcionais nem sempre repetiram o mesmo padrão de agrupamento. As métricas tamanho de área e porcentagem de área nuclear foram correlacionadas positivamente a quatro grupos funcionais e a riqueza de espécies. Os resultados demonstram que, apesar de ser um processo na escala da paisagem, a fragmentação também pode ser observados na escala local do fragmento. As respostas dos grupos funcionais de aves, no entanto, são dependentes da sensibilidade de cada grupo funcional.

PALAVRAS-CHAVE: relação espécie-área, tamanho de remanescentes, estrutura da vegetação, taxocenose de aves.

ABSTRACT

The effects of forest fragmentation on bird diversity at local scale are mainly determined by the characteristics of the forest remnants, such as size, shape, heterogeneity, and complexity. In this context, we verify how the species richness and functional groups of birds are affected by forest fragmentation process on the patch scale, and how these changes in birds assemblages are related to vegetation structure, patch size (AREA), percentage of core area (CAI), and shape (SHAPE). We selected 16 forest remnants, located in the northwestern region of the state of São Paulo that differed in size, shape and physiognomic characteristics but are representatives of the

semideciduous forest domain. The birds assemblages were sampled by mist-nets traps, visual encounter and vocalization recording methods. The forests fragments were compared by for the structural variables measured and the functional groups observed by the Principal Component analysis. The relationships between landscape variables and the species richness and functional groups were determined by linear regression. The multivariate analysis showed that the similarities between remnants according structural variable and functional groups, sometimes disagree. The metrics AREA and CAI were positively related to four functional groups of birds and bird species richness. Our results shown that, although being a process on landscape scale, the fragmentation process are also perceived on local scale. However, how the functional groups of birds are affected by the fragmentation process depends on the sensitivity of each group.

KEY-WORDS: species-area relationship, patch size, vegetation structure and bird's assemblages.

INTRODUÇÃO

Taxocenoses de aves em remanescentes florestais são reguladas tanto por fatores externos, como a paisagem de entorno, tipo de matriz, clima, altitude e relevo, quanto por fatores internos, como tamanho, formato, área de borda e estrutura da vegetação dos fragmentos (Lord & Norton 1990, McIntyre 1995, Aleixo 2001). Dentre os fatores internos, uma das relações mais importantes como efeito da fragmentação é a relação espécie-área, que prediz que o número de espécies está condicionado ao tamanho da área (Willis 1979, McIntyre 1995, Anjos 1998, Brooks *et al.* 2002, Ferraz *et al.* 2007). Em grandes blocos florestais a riqueza de espécies tende a ser maior, principalmente por essas áreas conseguirem abrigar uma maior disponibilidade de recursos (Willis 1979, Simberloff & Abele 1982, Hofling & Lencioni 1992, Cândido Jr. 1993, McIntyre 1995, Anjos 1998). Esses recursos estão dispostos em dois eixos no ambiente: o horizontal, que determina a heterogeneidade do remanescente florestal e o vertical, que representa a complexidade da vegetação (August 1983, Paglia *et al.* 1995). Em fragmentos florestais, o eixo horizontal é determinado pela diversidade de tipos de ambientes distribuídos em sua área, sendo que ambientes mais heterogêneos permitem a coexistência de um número maior de espécies (Roth 1976, Simberloff & Abele 1982, Paglia *et al.* 1995, Conner & Dickson 1997). A complexidade da vegetação atua de mesma maneira, sendo que áreas com maior estratificação oferecem mais nichos potenciais do que aquelas estruturalmente mais simples (MacArthur *et al.* 1966, August 1983, Machado & Lamas 1996, Conner & Dickson 1997, Aleixo 1999).

Em cada remanescente as características físicas, tais como tamanho, heterogeneidade e complexidade, são responsáveis por determinar quais espécies ocorrerão esses habitats (Aleixo 2001). Esses fatores afetam a estrutura das taxocenoses e podem ser analisados por meio do grau de similaridade na composição de espécies entre essas áreas (Nekola & White 1999), uma vez que cada grupo funcional de aves pode apresentar diferentes respostas aos efeitos da fragmentação florestal (Christiansen & Pitter 1997, Fahrig 2003, Bennet *et al.* 2004). Espécies com os mesmos requerimentos ecológicos, categorizadas em grupos funcionais tornam-se uma importante maneira de avaliar as respostas das aves as influências ambientais (Bennet *et al.* 2004, Uezu *et al.* 2005).

Nesse contexto, este estudo teve por objetivo determinar como os grupos funcionais e a riqueza de espécies de aves são afetados pela fragmentação florestal em escala local. Assim, as seguintes hipóteses foram testadas 1) a distribuição dos grupos funcionais e a riqueza de espécies nos remanescentes são determinadas pelo tamanho de área, suportando a relação espécie-área; e 2) a distribuição dos grupos funcionais nos remanescentes é influenciada pela estrutura da vegetação desses remanescentes.

MÉTODOS

Área de estudo

A região aqui considerada como noroeste do estado de São Paulo limita-se ao sul pelo rio Tiête, ao norte pelo rio Grande, a oeste pelo rio Paraná e ao leste pelo rio Pardo até a posição do ponto amostral (G) mais ao leste (Figura 01B). Nessa região fazem parte as Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHIs) do Turvo-Grande e São José dos Dourados e partes das UGRHIs do Baixo Pardo, Baixo Tiête e Tiête-Batalha (Rodrigues & Bononi 2008) (Figura 01A). O clima definido na escala de Köppen como Cw-Aw, tropical chuvoso com inverno seco e mês mais frio com temperatura média superior a 18 °C, e o mês mais seco com precipitação inferior a 60 mm (Nalon *et al.* 2008).

Essa região apresenta os domínios da Floresta Estacional Semidecidual, Savana e áreas de contato desses dois tipos de formação (Figura 01) (Kronka *et al.* 2005). Segundo Kronka *et al.* (2005) a vegetação remanescente do território total do estado de São Paulo foi reduzida de 29,26 % em 1962 para 13,94 % em 2001. Grande parte dessa área remanescente encontra-se nas UGRHI situadas a sul e a leste do estado, no qual quatro UGRHI mantêm 59% da vegetação remanescente enquanto que as demais apresentam vegetação em torno de 1 a 2% como caso das que se encontram na região de estudo (Kronka *et al.* 2005). Nessa região foram selecionados durante visitas prévias 17 remanescentes florestais com tamanhos variando de 58 a 2192 ha,

diferentes formatos, paisagem de entorno e características fitofisionômicas. Os remanescentes são florestais, mas caracterizados estruturalmente de acordo com os domínios ao qual estão inseridos, Floresta Estacional Semidecidual ou Savana (Tabela 01).

Fragmentos florestais

As variáveis ambientais foram calculadas no programa *Fragstats* (McGarigal & Marks 1995) a partir de um mapa de vegetação gerado por meio da classificação de uma imagem de satélite Landsat 5 com resolução de 30 m. As imagens foram obtidas entre julho de 2007 a julho de 2008 dependendo da época de amostragem de cada remanescente. Posteriormente, foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para a seleção das variáveis ambientais que fossem independentes (não co-lineares) e representativas de uma grande quantidade da variância total (aproximadamente 97 %) quando considerados os dois primeiros eixos: a área do fragmento (AREA), formato (SHAPE) e a porcentagem de área nuclear do remanescente (CAI) considerando uma distância de borda de 100 m (Tabela 01).

As variáveis estruturais em cada remanescente foram obtidas em nove parcelas de 20 x 20 m. Essas parcelas foram subdivididas em três linhas paralelas com distancias de 200 metros entre si. Os descritores foram em função da presença, medida em porcentagem, dos seguintes itens: serapilheira (EPS), arbusto (EPA), sub-bosque (EPB), liana (EPL) e dossel (EPD). Os demais itens foram quantificados, número de árvores por categoria de circunferência à altura do peito (CAP) e, número de árvores com casca suberosa tipicamente de Cerrado (ACS).

Amostragem da taxocenose de aves

Os remanescentes florestais foram amostrados nas estações seca e chuvosa por um período de 15 horas por estação. A composição da taxocenose de aves foi determinada pelos métodos de captura com redes ornitológicas, encontros visuais e registros auditivos, que em conjunto, possuem uma maior eficiência no registro de espécies florestais (Cândido Jr. 2000).

Foram utilizadas 30 redes (12 metros x 2,5 metros) por fragmento, instaladas em blocos de 10 redes posicionadas em linhas paralelas distantes entre si 200 m. Os métodos de encontro visual e registro auditivo foram executados simultaneamente durante as revisões das redes e nos intervalos das mesmas, sendo registradas todas as espécies visualizadas e/ou escutadas durante a permanência nos remanescentes florestais. Estas observações complementaram os dados de riqueza e composição específica para cada remanescente reduzindo assim a seletividade das redes-de-neblina no registro de espécies de dossel.

Análise dos dados

A taxocenose de aves registrada foram agrupadas conforme suas exigências ecológicas com a finalidade de relacionar os grupos funcionais com os descritores da paisagem. Esses grupos foram definidos de acordo: **1. guildas tróficas** com base em Willis (1979): a. Grandes frugívoros e onívoros de dossel (GFO); b. Pequenos onívoros de dossel (POD); c. Pequenos onívoros de sub-bosque (POS); d. Frugívoros de solo (FSO); e. Carnívoros (CAR); f. Insetívoros de tronco e galhos (ITG); g. Pequenos insetívoros de solo (PIS); h. Pequenos insetívoros de sub-bosque (PIB); i. Insetívoros de estratos intermediários (IEI); j. Pequenos insetívoros de dossel (PID); k. Nectarívoros (NEC); l. Granívoros de borda (GBO); **2. estrato de ocorrência** baseado em Parker III e colaboradores (1996): a. terrícolas (ETE), b. sub-bosque (ESU) e c. dossel (EDO); **3. dependência** ao ambiente florestal, a. independente (DFI), b. semidependente (DFS) e c. dependente (DFD), baseado em Silva (1995); e a riqueza total em cada fragmento (RQZ). As espécies ameaçadas de extinção foram categorizadas segundo a lista estadual (São Paulo 2008).

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para a seleção das variáveis estruturais e dos grupos funcionais que fossem independentes (não co-lineares) e representativas de uma grande quantidade de variância total quando considerados os dois primeiros eixos. As variáveis estruturais selecionadas foram presença de lianas, quantidade de árvores com casca suberosa e quantidade de árvores nas categorias de CAP de 15-20 cm e 100-200 cm e os grupos funcionais foram os GFO, POD, POS, PIS, EDO, ESU, DFS e DFD. Posteriormente, os remanescentes florestais foram comparados de acordo com sua estrutura e fisionomia por meio de Análise de Componentes Principais utilizando as variáveis estruturais (média das nove parcelas) e os grupos funcionais. As variáveis estruturais foram padronizadas pela subtração do valor observado pela média da categoria dividida pelo desvio padrão da categoria. Após as análises de componentes principais foram gerados os gráficos de dispersão utilizando o valor da correlação de cada variável com os eixos 01 e 02 da ordenação, demonstrando os agrupamentos formados de acordo com os descritores estruturais e os grupos funcionais.

A relação entre os grupos funcionais, a riqueza e as variáveis ambientais e estruturais foi determinada por regressão linear simples, sendo as métricas as variáveis independentes e o número de espécies por grupos funcionais e riqueza de espécies as variáveis dependentes.

RESULTADOS

Grupos funcionais e variáveis ambientais

Nos remanescentes florestais foram registradas 169 espécies de 42 famílias e 17 ordens (Apêndice 01). Os pequenos insetívoros de solo e os pequenos onívoros de dossel representaram aproximadamente 16% e 11% da riqueza total, respectivamente. A maior parte das espécies (87%) foi classificada em grupos funcionais de dossel e de sub-bosque e, conseqüentemente, cerca de 80% das espécies possuem algum grau de dependência com o ambiente florestal. Dessas, 11% estão presentes em alguma categoria de ameaça estadual (Apêndice 01). O número de espécies por grupo funcional, por remanescente florestal e no geral podem ser visualizados na Tabela 02.

Os carnívoros apresentaram correlação positiva com o tamanho de área e com a porcentagem de área nuclear e os pequenos insetívoros de solo somente com a porcentagem de área nuclear (Figura 02, 03; Tabela 03). Os grupos funcionais espécies de sub-bosque, espécies dependentes florestais e a riqueza específica foram positivamente correlacionadas com o tamanho da área e com a porcentagem de área nuclear (Figura 02, 03; Tabela 03).

Similaridade entre os remanescentes: variáveis estruturais e grupos funcionais

As variáveis estruturais categoria de CAP 15 - 20 cm e a quantidade de árvores com casca suberosa foram relacionadas positivamente ao eixo 01 enquanto a variável presença de lianas está negativamente associada ao eixo 02 (Figura 04). Os dois primeiros eixos explicam, respectivamente, 57 % e 31 % da variação dos dados. Os valores das correlações de cada variável estrutural com os dois primeiros eixos podem ser visualizados na Tabela 04. A partir das correlações das variáveis estruturais com os eixos, foram evidenciados dois agrupamentos entre os remanescentes M e O, e entre A, I e K (Figura 04). Apesar de não agrupados, os remanescentes B, E, F, G e L foram influenciados positivamente pelas variáveis quantidade de árvores com casca suberosa e com a categoria de CAP 100-200 cm (Figura 04).

Com relação aos grupos funcionais, POD foi relacionado negativamente ao eixo 01 enquanto os pequenos onívoros de sub-bosque, pequenos insetívoros de solo, espécies de dossel e espécies de sub-bosque estão positivamente associados ao eixo 02 (Figura 05). Os dois primeiros eixos explicam, respectivamente, 44 % e 30 % da variação dos dados. Os valores das correlações de cada grupo funcional com os dois primeiros eixos podem ser visualizados na Tabela 05. A partir das correlações dos grupos funcionais com os eixos foram mantidos apenas o agrupamento da transição entre S/FES (M e O) apesar de inseridos junto com o remanescente

I no agrupamento B, E, F, G e L (Figura 05). O agrupamento K, I, e A não é mantido e formado novo agrupamento entre P e D (Figura 05).

DISCUSSÃO

Grupos funcionais e variáveis ambientais

Nos remanescentes avaliados foram registradas cerca de 50% da avifauna do noroeste do estado de São Paulo (n = 328; Apêndice 01). Cerca de 20% das espécies registradas não possuem nenhum grau de dependência para esse ambiente. As alterações ocasionadas pela fragmentação, ao criar novos habitats, propiciam a entrada de novas espécies nos remanescentes (McIntyre 1995). Essas espécies, inseridas pela facilitação ocasionada pela borda florestal, são espécies que ocupam uma variedade de habitats e, desta maneira, apresentam maior sucesso ao resistir às mudanças ambientais (Yabe & Marques 2001, Marsden & Whiffin 2003). As características dos ambientes são responsáveis pela quantidade e pela composição das espécies que os ocupam (Orians 1969). Essas características, por limitarem a presença dos recursos nos remanescentes, limitam localmente a ocorrência de determinadas espécies especializadas no uso desses (Roth 1976).

Os grupos funcionais associados a estratos intermediários e superiores foram os mais representativos nos remanescentes florestais. Em ambientes florestais a presença de diferentes estratificações favorece grupos dependentes destes ambientes (Roth 1976, Orians 1969, Anjos 1990, Machado & Lamas 1996). Habitats altamente complexos oferecem mais nichos que habitats estruturalmente mais simples (Recher 1969, August 1983, Oniki & Willis 1986), proporcionando maior diversificação de recursos espaciais e alimentares (Roth 1976, Paglia *et al.* 1995). Das espécies registradas nos remanescentes, 11% estão presentes em alguma categoria de ameaça estadual. Além dessas, duas são mencionadas como quase ameaçadas na lista internacional da BirdLife (2009): *Aratinga auricapillus* (Kuhl, 1820) e *Hemitriccus orbitatus* (Wied, 1831) (Apêndice 01). Esse número de espécies ameaçadas ressalta a importância desses remanescentes para a conservação regional, visto que a perda do habitat é uma das principais ameaças à diversidade (Willis 1979, Aleixo & Vielliard 1995, Antunes 2005, Marini & Garcia 2005).

A riqueza específica e as espécies de interior florestal, representadas pelos grupos espécies dependentes florestais e espécies de sub-bosque, foram correlacionados positivamente com as variáveis tamanho de área e com a porcentagem de área nuclear, suportando a teoria de que áreas maiores podem consequentemente abrigar um número maior de espécies (Willis 1979,

Simberloff & Abele 1982, Hofling & Lencioni 1992, Cândido Jr. 1993, McIntyre 1995, Anjos 1998). Segundo Pearman (2002), espécies de sub-bosque selecionam habitats baseados em diferenças na estrutura da vegetação. Com isso, a ruptura de áreas contínuas criando áreas de transição entre ambientes é responsável por diminuir o número de espécies no interior florestal (McIntyre 1995, Aleixo 1999). As correlações positivas dos grupos anteriormente mencionados com a porcentagem de área nuclear podem ser justificadas por espécies florestais serem pouco tolerantes às mudanças ambientais (Hofling & Lencioni 1992, Conner & Dickson 1997). A sensibilidade desses grupos aos efeitos da fragmentação os torna mais comuns em florestas maduras, longe de bordas ou de áreas que sofreram alterações (McIntyre 1995, Murcia 1995).

Os insetívoros de solo apresentaram correlação positiva com a porcentagem de área nuclear. Os estágios iniciais de vegetação podem ser uma barreira limitante na movimentação desse grupo fazendo com que evitem as bordas florestais, preferindo habitats mais maduros (Stouffer & Bierregaard 1996, Lees & Peres 2008). Esse grupo é um dos grupos de aves mais afetados pela fragmentação e a sua sensibilidade está intimamente associada a sua especialização (Canaday 1997, Aleixo 2001, Ribon *et al.* 2003). As espécies mais especializadas no uso dos recursos apresentam uma distribuição mais diferenciada entre os remanescentes florestais do que espécies mais generalistas (Karr *et al.* 1982).

Outro grupo especialista no uso dos recursos são os carnívoros, que apresentaram correlação positiva tanto com o tamanho dos remanescentes quanto com a porcentagem de área nuclear. Segundo Fahrig (2003), espécies especialistas e de tamanho corporal grande, características desse grupo, são influenciados negativamente pela perda do ambiente. Espécies de maior tamanho corporal por apresentarem menores densidades (Goerck 1997, Laurance 2008), necessitam de maiores áreas para manter uma população estável localmente (Rapole & Morton 1985). Por reduzir os tamanhos populacionais das espécies presentes nos remanescentes, a fragmentação florestal aumenta a probabilidade dessas espécies entrarem em processo de extinção local (Lord & Norton 1990, Ribon *et al.* 2003, Ferraz *et al.* 2007).

Similaridade entre os remanescentes florestais: variáveis estruturais e grupos funcionais

As similaridades entre os remanescentes florestais de acordo com as variáveis estruturais e os grupos funcionais nem sempre foram concordantes. Apesar dos remanescentes apresentarem-se agrupados devido às correlações das variáveis estruturais da vegetação, os resultados das análises de grupos funcionais nem sempre repetiram o mesmo padrão de agrupamento.

A influência dos domínios de vegetação foi evidenciada em alguns agrupamentos formados a partir das variáveis estruturais, entre remanescentes situados na Floresta Estacional Semidecidual (A, I e K) e na transição Floresta Estacional Semidecidual/Savana (M e O).

Apesar de não situados no mesmo domínio, os remanescentes B, E, F, G e L foram influenciados positivamente pela variável quantidade de árvore suberosa e quantidade de árvore na categoria de CAP (15 - 20 cm), características, típicas de áreas com influência savânica (Veloso *et al.* 1991). As áreas que possuem essa influência são caracterizadas por apresentar uma vegetação baixa, com sub-bosque aberto, apresentando uma alta densidade de árvores com casca suberosa (A. A. Bispo, obs. pess.). Segundo Ab'Saber (2003) essas matas secas que formam os cerradões que eram florestas baixas apresentando arvoretas com troncos relativamente finos e esguios

A estrutura da vegetação, por influenciar o uso de habitats pelas aves (Pearman 2002), torna estes mais parecidos estruturalmente e mais similares quanto a sua composição de espécies (Gauch 1973, Steinitz *et al.* 2006). Remanescentes semelhantes em estrutura, como M e O, também foram similares quanto à composição de seus grupos funcionais de aves. Porém, os remanescentes K, A e I, inseridos no domínio da Floresta Estacional Semidecidual e similares de acordo com a estrutura da vegetação, não foram relacionados da mesma maneira de acordo com os grupos funcionais. Isto indica que outros fatores podem estar relacionados a esses agrupamentos tal como o tamanho do remanescente. O fragmento A apresenta uma maior área em relação aos demais (1695 ha) e a sua distribuição está segregado na ordenação de acordo com os grupos funcionais está mais distante dos outros dois remanescentes de acordo com o eixo 01 o qual foi correlacionado positivamente com o grupo das espécies de subbosque. Espécies estas que apresentam relação direta com o tamanho de área na sua distribuição como descrito anteriormente.

No mesmo contexto, alguns fragmentos inseridos dentro do mesmo domínio não foram agrupados de acordo com as variáveis estruturais, mas o foram para os grupos funcionais. Como exemplo, a variável estrutural presença de lianas correlacionada negativamente ao eixo 02, influenciou o distanciamento dos remanescentes P e D neste eixo. Os grupos funcionais correlacionados negativamente a esse eixo, foram os pequenos onívoros de dossel, grupo esse não estritamente florestal. As lianas, por necessitarem de luminosidade, são comuns em ambientes que sofreram perturbações (Laurance *et al.* 2001), o que corrobora com a presença do grupo funcional que é composto por espécies favorecidas pela fragmentação florestal (Willis 1979, Anjos 1998).

Os remanescentes que foram influenciados positivamente por características estruturais de influências savânicas também foram influenciados por grupos funcionais que apresentam afinidade a área aberta ou que não dependem estritamente de ambientes florestais. Segundo Tubelis & Cavalcanti (2001), as florestas ou bordas florestais são importantes para espécies de área aberta no cerrado, pois podem receber populações desses grupos, por exemplo, em períodos secos. Os onívoros influenciaram os agrupamentos sendo

correlacionados aos dois eixos. Porém, essa relação variou de acordo com o estrato que ocupam, no dossel para o eixo 01, e no sub-bosque, para o eixo 02. Essa guilda trófica é formada por espécies generalistas que apresentam uma maior plasticidade no uso dos recursos (Willis 1979, Anjos 1998), podendo inclusive se deslocar com facilidade entre fragmentos florestais por frequentemente utilizarem áreas abertas (Lees & Peres 2008), se beneficiando, deste modo, do processo de fragmentação.

A partir dos dados apresentados, conclui-se que apesar da fragmentação ser um processo na escala de paisagem, observa-se que os seus efeitos também podem ser medidos na escala local. De acordo com os dados apresentados, os grupos funcionais espécies dependentes florestais, espécies de sub-bosque, os carnívoros e os pequenos insetívoros de solo e a riqueza específica, foram positivamente correlacionados para as métricas do fragmento, indicando sensibilidade aos efeitos da fragmentação florestal com escala local. Apesar de não ser o único fator a estrutura da vegetação pode influenciar a distribuição dos grupos funcionais nos remanescentes, mas a resposta de cada grupo é diferenciada de acordo com seus requerimentos ecológicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A.N. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo. 159 pp.
- 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* 12:493-511.
- ALEIXO, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *The Condor* 101:537-548.
- ALEIXO, A. 2001. Conservação da avifauna da Mata Atlântica: Efeito da fragmentação florestal e a importância de florestas secundárias. In *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias* (ALBUQUERQUE, J.L.B., CÂNDIDO Jr, J.F., STRAUBE, F.C. & ROOS, A.L., eds) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p. 199-206.
- ANJOS, L. 1990. Distribuição de aves em uma floresta de araucária da cidade de Curitiba (sul do Brasil). *Acta Biol. Paranaense* 19(1/4): 51-63.
- ANJOS, L. 1998. Conseqüências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. *Série Técnica IPEF* 12(32):87-94.
- ANJOS, L. 2001. Comunidades de aves florestais: implicações na conservação. In *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias* (ALBUQUERQUE, J.L.B., CÂNDIDO Jr, J.F., STRAUBE, F.C. & ROOS, A.L., eds) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p. 17-37.

- 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.
- AUGUST, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64(6):1495-1507.
- BENNETT, A.F., HINSLEY, S.A., BELLAMY, P.E., SWETNAM, R.D. & MAC NALLY, R. 2004. Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation* 119:192-226.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2009. The BirdLife checklist of the birds of the world, with conservation status and taxonomic sources. Version 2. Downloaded from http://www.birdlife.org/datazone/species/downloads/BirdLife_Checklist_Version_2.zip. Último acesso em 21/11/2009.
- BROOKS, T.M., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., KONSTANT, W.R., FLICK, P., PILGRIM, J., OLDFIELD, S., MAGIN, G. & HILTON-TAYLOR, C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16(4):909-923.
- CANADAY, C. 1997. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazônia. *Biological Conservation* 77:63-77.
- CÂNDIDO Jr, J.F. 2000. The edge effect in a forest bird community in Rio Claro, São Paulo State, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 8(1):9-16.
- CÂNDIDO Jr., J.F. 1993. The contribution of community ecology to choice and design of natural reserves. *Ciência e Cultura* 45(2):100-103.
- CHRISTIANSEN, M.B. & PITTER, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80:23-32.
- CONNER, R.N. & DICKSON, J.G. 1997. Relationships between bird communities and forest age, structure, species composition and fragmentation in the west gulf coastal plain. *Texas Journal of Science* 49(3):123-138.
- FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487-515.
- FERRAZ, G., NICHOLS, J.D., HINES, J.E., STOUFFER, P.C., BIERREGAARD Jr., R.O. & LOVEJOY, T.E. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on amazon birds. *Science* 315:238-241.
- GAUCH Jr., H.G. 1973. The relationships between sample similarity and ecological distance. *Ecology* 54(3):618-622.
- GOERCK, J.M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conservation Biology* 11(1):112-118.

- HÖFLING, E. & LENCIONI, F. 1992. Avifauna da Floresta Atlântica, Região de Salesópolis, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia* 52(3):361-378.
- KARR, J.R., SCHEMSKE, D.N. & BROKAW, N.V.L. 1982. Temporal variation in the understory bird community of a tropical forest. In *The ecology of a tropical rainforest.* (Leigh Jr., E.G., Rand, A.S. & Windsor, D.M. eds.). Smithsonian Institution Press., Washington, p. 441-453
- KRONKA, F.J.N., NALON, M.A., MATSUKUMA, C.K., KANASHIRO, M.M., YWANE, M.S.S., LIMA, L.M.P.R., GUILLAUMON, J.R., BARRADAS, A.M.F., PAVÃO, M., MANETTI, L.A. & BORGIO, S.C. 2005. Monitoramento da vegetação natural e do reflorestamento no Estado de São Paulo. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, INPE*, p.1569-1576.
- LAURANCE, W.F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141:1731-1744.
- LAURANCE, W.F., PÉREZ-SALICRUP, D., DELAMÔNICA, P., FEARNESIDE, P.M., D'ANGELO, S., JEROZOLINSKI, A., POHL, L., LOVEJOY, T.E. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of amazonian liana communities. *Ecology* 82(1):105-116.
- LEES, A.C. & PERES, C.A. 2008. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation* 11:128-137.
- LORD, J.M. & NORTON, D.A. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4(2):197-202.
- MACARTHUR, R., RECHER, H. & CODY, M. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *The American Naturalist* 100(913):319-332.
- MACHADO, R.B. & LAMAS, I.R. 1996. Avifauna associada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ornitologia* 4(1):15-22.
- MARINI, M.A. & GARCIA, F.I. 2005. Bird Conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19(3):665-671.
- MARSDEN, S.J. & WHIFFIN, M. 2003. The relationship between population density, habitat position and habitat breadth within a neotropical forest bird community. *Ecography* 26:385-392.
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B. J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- MCINTYRE, N. E. 1995. Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape Ecology* 10(2):85-99.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.

- NALON, M.A., MATTOS, I.F.A. & FRANCO, G.A.D.C. 2008. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. In Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo. (RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. orgs.). São Paulo: Instituto de Botânica, p. 16-21.
- NEKOLA, J.C. & WHITE, P.S. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography* 26:867-878.
- ONIKI, Y. & WILLIS, E.O. 1986. Diversidade de aves de verão nos habitats do estado de São Paulo, p. 101-117. In Simpósio Anual da Aciesp, 10, São Paulo. Anais do X Simpósio Anual da ACIESP: Perspectivas da Ecologia Aplicada, v. II. Brasília, CODAC – USP.
- ORIAN, G.H. 1969. The number of bird species in some tropical forests. *Ecology* 50(5):783-801.
- PAGLIA, A.P., DE MARCO Jr, P., COSTA, F.M., PEREIRA, R.F. & LESSA, G. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12(1):67-79.
- PARKER III, T.A., STOTZ, D.F. & FITZPATRICK, J.W. 1996. Ecological and distributional databases. In Neotropical birds: ecology and conservation. (STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER III, T.A. & MOSKOVITZ, D.K. eds.). Chicago: University of Chicago Press, p. 118-436.
- PEARMAN, P.B. 2002. The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical Forest understory. *Ecological Monographs* 72(1):19-39.
- RAPPOLE, J.H. & MORTON, E.S. 1985. Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. *Ornithological Monographs* 36:1013-1021.
- RECHER, H.F. 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. *The American Naturalist* 103(929):75-80.
- RIBON, R., SIMON, J.E. & MATTOS, G.T.de. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17(6):1827-1839.
- RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. (orgs.). 2008. Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo. São Paulo: Instituto de Botânica. 246p.
- ROTH, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57:773-782.
- SÃO PAULO. Decreto n. 53.494, de 2 de outubro de 2008. Declara as Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo.
- SILVA, J.M.C. 1995. Birds of the cerrado region, South América. *Stennstrupia* 21(1):69-92.
- SIMBERLOFF, D. & ABELE, L.G. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. *The American Naturalist* 120(01):41-50.

- STEINITZ, O., HELLER, J., TSOAR, A., ROTEM, D. & KADMON, R. 2006. Environment, dispersal and patterns of species similarity. *Journal of Biogeography* 33:1044-1054.
- STOUFFER, P.C. & BIERREGAARD Jr., R.O. 1996. Forest fragmentation and seasonal patterns of hummingbird abundance in Amazonian Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 4(1):9-14.
- TUBELIS, D.P. & CAVALCANTI, R.B. 2001. Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central brazilian cerrado. *Ornitologia Neotropical* 12:57-73.
- UEZU, A., METZGER, J.P. & VIELLIARD, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-519.
- VELOSO, R.B., RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.
- WILLIS, E.O. 1979. The composition on avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33(1):1-25.
- YABE, R.S. & MARQUES, E.J. 2001. Deslocamentos de aves entre capões no pantanal Matogrossense e sua relação com a dieta. In *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias* (ALBUQUERQUE, J.L.B., CÂNDIDO Jr., J.F., STRAUBE, F.C. & ROOS, A.L., eds.) Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p.199-206.

TABELAS

Tabela 01. Fragmentos florestais e suas respectivas áreas (ha), municípios em que estão situados, coordenadas geográficas e ano em que foram amostrados. Variáveis ambientais, área do fragmento (AREA), formato (SHAPE) e porcentagem de área nuclear (CAI).

Fragmento	Município	Latitude	Longitude	Ano	Influência	AREA	SHAPE	CAI
A	Novo Horizonte	-21° 13' 12"	-48° 55' 04"	2007/2008	FES	1695,87	6,10	64,63
B	Planalto	-21° 24' 17"	-49° 30' 01"	2007/2008	S	194,04	1,30	73,97
C	União Paulista	-21° 00' 05"	-49° 58' 26"	2007/2008	S	227,07	1,37	74,15
D	São João de Iracema	-20° 55' 16"	-49° 55' 34"	2007/2008	FES/S	1779,39	5,06	72,84
E	Nova Granada	-20° 28' 25"	-50° 17' 36"	2008/2009	FES/S	1643,49	5,85	64,05
F	Barretos	-20° 32' 35"	-49° 14' 36"	2008/2009	S	647,37	2,02	77,65
G	Bebedouro	-20° 29' 05"	-48° 49' 21"	2008/2009	FES	468,90	3,99	56,75
H	Matão	-20° 05' 26"	-48° 03' 16"	2007/2008	FES	2192,76	2,57	85,58
I	Santo Antônio do Aracanguá	-21° 37' 14"	-48° 32' 14"	2007/2008	FES	116,64	1,51	63,50
J	Votuporanga	-20° 04' 42"	-49° 55' 25"	2007/2008	FES/S	103,05	1,61	57,29
K	Turmalina	-20° 03' 03"	-50° 05' 12"	2007/2008	FES	153,99	4,43	32,67
L	Palestina	-20° 00' 13"	-50° 26' 02"	2008/2009	S	167,67	2,45	54,64
M	Palestina	-20° 17' 18"	-49° 03' 01"	2008/2009	FES/S	88,29	1,39	60,44
N	Barretos	-20° 19' 16"	-49° 30' 17"	2008/2009	FES	89,73	1,39	60,58
O	Taquaritinga	-20° 38' 14"	-48° 45' 06"	2008/2009	FES/S	58,59	1,63	49,15
P	Pindorama	-21° 24' 08"	-48° 41' 14"	2008/2009	FES/S	96,48	2,37	42,07

Tabela 02. Número de espécies por grupos funcionais nos remanescentes florestais (RF) e total (T). Grandes frugívoros e onívoros de dossel (GFO); Pequenos onívoros de dossel (POD); Pequenos onívoros de sub-bosque (POS); Frugívoros de solo (FSO); Carnívoros (CAR); Insetívoros de tronco e galhos (ITG); Pequenos insetívoros de solo (PIS); Pequenos insetívoros de sub-bosque (PIB); Insetívoros de estratos intermediários (IEI); Pequenos insetívoros de dossel (PID); Nectarívoros (NEC); Granívoros de borda (GBO); terrícolas (ETE), sub-bosque (ESU); dossel (EDO); independente (DFI), semidependente (DFS) e dependente (DFD), baseado em Silva (1995); ameaçadas (AME) no estado de São Paulo e a riqueza total (RQZ).

RF	GFO	POD	POS	FSO	CAR	ITG	PIS	PIB	IEI	PID	NEC	GBO	EDO	ESU	ETE	DFI	DFS	DFD	AME	RQZ
A	8	7	7	4	1	5	5	12	3	6	2	2	29	26	7	8	24	30	6	62
B	3	9	6	4	2	3	3	9	5	9	2	2	22	26	9	8	29	20	5	57
C	5	5	3	2	3	2	3	7	3	6	3	1	20	18	5	5	20	18	1	43
D	6	7	4	2	7	6	2	4	3	7	1	1	25	19	6	10	17	23	4	50
E	4	9	5	2	2	1	2	8	6	6	5	2	22	27	3	7	20	25	9	52
F	7	9	4	3	2	1	4	10	4	6	2	0	26	21	5	5	26	21	7	52
G	2	13	6	4	1	3	3	10	2	6	3	2	28	22	5	9	24	22	3	55
H	9	6	5	3	3	6	6	15	3	5	2	2	26	33	6	5	16	44	4	65
I	7	7	4	1	2	6	4	4	5	5	1	2	26	17	5	9	25	14	3	48
J	5	6	2	2	3	5	2	5	2	5	4	3	20	20	4	9	15	20	2	44
K	6	8	3	2	0	4	1	3	3	6	0	1	22	12	3	6	19	12	3	37
L	6	9	6	2	1	4	3	6	4	7	3	2	26	22	5	10	26	17	7	53
M	6	8	6	3	1	5	2	7	6	6	1	3	25	22	7	8	26	20	5	54
N	5	5	2	2	0	4	2	7	4	5	1	0	20	15	2	1	16	20	6	37
O	4	11	5	1	1	0	3	11	1	5	3	3	24	20	4	10	21	17	3	48
P	6	6	5	3	0	3	3	11	3	3	1	0	21	18	5	3	18	23	2	44
T	17	19	16	8	13	12	12	27	13	15	10	7	75	73	21	32	57	80	19	169

Tabela 03. Resultados das regressões (r^2) e respectivos valores de p e fórmulas entre métricas da paisagem e grupos funcionais para os 16 remanescentes florestais no noroeste do estado de São Paulo. Grupos funcionais (GF), Grandes frugívoros e onívoros de dossel (GFO); Pequenos onívoros de dossel (POD); Pequenos onívoros de sub-bosque (POS); Frugívoros de solo (FSO); Carnívoros (CAR); Insetívoros de tronco e galhos (ITG); Pequenos insetívoros de solo (PIS); Pequenos insetívoros de sub-bosque (PIB); Insetívoros de estratos intermediários (IEI); Pequenos insetívoros de dossel (PID); Nectarívoros (NEC); Granívoros de borda (GBO); terrícolas (ETE), sub-bosque (ESU); dossel (EDO); independente (DFI), semidependente (DFS) e dependente (DFD), baseado em Silva (1995); ameaçadas (AME) no estado de São Paulo e a riqueza total (RQZ). Valores em negrito ($>0,05$) indicam as relações significativas.

GF	Tamanho de área			Formato do fragmento			Porcentagem de área nuclear		
	r^2	p	Fórmula	r^2	P	Fórmula	r^2	p	Fórmula
GFO	0,186	0,094	$y = 4,938 + 0,001 * x$	0,007	0,747	$Y = 5,302 + 0,092 * x$	0,065	0,339	$Y = 3,474 + 0,033 * x$
POD	0,009	0,725	$y = 7,979 - 0,000 * x$	0,038	0,464	$Y = 7,101 + 0,252 * x$	0,039	0,458	$Y = 9,787 - 0,031 * x$
POS	0,076	0,300	$Y = 4,226 + 0,000 * x$	0,096	0,242	$Y = 3,786 + 0,275 * x$	0,007	0,745	$Y = 3,957 + 0,009 * x$
FSO	0,061	0,353	$Y = 2,305 + 0,000 * x$	0,049	0,407	$Y = 2,142 + 0,126 * x$	0,061	0,353	$Y = 1,403 + 0,017 * x$
CAR	0,270	0,039	$Y = 1,089 + 0,001 * x$	0,028	0,534	$Y = 1,331 + 0,170 * x$	0,362	0,013	$Y = -2,918 + 0,076 * x$
ITG	0,063	0,345	$Y = 3,238 + 0,000 * x$	0,006	0,775	$Y = 3,380 + 0,086 * x$	0,020	0,599	$Y = 2,397 + 0,019 * x$
PIS	0,222	0,065	$Y = 2,518 + 0,000 * x$	0,000	0,934	$Y = 3,046 - 0,016 * x$	0,325	0,021	$Y = -0,294 + 0,053 * x$
PIB	0,161	0,123	$Y = 6,986 + 0,001 * x$	0,001	0,909	$Y = 7,891 + 0,060 * x$	0,113	0,201	$Y = 2,958 + 0,082 * x$
IEI	0,001	0,896	$Y = 3,522 + 0,000 * x$	0,000	0,919	$Y = 3,627 - 0,022 * x$	0,063	0,348	$Y = 1,942 + 0,026 * x$
PID	0,010	0,700	$Y = 5,704 + 0,000 * x$	0,015	0,648	$Y = 5,549 + 0,093 * x$	0,127	0,174	$Y = 3,729 + 0,033 * x$
NEC	0,025	0,553	$Y = 1,955 + 0,000 * x$	0,014	0,655	$Y = 1,860 + 0,093 * x$	0,039	0,460	$Y = 0,936 + 0,019 * x$
GBO	0,000	0,982	$Y = 1,620 + 0,000 * x$	0,001	0,900	$Y = 1,683 - 0,020 * x$	0,000	0,970	$Y = 1,672 - 0,000 * x$
RQZ	0,385	0,010	$Y = 46,085 + 0,006 * x$	0,064	0,341	$Y = 46,704 + 1,190 * x$	0,337	0,018	$Y = 29,046 + 0,339 * x$
EDO	0,174	0,107	$Y = 22,890 + 0,001 * x$	0,141	0,151	$Y = 22,049 + 0,647 * x$	0,051	0,399	$Y = 20,858 + 0,048 * x$
ESU	0,438	0,005	$Y = 18,396 + 0,004 * x$	0,041	0,449	$Y = 19,396 + 0,612 * x$	0,381	0,010	$Y = 6,742 + 0,232 * x$
ETE	0,035	0,483	$Y = 4,798 + 0,000 * x$	0,004	0,802	$Y = 5,258 - 0,069 * x$	0,209	0,074	$Y = 1,445 + 0,058 * x$
DFI	0,002	0,849	$Y = 6,951 + 0,000 * x$	0,039	0,461	$Y = 6,181 + 0,312 * x$	0,001	0,908	$Y = 7,445 - 0,006 * x$
DFS	0,061	0,355	$Y = 22,252 - 0,001 * x$	0,015	0,647	$Y = 22,279 - 0,320 * x$	0,014	0,658	$Y = 18,976 + 0,038 * x$
DFD	0,642	0,000	$Y = 16,881 + 0,007 * x$	0,077	0,298	$Y = 18,243 + 1,199 * x$	0,323	0,021	$Y = 2,624 + 0,307 * x$
AME	0,132	0,165	$Y = 3,730 + 0,001 * x$	0,127	0,175	$Y = 3,076 + 0,460 * x$	0,058	0,367	$Y = 1,960 + 0,039 * x$

Tabela 04. Valores das correlações das variáveis estruturais com os dois primeiros eixos da análise de componentes principais. Porcentagem de liana (EPL), categoria de circunferência altura do peito em centímetros (CAP) e quantidade de árvores com casca suberosa (ACS).

Variáveis	Eixo 01	Eixo 02
EPL	0,074	-0,970
CAP 15-20 cm	0,918	0,109
CAP 100-200 cm	-0,804	0,441
ACS	0,906	0,359

Tabela 05. Valores das correlações dos grupos funcionais (GF) com os dois primeiros eixos da análise de componentes principais. Grandes frugívoros e onívoros de dossel (GFO); Pequenos onívoros de dossel (POD); Pequenos onívoros de sub-bosque (POS); Pequenos insetívoros de solo (PIS); espécies de sub-bosque (ESU); espécies de dossel (EDO); espécies semidepedentes florestais (DFS) e espécies dependentes florestais (DFD).

GF	Eixo 01	Eixo 02
GFO	0,359	0,704
POD	0,314	-0,838
POS	0,813	-0,415
PIS	0,811	0,373
EDO	0,812	-0,228
ESU	0,821	0,169
DFS	0,445	-0,702
DFD	0,674	0,599

FIGURAS

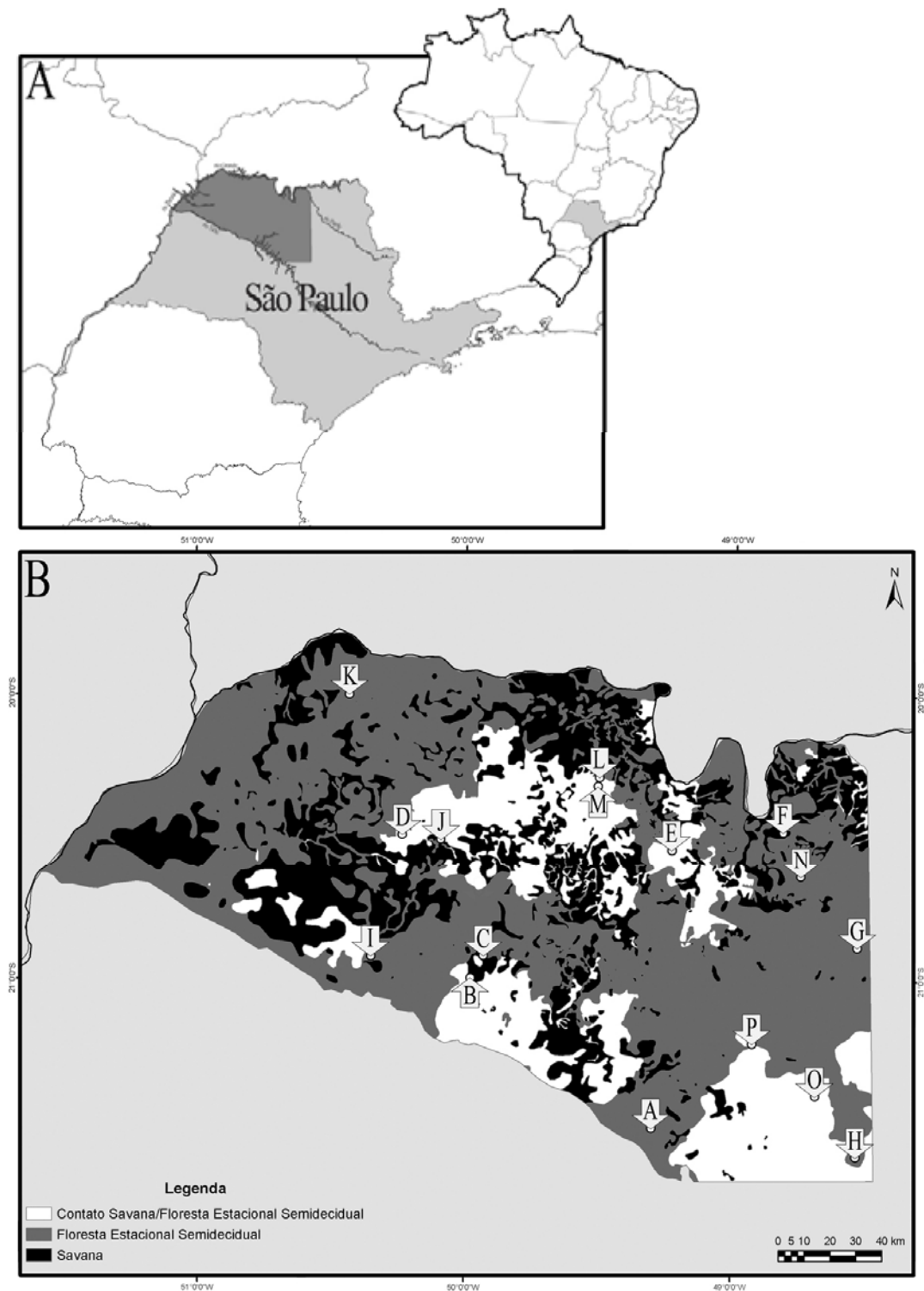


Figura 01. **A.** Região amostral definida como noroeste do estado de São Paulo, com os limites ao sul rio Tiête, ao norte rio Grande, a oeste rio Paraná e ao leste rio Pardo; **B.** As formações vegetais originais, floresta estacional semidecidual (cinza escuro), savana (preto) e transição entre estes ambientes (branco) e a posição dos 16 remanescentes florestais amostrados.

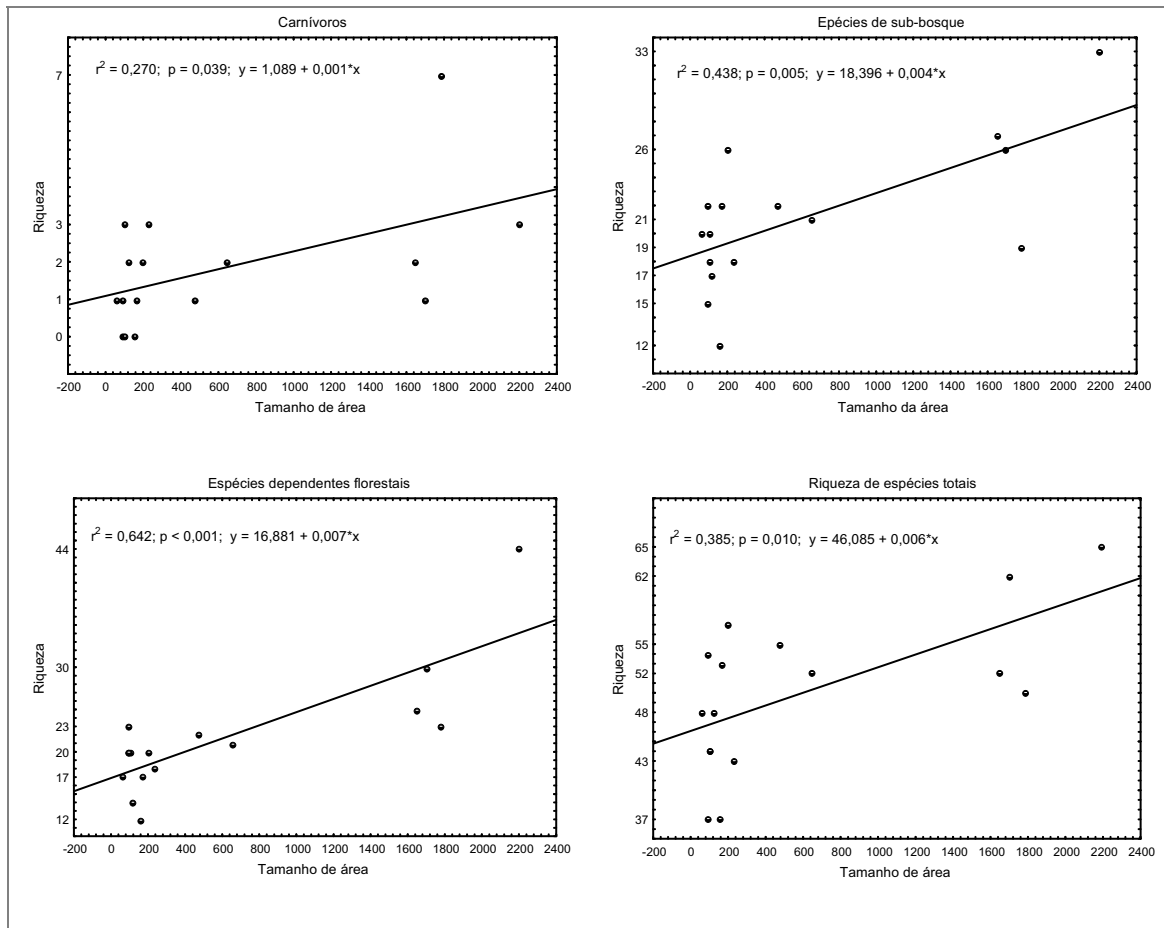


Figura 02. Relações entre a riqueza dos grupos funcionais, riqueza de espécies total e o tamanho da área dos 16 remanescentes florestais no noroeste do estado de São Paulo.

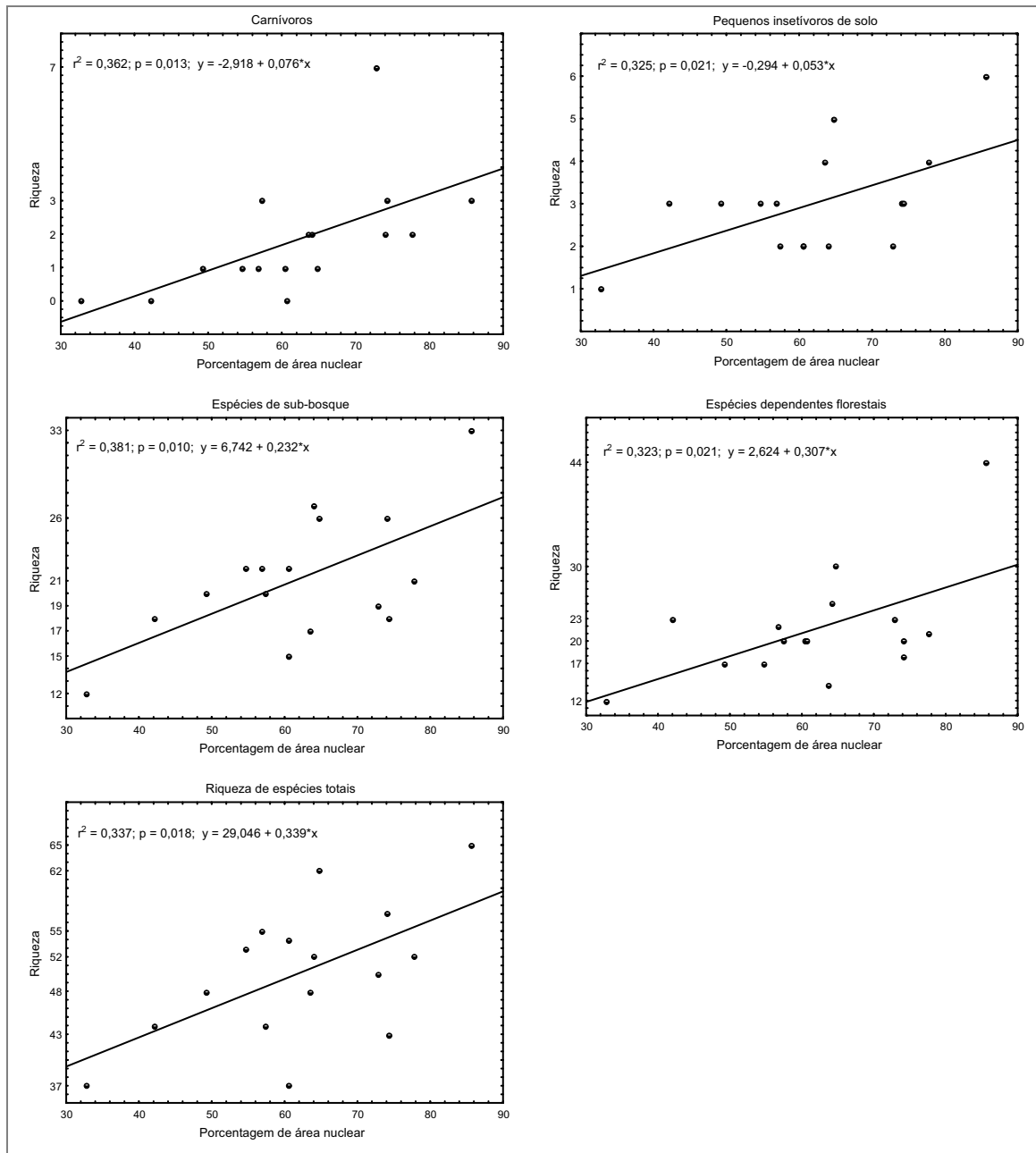


Figura 03. Relações entre a riqueza dos grupos funcionais, riqueza de espécies totais e a porcentagem de área nuclear dos 16 remanescentes florestais no noroeste do estado de São Paulo.

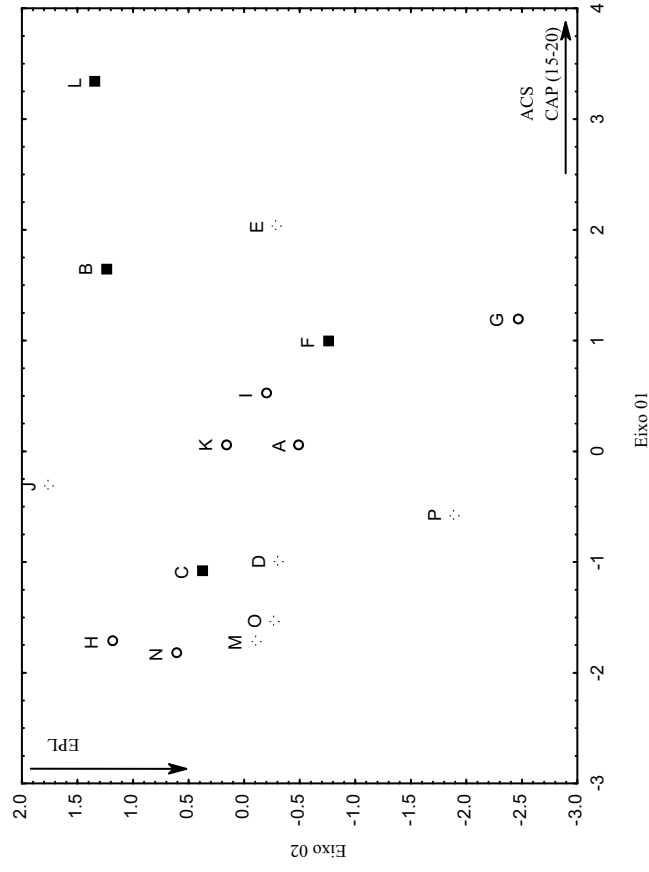


Figura 04. Dispersão dos remanescentes inseridos nos domínios savana (quadrado), floresta estacional semidecidual (círculo) e transição (cruz) a partir das correlações das variáveis estruturais com os eixos 01 e 02. Variáveis: quantidade de árvores com casca suberosa (ACS), categoria de circunferência altura do peito em centímetros (CAP) e liana (EPL).

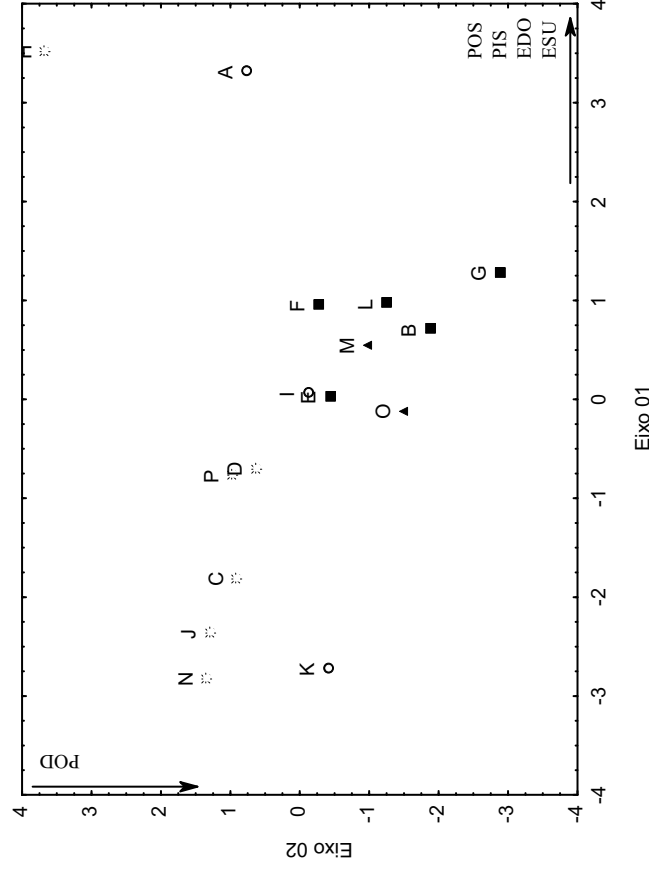


Figura 05. Dispersão dos remanescentes conforme os agrupamentos formados pelas variáveis estruturais a partir das correlações dos grupos funcionais com os eixos 01 e 02. Pequenos onívoros de dossel (POD); Pequenos onívoros de sub-bosque (POS); Pequenos insetívoros de solo (PIS); espécies de sub-bosque (ESU); espécies de dossel (EDO); espécies semidependentes florestais (DFS).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A região noroeste do estado de São Paulo apresentou uma alta riqueza de espécies com 40% da avifauna registrada para o estado e, dessas, 85% foram registradas a partir de coleta de dados primários;
- As espécies que não possuíram registros recentes foram associadas a critérios que definiram como de interesse para conservação: 75% delas possuem algum tipo de dependência com o ambiente florestal, 63% estão categorizadas como ameaçadas de extinção para o estado de São Paulo e 34% pertencem a algum centro de endemismo;
- Na escala da paisagem, as respostas dos grupos funcionais foram diferentes para as distâncias do entorno, sendo o raio de 1 km insuficiente para avaliar as relações devido aos grandes fragmentos e os maiores raios (7 e 10 km) foram os que apresentaram menor associação;
- O raio de 5 km apresentou o maior número de correlações com os grupos funcionais e com a riqueza de espécies, sendo o mais indicado para avaliar o efeito da composição da paisagem sobre a avifauna na região;
- A composição da paisagem do entorno é um importante fator para a conservação das espécies presentes nos remanescentes florestais. A relação espécie-área, tanto para riqueza como para os grupos funcionais, é suportada nessa escala, mas as respostas dos grupos varia conforme sua sensibilidade aos efeitos da fragmentação florestal;
- Apesar de não ser o único fator, a estrutura da vegetação pode influenciar a distribuição dos grupos funcionais nos remanescentes, mas a resposta de cada grupo é diferenciada de acordo com seus requerimentos ecológicos;
- Apesar de ser um processo na escala de paisagem, os efeitos da fragmentação também podem ser observados na escala local do fragmento. As respostas dos grupos funcionais de aves, no entanto, são dependentes da sensibilidade de cada grupo;
- A riqueza específica, os grupos de espécies dependentes florestais, espécies de sub-bosque, as guildas tróficas dos carnívoros e dos insetívoros de solo são altamente impactados pela fragmentação florestal suportando a relação espécie-área tanto na escala da paisagem como na escala do fragmento.

APÊNDICE 01

Lista das espécies registradas na região noroeste do estado de São Paulo. Coleta de dados: Ambiente (A) – Fragmentos Florestais (F); Matriz (M). Entrevista (E) – São José do Rio Preto (1); Icém (2); Estação Experimental de São José do Rio Preto (3); Prof. Luiz Dino Vizotto (V – São José do Rio Preto); Sr. Luiz Carlos Marques da Rocha (L - Fazenda Vista Bonita, Barretos). Lista geral coleta de dados primários (Coleta de dados - G1). Lista geral informações secundárias (Inf. Base -G2). Formas de Registro (FR): Bibliografias (B); Coleção MZUSP (C). Centros de endemismo (E) segundo Cracraft (1985), Serra do Mar (1); Serra do Mar/Paraná (1/2); Campo Cerrado (3); Chaco (4). Dependência florestal (D) segundo Silva (1995): Independente (DFI); Semi-dependente (DFS); Dependente (DFD). Ameaçadas de extinção segundo as listas do estado de São Paulo (2008), Brasil (Machado 2003) e Internacional (BIRDLIFE 2009), e o *status* da categoria: CR – Criticamente em perigo; VU – vulnerável; En – Em perigo; NT – quase ameaçadas. Guildas tróficas (G) das espécies registradas nos remanescentes florestais, 1. Grandes frugívoros e onívoros de dossel (GFO); 2. Pequenos onívoros de dossel (POD); 3. Pequenos onívoros de sub-bosque (POS); 4. Frugívoros de solo (FSO); 5. Carnívoros (CAR); 6. Insetívoros de tronco e galhos (ITG); 7. Pequenos insetívoros de solo (PIS); 8. Pequenos insetívoros de sub-bosque (PIB); 9. Insetívoros de estratos intermediários (IEI); 10. Pequenos insetívoros de dossel (PID); 11. Nectarívoros (NEC); 12. Granívoros de borda (GBO). Estrato (S) de ocorrência baseado em Parker III e colaboradores (1996): terrícolas (ETE), sub-bosque (ESU) e dossel (EDO).

Nome do Taxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
ORDEM STRUTHIONIFORMES Latham, 1790													
Família Rheidae Bonaparte, 1849													
<i>Rhea americana</i> (Linnaeus, 1758)	ema	M		X	X	B		DFI	CR		NT		
ORDEM TINAMIFORMES Huxley, 1872													
Família Tinamidae Gray, 1840													
<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)	macuco				X	B		DFD	VU	NT	NT		
<i>Crypturellus undulatus</i> (Temminck, 1815)	jaó	F	2	X	X	B		DFD	EM			FSO	ETE
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	inhambu-chororó	F/M	3	X				DFI				FSO	ETE
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	inhambu-chintã	F/M		X				DFD				FSO	ETE
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)	perdiz	M	2, 3	X				DFI	VU				
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	codorna-amarela		V	X				DFI					
ORDEM ANSERIFORMES Linnaeus, 1758													
Família Anhimidae Stejneger, 1885													
<i>Anhima cornuta</i> (Linnaeus, 1766)	anhuma				X	B		DFI	CR				
Família Anatidae Leach, 1820													
<i>Dendrocygna bicolor</i> (Vieillot, 1816)	marreca-caneleira		V	X				DFI					
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	irerê	M	1, 2, 3, V	X				DFI					
<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	asa-branca	M	1, 3, V	X				DFI					
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	pato-do-mato	M	1, 2	X				DFI					
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	pé-vermelho	M	1, 3, V	X				DFI					
<i>Nomonyx dominica</i> (Linnaeus, 1766)	marreca-de-bico-roxo		V	X				DFI					

Nome do Táxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
ORDEM GALLIFORMES Linnaeus, 1758													
Família Cracidae Rafinesque, 1815													
<i>Ortalis guttata</i> (Spix, 1825)	aracuaã	F		X	X	B	1/2	DFS	CR			GFO	EDO
<i>Penelope superciliosus</i> Temminck, 1815	jacupemba	F/M		X			1/2	DFD				GFO	ETE
<i>Aburria jacutinga</i> (Spix, 1825)	jacutinga				X	B	1/2	DFD	CR	EN	EN		
<i>Crax fasciolata</i> Spix, 1825	mutum-de-penacho				X	B		DFD	CR				
Família Odontophoridae Gould, 1844													
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)	uru				X	B	1/2	DFD					
ORDEM PODICIPEDIFORMES Fürbringer, 1888													
Família Podicipedidae Bonaparte, 1831													
<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	mergulhão-pequeno	M		X				DFI					
<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)	mergulhão-caçador	M	V	X				DFI					
ORDEM PELECANIFORMES Sharpe, 1891													
Família Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849													
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	biguá		1, V	X				DFI					
Família Anhingidae Reichenbach, 1849													
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	biguatinga		3, V	X				DFI					
ORDEM CICONIIFORMES Bonaparte, 1854													
Família Ardeidae Leach, 1820													
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	socó-boi		L, V	X				DFI					
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	savacu		1, 3	X				DFI					

Nome do Táxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)	águia-pescadora	M		X	X	B	DFI						
Família Accipitridae Vigors, 1824													
<i>Leptodon cayanensis</i> (Latham, 1790)	gavião-de-cabeça-cinza	F		X			DFD				CAR	EDO	
<i>Gampsonyx swainsonii</i> Vigors, 1825	gaviãozinho	M	1, L	X			DFI						
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	gavião-peneira	M	L	X			DFI						
<i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)	gavião-caramujeiro	M	V	X			DFI						
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	sovi	F		X			DFS				CAR	EDO	
<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	gavião-pernilongo		L	X			DFS						
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	gavião-caboclo	M		X			DFI						
<i>Busarellus nigricollis</i> (Latham, 1790)	gavião-belo	M		X	X	B	DFI		CR				
<i>Parabuteo unicinctus</i> (Temminck, 1824)	gavião-asa-de-telha		L	X	X	B	DFI		VU				
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	F/M	2, 3	X			DFI				CAR	EDO	
<i>Buteo albicaudatus</i> Vieillot, 1816	gavião-de-rabo-branco	M		X			DFI						
<i>Buteo nitidus</i> (Latham, 1790)	gavião-pedrés				X	B	DFS						
<i>Buteo brachyurus</i> Vieillot, 1816	gavião-de-cauda-curta	M	L	X			DFS						
<i>Spizaetus tyrannus</i> (Wied, 1820)	gavião-pega-macaco	F/M		X			DFD		VU	NT	CAR	EDO	
Família Falconidae Leach, 1820													
<i>Ibycter americanus</i> (Boddaert, 1783)	gralhão				X	B	DFD		CR				
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	caracará	F/M	2, 3, V	X			DFI				CAR	EDO	
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	F/M	1, 2, 3, V	X			DFI						
<i>Herpethoheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	acaúã	M	L	X			DFS						

Nome do Táxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	falcão-caburé	F		X			DFD						
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	quiriquiri	M	V	X			DFI						
<i>Falco rufifigularis</i> Daudin, 1800	cauré	M		X			DFD	EM					
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	falcão-de-coleira	M	3	X			DFI						
ORDEM GRUIFORMES Bonaparte, 1854													
Família Aramidae Bonaparte, 1852													
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	carão		1, 3, V	X			DFI						
Família Rallidae Rafinesque, 1815													
<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	saracura-três-potes	F/M	V	X			DFS				FSO	ETE	
<i>Laterallus viridis</i> (Statius Muller, 1776)	sanã-castanha	M		X			DFS						
<i>Porzana albicollis</i> (Vieillot, 1819)	sanã-carijó	F/M		X			DFI				FSO	ETE	
<i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758)	frango-d'água-comum		1, V	X			DFI						
<i>Porphyrio martinica</i> (Linnaeus, 1766)	frango-d'água-azul		V	X			DFI						
Família Heliornithidae Gray, 1840													
<i>Heliornis fulica</i> (Boddaert, 1783)	picaparra				X	B	DFI	CR					
Família Cariamidae Bonaparte, 1850													
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	seriema	M	2, 3	X			DFI						
ORDEM CHARADRIIFORMES Huxley, 1867													
Família Charadriidae Leach, 1820													
<i>Vanellus cayanus</i> (Latham, 1790)	batuira-de-esporão				X	B	DFI	CR					
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	M	1, 2, 3, V	X			DFI						

Nome do Taxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
Família Psittacidae Rafinesque, 1815													
<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)	arara-canindé	M		X	X	B	DFS	CR					
<i>Ara chloropterus</i> Gray, 1859	arara-vermelha-grande		L	X			DFI	CR					
<i>Prioniturus maracana</i> (Vieillot, 1816)	maracanã-verdadeira				X	B	DFS	EM		NT			
<i>Diopsittacus nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	maracanã-pequena				X	B	DFS	CR					
<i>Aratinga leucophthalma</i> (Statius Muller, 1776)	periquitão-maracanã	F/M	3, V	X			DFS				GFO	EDO	
<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820)	jandaia-de-testa-vermelha	F/M		X	X	B	DFD			NT	GFO	EDO	
<i>Aratinga aurea</i> (Gmelin, 1788)	periquito-rei	F/M	1, 2, 3, V	X			DFI				GFO	EDO	
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba-de-testa-vermelha	F		X			DFD				GFO	EDO	
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim	F/M	2, 3, V	X			DFI				POD	EDO	
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	periquito-de-encontro-amarelo	F/M	1, 3, V	X			DFS				GFO	EDO	
<i>Alipiopsitta xanthops</i> (Spix, 1824)	papagaio-galego				X	B	3	DFI	CR	NT			
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	maitaca-verde	F		X			DFS				GFO	EDO	
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	papagaio-verdadeiro	F/M	3	X	X	B	DFD				GFO	EDO	
<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	curica				X	B	DFD	VU					
ORDEM CUCULIFORMES Wagler, 1830													
Família Cuculidae Leach, 1820													
<i>Micrococyx cinereus</i> (Vieillot, 1817)	papa-lagarta-cinzento	F		X	X	B	DFS				IEI	EDO	
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	F	2, 3	X			DFS				IEI	EDO	
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817	papa-lagarta-acanelado		L	X			DFS						
<i>Crotophaga major</i> Gmelin, 1788	anu-coroca	F	2	X			DFS	VU			IEI	ESU	
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	anu-preto	F/M	1, 3, V	X			DFI				IEI	ESU	
<i>Guirra guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	F/M	3, V	X			DFI				IEI	ESU	
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	saci	F/M		X			DFI				IEI	ESU	

Nome do Táxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	rabó-branco-acanelado	F	2	X			DFS				NEC	ESU	
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura	F	1, L, V	X			DFI				NEC	ESU	
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-de-veste-preta	F		X			DFS				NEC	ESU	
<i>Chrysolampis mosquitos</i> (Linnaeus, 1758)	beija-flor-vermelho	F		X			DFI				NEC	EDO	
<i>Lophornis magnificus</i> (Vieillot, 1817)	topetinho-vermelho				X	B	DFS	VU					
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho	F	2, 3	X			DFS				NEC	ESU	
<i>Thalurania furcata</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura-verde				X	B	DFS	VU					
<i>Thalurania glaucopsis</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-frente-violeta	F		X			DFD				NEC	ESU	
<i>Hylocharis sapphirina</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-safira				X	B	DFS	VU					
<i>Hylocharis cyanus</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-roxo		2	X			DFS						
<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)	beija-flor-dourado	F	3	X			DFS				NEC	ESU	
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-banda-branca	F		X			DFD						
<i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)	beija-flor-de-peito-azul	F		X			DFD				NEC	ESU	
<i>Helimaster squamosus</i> (Temminck, 1823)	bico-reto-de-banda-branca	F		X			DFD				NEC	EDO	
ORDEM TROGONIFORMES A. O. U., 1886													
Família Trogonidae Lesson, 1828													
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucua-variado	F		X			1/2	DFD			GFO	EDO	
ORDEM CORACIIFORMES Forbes, 1844													
Família Alcedinidae Rafinesque, 1815													
<i>Megasceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande	M	3, V	X			DFI						
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	martim-pescador-verde		3	X			DFS						

Nome do Táxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	martim-pescador-pequeno	M	1, 3, V	X			DFS						
Família Momotidae Gray, 1840													
<i>Momotus momota</i> (Linnaeus, 1766)	udu-de-coroa-azul	F	1, 2, 3, V	X			DFD	VU			IEI	ESU	
ORDEM GALBULIFORMES Fürbringer, 1888													
Família Galbulidae Vigors, 1825													
<i>Brachygalba lugubris</i> (Swainson, 1838)	ariramba-preta	F		X	X	B	DFD	CR			IEI	EDO	
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	ariramba-de-cauda-ruiva	F	2, L	X			DFS				IEI	ESU	
Família Bucconidae Horsfield, 1821													
<i>Nystatus chacuru</i> (Vieillot, 1816)	joão-bobo	M	L	X			DFI						
<i>Nonnula rubecula</i> (Spix, 1824)	macuru				X	B	DFD	VU					
<i>Monasa nigrifrons</i> (Spix, 1824)	chora-chuva-preto	F	2	X	X	B	DFD	CR			IEI	EDO	
<i>Chelidoptera tenebrosa</i> (Pallas, 1782)	urubuzinho	F		X			DFS	CR			PID	EDO	
ORDEM PICIFORMES Meyer & Wolf, 1810													
Família Ramphastidae Vigors, 1825													
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	tucanuçu	F/M	2, 3	X			DFS				GFO	EDO	
<i>Ramphastos vitellinus</i> Lichtenstein, 1823	tucano-de-bico-preto				X	B	DFD	CR					
<i>Pteroglossus aracari</i> (Linnaeus, 1758)	araçari-de-bico-branco	M		X	X	B	DFD	CR					
<i>Pteroglossus castanotis</i> Gould, 1834	araçari-castanho		L	X			DFD	CR					
Família Picidae Leach, 1820													
<i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840	pica-pau-anão-escamado	F	2, 3	X			DFS				ITG	ESU	
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	birro, pica-pau-branco	F/M		X			DFS				ITG	ESU	

Nome do Táxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo	F	2, 3	X	X	C	DFD				PIB	ESU	
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)	estalador	F		X			DFD				PIS	ETE	
<i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831)	tiririzinho-do-mato	F		X	X	B/C	DFD			NT	PIB	ESU	
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	sebinho-de-olho-de-ouro	F		X			DFS				PIB	ESU	
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	tororó	F		X			DFD	1/2			PIB	ESU	
<i>Poecilotriccus latirostris</i> (Pelzeln, 1868)	ferreirinho-de-cara-parda	F	3	X			DFD				PIB	ESU	
<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)	teque-teque	F	3	X			DFD	1			PIB	EDO	
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	ferreirinho-relogio	F/M	1, 3	X			DFS				PIB	EDO	
<i>Myiopagis gaimardii</i> (d'Orbigny, 1839)	maria-pechim				X	B	DFD		VU				
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	guaracava-cinzenta	F		X			DFD				PID	EDO	
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	guaracava-de-crista-alaranjada	F		X			DFD				PID	EDO	
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela	F	2, 3	X			DFS				POS	EDO	
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	tuque	F		X			DFD	1/2			POS	EDO	
<i>Elaenia obscura</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	tucão	F		X			DFD	1/2			POS	ESU	
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	F		X	X	C	DFI				POD	EDO	
<i>Suiriri suiriri</i> (Vieillot, 1818)	suiriri-cinzento	M	3	X			DFI		CR				
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	alegrinho	F		X			DFS				PIB	ESU	
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)	marianinha-amarela	F		X			DFD				PIB	ESU	
<i>Phylloscartes eximius</i> (Temminck, 1822)	barbudinho				X	C	DFD	1/2	VU	NT			
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	miudinho				X	C	DFD	1/2					
<i>Tolmomyias sulphureus</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	F		X	X	C	DFD				PIB	EDO	
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho	F		X	X	C	DFD				PIB	ESU	
<i>Lathrotriccus euléri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	F	2, 3	X	X	C	DFD				PIB	ESU	

Nome do Táxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
<i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817)	araponga				X	C	1	DFD	VU		VU		
Família Pipridae Rafinesque, 1815													
<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)	fruxu-do-cerradão	F		X				DFD	VU			PID	ESU
<i>Piprites chloris</i> (Temminck, 1822)	papinho-amarelo		V	X				DFD					
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	soldadinho	F	3	X			3	DFD				POS	ESU
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	F		X			1/2	DFD				POS	ESU
<i>Pipra fasciicauda</i> Hellmayr, 1906	uirapuru-laranja	F	2, 3	X				DFD	VU			POS	ESU
Família Tityridae Gray, 1840													
<i>Oxyruncus cristatus</i> Swainson, 1821	araponga-do-horto				X	C		DFD					
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim	F		X	X	C	1/2	DFD				POS	ESU
<i>Lanaisoma elegans</i> (Thunberg, 1823)	chibante				X	C	1	DFD	VU	NT			
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	anambé-branco-de-rabo-preto	F		X	X	C		DFD				GFO	EDO
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	caneleiro-preto	F		X	X	C		DFS				PID	EDO
<i>Pachyrhamphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	caneleiro-de-chapéu-preto	F	3	X	X	C		DFD				PID	EDO
Família Vireonidae Swainson, 1837													
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	F/M	1, 2, 3	X	X	C		DFS				PID	ESU
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	juruvicara	F	1, 3	X	X	C		DFD				POD	EDO
<i>Hylophilus amaurocephalus</i> (Nordmann, 1835)	vite-vite-de-olho-cinza	F		X	X	B		DFD				PID	ESU
Família Corvidae Leach, 1820													
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	gralha-do-campo	F		X			3	DFI				GFO	EDO
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	gralha-picaça	F	2, 3, V	X				DFS				GFO	EDO
Família Hirundinidae Rafinesque, 1815													
<i>Tachycineta albiventer</i> (Boddaert, 1783)	andorinha-do-rio							DFI					
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-do-campo		V	X				DFI					

Nome do Táxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
<i>Schistochlamys melanopsis</i> (Latham, 1790)	sanhaçu-de-coleira		L	X	X	B	DFI	EM					
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	saíra-de-chapéu-preto	F	3	X			DFD				POD	EDO	
<i>Cypsnagra hirundinacea</i> (Lesson, 1831)	bandoleira				X	B	DFI	EM					
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	tiê-de-topete	F		X			DFD				POS	ESU	
<i>Piranga flava</i> (Vieillot, 1822)	sanhaçu-de-fogo		L	X			DFI						
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	tiê-do-mato-grosso	F	3	X			DFD				POS	ESU	
<i>Eucometis penicillata</i> (Spix, 1825)	pipira-da-taoca	F	3	X			DFD	EM			POS	ESU	
<i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	pipira-preta		L	X			DFD	VU					
<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)	pipira-vermelha	F	3	X			DFS				POS	ESU	
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-cinzento	F/M	2, 3, V	X			DFS				POD	EDO	
<i>Thraupis palmarum</i> (Wied, 1823)	sanhaçu-do-coqueiro	M	3	X			DFS						
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-amarela	F/M	1, 3	X			DFI				POD	EDO	
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	saí-andorinha	F		X			DFD				POD	EDO	
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	F	3	X	X	C	DFS				POD	EDO	
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	figuinha-de-rabo-castanho	F		X	X	C	DFD				PID	EDO	
Família Emberizidae Vigors, 1825													
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico	M		X			DFI						
<i>Ammodramus humeralis</i> (Boss, 1792)	tico-tico-do-campo	F/M	2, 3	X			DFI				GBO	ETE	
<i>Sicalis citrina</i> Pelzelin, 1870	canário-rasteiro		L	X			DFI						
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra-verdadeiro	M		X			DFI						
<i>Emberizoides herbicola</i> (Vieillot, 1817)	canário-do-campo		3	X			DFI						
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tíziu	F/M	V	X			DFI				GBO	ETE	
<i>Sporophila collaris</i> (Boddaert, 1783)	coleiro-do-brejo	M	L	X			DFI	VU	NT				
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)	bigodinho	M	L	X			DFI						

Nome do Taxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	coleurinho	F/M		X			DFI				GBO	ESU	
<i>Sporophila leucoptera</i> (Vieillot, 1817)	chorão		L	X			DFI						
<i>Sporophila bouvreuil</i> (Statius Muller, 1776)	caboclinho				X	B	DFI	VU					
<i>Sporophila angolensis</i> (Linnaeus, 1766)	curió				X	B	DFI	VU					
<i>Tiaris fuliginosus</i> (Wied, 1830)	cigarra-do-coqueiro	F		X			DFD				GBO	ESU	
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838	tico-tico-de-bico-amarelo	F		X			DFD				PIS	ETE	
<i>Coryphospingus cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico-rei	F/M		X			DFS				GBO	ESU	
<i>Paroaria capitata</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	cavalaria		L, V	X	X	B	DFI						
Família Cardinalidae Ridgway, 1901													
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800)	pimentão	F		X			DFD				GFO	EDO	
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	trinca-ferro-verdadeiro	F	3	X			DFS				POS	ESU	
<i>Saltator atricollis</i> Vieillot, 1817	bico-de-pimenta		L	X	X	B	DFI	VU					
<i>Cyanocopsa brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	azulão				X	B	DFD	VU	NT				
Família Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947													
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita	F		X			DFD				PID	EDO	
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	F		X	X	B	DFD				PIB	ESU	
<i>Basileuterus hypoleucus</i> Bonaparte, 1830	pula-pula-de-barriga-branca	F		X	X	B	DFD				PIB	ESU	
<i>Basileuterus flaveolus</i> (Baird, 1865)	canário-do-mato	F	2, 3	X	X	B	DFD				PIS	ESU	
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)	pula-pula-assobiador	F		X			DFD				PIS	ESU	
Família Icteridae Vigors, 1825													
<i>Psarocolius decumanus</i> (Pallas, 1769)	japu				X	B	DFD						
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	guaxe	F/M	3	X			DFS				POD	EDO	

Nome do Taxon	Vernáculo Técnico	Coleta de dados			Inf. Base		E	D	Ameaçadas			G	S
		A	E	G1	G2	FR			SP	BR	INT		
<i>Icterus cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	encontro	F/M	1, 3	X			DFS				POD	EDO	
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	graúna	F/M		X			DFI				POD	EDO	
<i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)	garibaldi		1	X			DFI						
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)	chopin-do-brejo	M	L	X			DFI						
<i>Molothrus rufoaxillaris</i> Cassin, 1866	vira-bosta-picumã		L	X			DFI						
<i>Molothrus oryzivorus</i> (Gmelin, 1788)	iraúna-grande				X	B	DFI						
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	vira-bosta	F/M	L, V	X			DFI				POD	EDO	
<i>Sturnella supercilialis</i> (Bonaparte, 1850)	polícia-inglesa-do-sul	M	V	X			DFI						
Familia Fringillidae Leach, 1820													
<i>Carduelis magellanica</i> (Vieillot, 1805)	pintassilgo	M		X			DFI						
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim	F	2, 3, V	X			DFS				POD	EDO	
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	gaturamo-verdadeiro	F		X			DFD				POD	EDO	
Familia Passeridae Rafinesque, 1815													
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	pardal		1, V	X			DFI						