

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E
CONSERVAÇÃO NOS TRÓPICOS**

ANA CECÍLIA PIRES DE AZEVEDO LOPES

**DIVERSIDADE FUNCIONAL EM COMUNIDADES DE AVES EM FRAGMENTOS
DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL**

**MACEIÓ - ALAGOAS
Julho/2014**

ANA CECÍLIA PIRES DE AZEVEDO LOPES

**DIVERSIDADE FUNCIONAL EM COMUNIDADES DE AVES EM FRAGMENTOS
DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

Orientador: Prof. Dr. Márcio Amorim Efe

MACEIÓ - ALAGOAS
Julho/2014

Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecária Responsável: Maria Auxiliadora G. da Cunha

L864d Lopes, Ana Cecília Pires de Azevedo.
 Diversidade funcional em comunidades de aves em fragmentos de
 Mata Atlântica no Nordeste do Brasil / Ana Cecília Pires de Azevedo
 Lopes. – 2014.
 65 f. : il.

Orientador: Márcio Amorim Efe.
 Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação nos
 Trópicos) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências
 Biológicas e da Saúde. Maceió, 2014.

Inclui bibliografias.
 Apêndice: f. 60-65.

1. Fragmentação. 2. Centro de Endemismo Pernambuco. 3. Estrutura
 de comunidade. 4. Conservação de aves. I. Título.

CDU: 57.087(812/813)

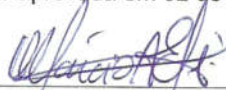
Folha de aprovação

Ana Cecília Pires de A. Lopes

DIVERSIDADE FUNCIONAL EM COMUNIDADES DE AVES EM
FRAGMENTOS DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO
BRASIL.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

Dissertação aprovada em 02 de junho de 2014.



Prof. Dr. Márcio Amorim Efe - UFAL

Orientador

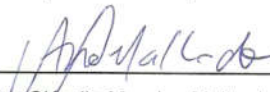


Prof. Dr. Helder Farias P. de Araujo – UFPB
(membro titular)



Profa. Dra. Tamí Mott – UFAL

(membro titular)



Profa. Dra. Ana Cláudia Mendes Malhado – UFAL
(membro titular)

MACEIÓ - AL

Junho / 2014

À meus queridos pais, irmão e filho pelo grande apoio de sempre, carinho, compreensão e paciência, e pelos dias de dedicação e amor em diversos momentos de minha vida.

AGRADECIMENTOS

A meus pais, pelo amor, apoio e paciência, sem eles teria sido mais difícil passar por essa fase. Amo vocês demais!

Ao meu querido irmão, pelo apoio, amor e pela experiência de já ter passado por esse momento e ter me dado os melhores conselhos que eu poderia receber.

Ao meu filhinho pelo amor e paciência de encarar a pressão do mestrado e deixar de brincar muitas vezes com a mamãe, durante as aulas e escritas da dissertação. Até assim ele foi lindo.

A meu amigo José Atanásio, pelas conversas, risadas e por nossa amizade à primeira vista, compartilhamos de vários momentos em comum nessa trajetória, tanto nas facilidades como nas dificuldades!

A minha amiga Carol Vilas-Boas, pelas conversas, pelo apoio pessoal e acadêmico e pela ajuda na construção de minha dissertação. Amizade que cresceu e se tornou verdadeira para toda minha vida.

Ao Dr. Márcio Amorim Efe, pela orientação e conselhos.

A CAPES pelo suporte financeiro através da Bolsa de Mestrado.

Muito Obrigado!

RESUMO

Os efeitos da fragmentação do habitat sobre as espécies são bastante conhecidos. No entanto, há poucos estudos semelhantes sobre a diversidade funcional (DF), um componente chave para manter o funcionamento do ecossistema. Além disso, devido a uma maior dependência de nicho, a DF pode apresentar mais associações com as características de fragmentos (por exemplo, tamanho, forma de isolamento) do que a diversidade de espécies. Aqui, vamos avaliar os impactos das características de fragmentos na DF de aves da Mata Atlântica na região de Murici de Nordeste do Brasil, que abriga o maior número de espécies de aves ameaçadas de extinção nas Américas e também uma das mais altas concentrações de aves ameaçadas do Mundo. Primeiro, testamos se os níveis de DF observados difere do esperado ao acaso. Em seguida, foi avaliado se existe alguma relação entre tamanho do fragmento, da forma e do grau de isolamento dos fragmentos e a DF de aves. Nossos resultados indicaram que a DF deu diferente do esperado ao acaso. Além disso, apenas a variável tamanho teve influência na DF, as variáveis forma e grau de isolamento dos fragmentos não tiveram influência sobre a DF. Estes resultados indicam que a construção das assembléias locais estudados parece ter sido influenciado pelas relações ecológicas entre as espécies e fragmentos maiores, por ter uma ampla gama de recursos, mostram um padrão caracterizado por diferenças entre os grupos.

Palavras chave: Fragmentação. Centro de Endemismo Pernambuco. Estrutura de comunidades. Conservação de aves.

ABSTRACT

The effects of habitat fragmentation on species are well known. However, there have been few similar studies on functional diversity (FD), a key component for maintaining ecosystem functioning. Moreover, due to a greater dependence on niche partitioning, FD may show different associations with fragment characteristics (e.g. size, shape isolation) than species diversity. Here, we examine the impacts of fragment characteristics on the FD of birds of the Atlantic forest in the Murici region of northeast Brazil, home to the largest number of species of endangered birds in the Americas and one of the highest concentration of threatened birds in the World. First, we tested whether observed levels of FD differed from those expected by chance. Second, we quantified the effect of fragment size, shape and degree of isolation on bird FD. Our results indicate that bird FD was different from random expectations. Moreover, only size had influence on FD, shape and degree of isolation of fragments had no measurable influence on FD. Furthermore, indicate that the construction of the local assemblies studied appears to have been influenced by the ecological relationships between species and larger fragments by having a wider range of features show a pattern characterized by differences between groups.

Keyword: Fragmentation. Pernambuco Center of Endemism. Community structure. Bird conservation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Formas de fragmentos e seus efeitos de borda. a) Forma irregular alongada, b) Forma circular.....	17
Figura 2 – Heterogeneidade de habitat.....	18
Figura 3 – Espécies endêmicas do CPE.....	22
Figura 4 – A diversidade funcional (FD).....	26
Figura 5 – Map of location and identification of the Atlantic forest fragments sampled in Murici Environmental Protection Area, Alagoas, Brazil. Legend: SFR = small fragment, MFR = medium fragment; and LFR = large fragment.....	40
Figura 6 – Rarefaction curves of observed and predicted (Chao1) species richness to total recorded bird species for the three size classes of Atlantic Forest fragments: 15 ha < small fragment (SFR) < 100 ha; 100 ha ≤ medium fragment (MFR) < 1000 ha; and large fragment (LFR) ≥ 1000 ha.....	41
Figura 7 – The functional relationships among 138 bird species in 18 sites of the Atlantic forest fragments sampled in Murici Environmental Protection Area, Alagoas, Brazil. The dendrogram is produced by hierarchical clustering by UPGMA algorithm of the distance matrix calculated from the functional traits of species.....	46
Figura 8 – The functional relationships among 53 bird species in SFR2 fragment of Murici Environmental Protection Area, Alagoas, Brazil.....	47
Figura 9 – The functional relationships among 52 bird species in LFR3A fragment of Murici Environmental Protection Area, Alagoas, Brazil.....	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Localities (Municipality) and explanatory variables of the Atlantic forest fragments sampled in Murici Environmental Protection Area, Alagoas, Brazil.....	42
Tabela 2 – Total richness (S), functional diversity (MPD), standardized effect size (SES) and “p” values (p) in 18 sites of the Atlantic forest fragments sampled in Murici Environmental Protection Area, Alagoas, Brazil.....	44
Tabela 3 – Values of Size, Proxim and ElevationTotal.....	48

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
	REFERÊNCIAS	12
2	REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1	Estrutura de comunidades florestais	14
2.1.1	O papel das aves na estrutura de comunidades.....	15
2.1.2	Fatores que influenciam a estrutura de comunidades de aves.....	16
2.2	Efeitos da Fragmentação de habitats nas comunidades de aves	19
2.2.1	Mata Atlântica.....	20
2.2.2	Centro Pernambucano de Endemismo (CPE).....	21
2.3	Medidas de Diversidade	23
2.3.1	Medidas de Diversidade Funcional.....	23
2.3.2	Funcional Diversity.....	25
	REFERÊNCIAS	28
3	BIRD FUNCIONAL IN A HIGHLY FRAGMENTED TROPICAL FOREST	37
3.1	Introduction	38
3.2	Methods	39
3.3	Results	44
3.4	Discussion	48
	REFERÊNCIAS	52
	APÊNDICES	60

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica Brasileira está entre os vinte e cinco hotspots de biodiversidade no mundo (MYERS et al., 2000). Por abrigar um alto número de espécies endêmicas, alguns estudos foram feitos para identificar áreas de endemismo na Mata Atlântica. Uma das áreas de endemismo é chamada de Centro Pernambuco de Endemismo (PRANCE, 1982; BROWN, 1982), que possui a maior concentração de espécies endêmicas entre todos os centros, porém é o mais afetado antropicamente entre eles (HEYER, 1988; LIMA; CAPOBIANCO, 1997; SILVA; TABARELLI, 2001).

Na região do Centro Pernambuco de Endemismo (CPE) existe uma área (Murici, Alagoas) que abriga a maior quantidade de espécies de aves ameaçadas de extinção nas Américas (WEGE; LONG, 1995). Desde 1970, as florestas de Murici estão sendo substituídas por plantações de cana-de-açúcar e pasto para pecuária, restando apenas 2% de sua vegetação original (TEIXEIRA; GONZAGA, 1985).

Frente aos distúrbios antrópicos atuais, a capacidade e velocidade de previsão das teorias ecológicas precisa ser melhorada (PETERS, 1991) para que questões importantes possam ser respondidas pela ecologia de comunidades. Entre elas, a relação entre diversidade e funcionamento do ecossistema é um tópico em constante debate (RICOTTA, 2005), pois estudar o funcionamento dos ecossistemas é um grande desafio, visto que, devido à grande complexidade de interações, torna-se quase impossível abranger a biodiversidade em toda sua extensão (VANDEWALLE et al., 2010).

No entanto, autores modernos afirmam que medidas de diversidade que avaliem informações relativas às relações filogenéticas das espécies (WEBB, 2000; RICOTTA, 2005) e/ou as características funcionais das mesmas (DÍAS; CABIDO, 2001; PETCHY; GASTON, 2006) proveem melhores análises sobre o funcionamento das comunidades do que as medidas tradicionais.

Uma nova abordagem prioriza a avaliação da diversidade como diretriz dos processos que ocorrem nas comunidades, no qual o principal objetivo é compreender o papel que cada espécie desempenha dentro de uma dada comunidade e desta forma prever as consequências de alterações na composição desta comunidade (HOOPER et al., 2005; HILLEBRAND; MATTHIESSEN, 2009).

Esta nova abordagem é conhecida como Diversidade funcional e pode ser definida como “o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades” (TILMAN; LEHMAN; THOMSON, 1997). Pode-se dizer que comunidades com alta diversidade de traços funcionais irão operar mais eficientemente (TILMAN; LEHMAN; THOMSON, 1997). Portanto, ao estudar a diversidade funcional podemos obter respostas sobre predições de consequências funcionais das mudanças causadas por humanos (LOREAU et al., 2001).

Modificações no habitat podem gerar vários efeitos no padrão de distribuição de algumas espécies (p.e. aves especialistas) que não se adaptam a estas modificações (ALEIXO, 1999). Os efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades de aves tem originado uma imensa quantidade de estudos sobre as mais variadas perspectivas, onde a preocupação central é a de analisar a perda de espécies e a manutenção de metapopulações viáveis em paisagens fragmentadas (STOTZ al., 1996).

As aves possuem uma estreita relação com o tipo de ambiente e seu estado de conservação e são sensíveis à modificação dos habitats (KARR; FREEMARK, 1983), representando bons modelos em trabalhos relacionados às alterações funcionais dos ecossistemas. Portanto conhecer a resposta da avifauna às modificações do habitat pode fornecer embasamento científico para a priorização na conservação dos fragmentos do Centro Pernambuco de Endemismo.

REFERÊNCIAS

- ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **The Condor**, Washington, n. 101, p. 527-548, 1999. Disponível em: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/condor/v101n03/p0537-p0548.pdf>. Acesso em:
- BROWN JÚNIOR, K. S. Historical and ecological factors in the biogeography of aposematic Neotropical butterflies. **American Zoologist**, Utica, v. 22, n. 2, p. 453–471, 1982.
- DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, Cambridge, v.16, n.11, p. 646-655, 2001.
- HEYER, W. R. On frog distribution patterns east of the Andes. In: VANZOLINI, P. E.; HAYER, W. R. (Ed.). **Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1988. p. 245- 274.
- HILLEBRAND, H.; MATTHIESSEN, B. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n.12, p.1405-1419, 2009. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2009.01388.x/pdf>. Acesso em:
- HOOPER, D. U. et. al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, New York, v. 75, n. 1, p.3–35, 2005.
- KARR, J. R.; FREEMARK. K. E. habitat selection and environmental gradients: dynamics in the “stable” tropics. **Ecology**, Washington, v. 64, n. 6, 1481-1494,1983.
- KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 3, n 2, p. 157-164, 1992. Disponível em: <http://www.cef.ulaval.ca/uploads/Membres/Keddy1992.pdf>. Acesso em:
- LIMA, A. R.; CAPOBIANCO, J. P. R. **Mata atlântica: avanços legais e institucionais para a sua conservação**. São Paulo: Instituto Ambiental, 1997. (Documentos ISA, n. 4).
- LOREAU, M. S. et. al. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science**, New York, v. 294, n. 5543, p. 804-808, 2001.
- MYERS, N. et. Al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.
- PETERS, R.H. **A critique for ecology**. Cambridge: University Cambridge. 1991.

- PILLAR, V. P.; SOSINSKI Jr., E. E. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v.14, n.3, p. 323-332, 2003.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006. Disponível em: http://www.owenpetchey.staff.shef.ac.uk/Code/Code/calculatingfd_assets/Petchey%202006%20ELE.pdf. Acesso em:
- PRANCE G. T. Forest refuges: evidences from woody angiosperms. In: Prance G. T. (Ed.). **Biological diversification in the tropics**. New York: Columbia University Press, 1982. p. 137-158.
- RICOTTA, C. Through the jungle of biological diversity. **Acta Biotheoretica**, Leiden, v. 53, n. 1, p. 29-38, 2005.
- SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. The future of Atlantic forest in northeastern Brazil. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 15, n. 4, p. 819-820, 2001.
- STOTZ, D. F. et al. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: The University of Chicago Press, 1996.
- TEIXEIRA, D. M.; GONZAGA, L. P. Uma nova subespécie de *Myrmotherula unicolor* do nordeste do Brasil. **Boletim do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, n. 310, p. 1-16, 1985.
- TILMAN, D.; LEHMAN, C. L.; THOMSON, K. T. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. **Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America**, Washington, v. 94, n. 5, p. 1857-1861, 1997.
- VANDEWALLE, M. et al. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. **Biodiversity and Conservation**, London, v.19, n. 10, p. 2921-2947, 2010.
- WEBB, C. O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **American Naturalist**, Chicago, v. 156, n. 1, p.145-155, 2000.
- WEGE, D. C.; LONG, A.J. **Key areas for threatened birds in the neotropics**. Cambridge: BirdLife International, 1995. (Conservation Series 5).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Estrutura de comunidades florestais

Comunidades biológicas são compostas por um conjunto de populações e espécies que ocorrem em um mesmo lugar ao mesmo tempo e estão conectadas umas às outras por suas interações (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006). Para se entender como estas comunidades estão estruturadas, deve-se conhecer as regras que regem o processo de sua montagem, tais como os padrões observados de riqueza e abundância de espécies, as interações entre elas e as respostas individuais das espécies às condições ambientais (WILSON; GITAY, 1995; KRAFT; VALENCIA; ACKERLY, 2008). Estudos neste sentido normalmente se iniciam pela busca de padrões na comunidade, como por exemplo, formas de crescimento ou tendências similares na riqueza de espécies em diferentes ambientes (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006).

Em adição, diversas teorias tentam explicar padrões de estruturação de comunidades baseadas em características adaptativas ou em dispersão de indivíduos (GRINEL, 1924; GAUSE, 1934; HUBELL, 2001). Assim, quando espécies entram em uma comunidade através de imigração de um pool regional de espécies, esta comunidade pode ser em grande parte moldada por processos aleatórios ou alternativamente, por processos ecológicos. A teoria neutra, considera que todas as espécies são ecologicamente equivalentes e que as comunidades são estruturadas por deriva (estocasticidade demográfica), ou seja, os indivíduos existentes naquela comunidade tiveram igual probabilidade de nascer, reproduzir, morrer e migrar (HUBELL, 2001). Desta forma, há uma saturação na disponibilidade de recursos em uma comunidade e deve-se ocorrer morte de indivíduos ou aumento nos diferentes recursos da comunidade, para que ocorram novas colonizações de indivíduos (HUBELL, 2006).

Porém, de acordo com a teoria do nicho proposta por Grinnel (1924), a distribuição das espécies, está relacionada a barreiras físicas e climáticas, ou seja, as espécies se estabelecerão apenas em habitats onde as condições ambientais locais (filtros) forem propícias à sua sobrevivência e reprodução, neste caso, as espécies desta comunidade tendem a ser mais semelhantes. Posteriormente, outras teorias, enfatizaram interações bióticas (GAUSE, 1934), exclusão competitiva

(GRINNEL, 1917) e similaridade limitante (MACARTHUR; LEVINS, 1967), também como responsáveis pela distribuição de espécies em escala local. Mesmo consideradas extremos opostos, as teorias do nicho e da neutralidade também podem atuar em conjunto na estruturação das comunidades, a qual tem uma série de espécies redundantes e complementares, com suas abundâncias determinadas por condições ambientais e imigrações (GRAVEL et al., 2006; KRAFT; VALENCIA; ACKERLY, 2008).

Particularmente, a estrutura de comunidades animais é altamente dependente da estrutura de comunidades vegetais, a qual vai ser responsável pela heterogeneidade de habitats, e conseqüentemente maior possibilidade de nichos e diversidade de espécies (MAGURRAN, 1988). Assim, a disponibilidade de recursos e a heterogeneidade de habitats são fortes preditores de riqueza de espécies, juntamente com a dieta e hábitos especialistas, especialmente em grandes escalas (BELMAKER; SEKERCIOGLU; JETZ, 2012). Portanto, quanto maior a diversidade de espécies vegetais, maior a variedade de recursos e locais de forrageio, conseqüentemente maior a complexidade estrutural e a riqueza de espécies animais (GIMENES; ANJOS, 2003). Nesse sentido, as aves têm papel importante na explicação dos padrões de riqueza na paisagem e na influência da complexidade/heterogeneidade do habitat (MACARTHUR, J.; MACARTHUR, W., 1961; TEWS et al., 2004).

2.1.1 O papel das aves na estrutura de comunidades

Aves são responsáveis por diversas funções nas comunidades florestais tais como polinização, dispersão de sementes, herbivoria, predação, entre outros, auxiliando na manutenção das comunidades de espécies vegetais (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991; LAURANCE et al., 1998). A presença ou ausência de aves que realizam estas funções podem servir de subsídio para ações de manejo de áreas florestais (MOTTA-JÚNIOR 1990; DONATELLI; COSTA; FERREIRA, 2004). Nesse sentido, existem espécies que possuem funções muito importantes para a estruturação de comunidades, como por exemplo, os animais dispersores de sementes. Em florestas tropicais, mais de 90% das espécies de árvores são dispersas por animais; 56% das angiospermas são dispersas por vertebrados. As aves frugívoras, dispersoras de sementes, são fundamentais para a manutenção da

diversidade de plantas em uma floresta e pode ser uma das funções ecológicas mais influente nos trópicos (SEKERCIOGLU, 2006).

Outro papel importante que as aves desempenham é o controle de presas, como os insetos controlados por aves insetívoras (PERFECTO et al., 2004), e roedores e aves invasoras controladas por raptos (ABRAMSK; ROSENZWEIG; SUBACH, 2002). Similarmente, aves decompositoras ajudam a manter o fluxo de energia em teias alimentares e limitam a propagação de doenças, enquanto que as aves polinizadoras proporcionam polinização de alta qualidade possuindo grande importância ecológica, econômica, evolutiva e de conservação, especialmente em árvores de sub-bosque de florestas tropicais (SEKERCIOGLU, 2006). Portanto, a estrutura de vegetação está fortemente associada à riqueza e a composição de espécies de aves na comunidade (WIENS, 1969; GIMENES; ANJOS, 2003), a qual é influenciada por diversos fatores.

2.1.2 Fatores que influenciam a estrutura de comunidades das aves

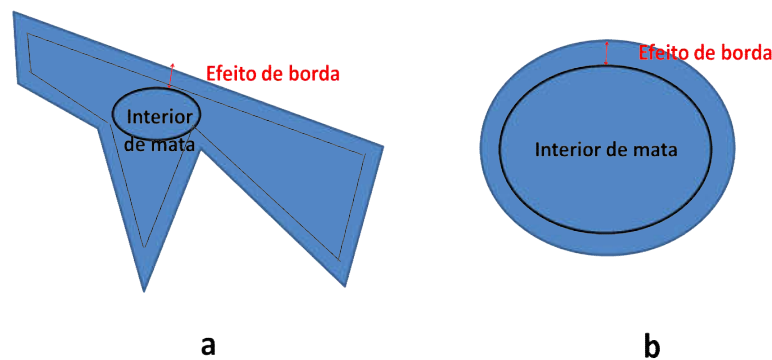
Existem alguns fatores ambientais que influenciam a riqueza e a composição de espécies de aves em um ambiente florestal tais como área e formato da floresta, heterogeneidade dos habitats e grau de isolamento dos fragmentos (GIMENES; ANJOS, 2003; HEIKKINEN et al., 2004; GULDEMOND; VAN ARDE, 2010; CINTRA; NAKA, 2012). De fato, o tamanho da área do fragmento está intimamente ligado à complexidade do habitat, indicando que pequenos fragmentos, independentemente da paisagem, tendem a ter estrutura de habitat mais simples e maiores fragmentos tendem a ter estrutura de habitat mais complexo (WATSON; WHITTAKER; FREUDENBERGER, 2005), podendo abrigar maior diversidade de nichos e consequentemente maior riqueza de aves.

Com base na teoria de biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson (1967), espera-se que o número de espécies de aves de uma floresta diminua com fragmentos menores e com fragmentos mais isolados. O processo de fragmentação leva a uma diminuição da área florestal, afetando não apenas o número, mas também a composição das espécies de aves presentes (GIMENES; ANJOS, 2003).

Similarmente, formas complexas de fragmentos podem contribuir com o aumento da heterogeneidade de ambientes e consequentemente oferecer maior número de recursos e nichos, suportando maior diversidade de espécies

(MACARTHUR, J.; MACARTHUR, W., 1961). Por outro lado, formas menos complexas de fragmentos podem tornar a floresta mais exposta a efeitos de borda (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010). De fato, fragmentos com formato alongado (Figura 1a) têm grande proporção de borda em relação ao núcleo, o que significa maior prejuízo para as aves adaptadas ao interior da floresta (WILCOVE; ROBINSON, 1990; RANTA et al., 1998) enquanto fragmentos florestais com formato circular (Figura 1b) proporcionam maior área de núcleo em relação à borda, o que faz com que menor porção da floresta sofra os danos do efeito de borda (TURTON; FREIBURGER, 1997; PORENSKY; YOUNG, 2013).

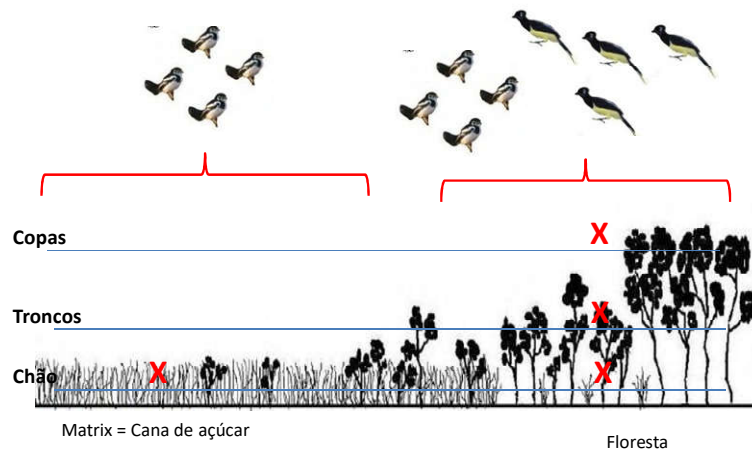
Figura 1 – Formas de fragmentos e seus efeitos de borda. a) Forma irregular alongada, b) Forma circular.



Fonte: Autora, 2014.

O sucesso das aves em obter seus recursos é influenciado pela fisionomia da vegetação, esta fisionomia, corresponde a diferentes microhábitats para as aves (Figura 2), ou seja, quanto maior heterogeneidade do habitat haverá maiores alternativas para diferentes espécies de aves encontrar substratos adequados para suas atividades (HOLMES, 1990).

Figura 2 – Heterogeneidade de habitat



Fonte: Autora, 2014.

Nota: Quanto maior a heterogeneidade dos fragmentos, maior é a quantidade de recursos e consequentemente, maior é o número de espécies.

A diferenciação nas estratégias de uso de recursos em diferentes substratos (alta heterogeneidade) ao longo das espécies, contribui para uma melhor manutenção da diversidade (KRAFT; VALENCIA; ACKERLY, 2008).

Outro fator importante que altera a composição de espécies de aves é o grau de isolamento das florestas. Neste sentido, MacArthur e Wilson (1963) observaram que a avifauna de ambientes insulares tornava-se progressivamente mais empobrecida quanto maior fosse a distância da ilha em relação ao continente. Similarmente, fragmentos florestais circundados por ambientes alterados (matrizes) e isolados de outras florestas tendem a apresentar os mesmos efeitos verificados nos ambientes insulares (TERBORGH et al., 1997).

As matrizes podem representar barreiras de deslocamento significativas para muitas espécies de aves adaptadas ao interior das florestas, impedindo o fluxo de indivíduos entre os fragmentos e diminuindo com o tempo a variabilidade genética dessas populações (SIMBERLOFF; ABELLE, 1982; WATSON; WHITTAKER; FREUDENBERGER, 2005).

Geralmente, todos estes fatores citados acima são potencializados por distúrbios e perturbações antrópicas que levam à perda e fragmentação dos habitats naturais (LOREAU, 2010).

2.2 Efeitos da fragmentação de habitats nas comunidades de aves

Os primeiros estudos sobre os efeitos da fragmentação florestal estão relacionados à teoria de biogeografia de ilhas proposta por MacArthur e Wilson (1967) e aumentaram bastante nas últimas décadas (WATSON; WHITTAKER; FREUDENBERGER, 2005). Muitos desses estudos demonstram que a perda de habitat tem efeitos negativos grandes sobre a biodiversidade, enquanto que o desmembramento do habitat por si só teria efeitos muito fracos, podendo ser visto tanto como positivo como negativo (FAHRIG, 2003). Recentemente trabalhos tem discutido com mais ênfase as respostas das espécies aos problemas causados pela fragmentação dos habitats (FARIA et al., 2007; DIXON; et al., 2009; GULDEMOND, VAN ARARDE, 2010).

Certamente, os efeitos biológicos e físicos da fragmentação acabam levando à diminuição do tamanho das populações, aumentando a ocorrência de deleções genéticas e o risco de rápidas extinções diante de eventos estocásticos (SIMBERLOFF, 1994). Em relação às aves, espécies que requerem grandes áreas de uso não sobrevivem em pequenos fragmentos (BIERREGAARD et al., 1992). Em um habitat florestal fragmentado, pode ocorrer a perda de grandes predadores, como os rapinantes, levando a um aumento na população de dispersores de sementes (frugívoros), que por sua vez, pode afetar a composição de espécies de árvores na floresta. Esse evento cascata afeta o funcionamento e estrutura dos ecossistemas (TERBORGH; 1992).

Grandes frugívoros, que necessitam de diferentes espécies vegetais frutificando em diferentes estações do ano, só ocorrem em grandes florestas e são sensíveis a fragmentação (WILLIS, 1979). Outras espécies bastante susceptíveis são as que se associam em grupos de forrageamento, como os bandos mistos e os seguidores de formigas. Por outro lado, espécies omnívoras e que se adaptam bem a ambientes alterados podem se beneficiar com a fragmentação (GIMENES; ANJOS, 2003).

A perda de espécies é muitas vezes não aleatória, em resposta particular aos impactos antrópicos (OSTFELD; LOGIUDICE, 2003). Cada vez mais, modelos e estudos empíricos sugerem que a identidade e a ordem da perda ou ganho de espécies causem efeitos sobre o funcionamento das comunidades (LYONS; SCHWARTZ, 2001; SMITH; KNAPP, 2003).

Seqüências de extinção podem ter grandes efeitos, se a perda de espécies estiver associada a perda de interações inter-específicas, essas interações aumentam o número de funções através da complementaridade, tendo como consequência, comunidades com baixa diversidade, nas quais faltam grupos funcionais que são encontrados em assembléias com maior diversidade (ZAVALETA; HULVEY, 2004).

Não obstante, a fragmentação florestal é um fenômeno comum nas regiões tropicais que ameaça a biota florestal (TABARELLI; LOPES; PERES, 2008) e vem crescendo em taxas alarmantes em todo o mundo (MYERS et al., 2000; TABARELLI et al., 2005). Nos anos de 1970 e 1980, o advento do agronegócio fez crescer a fragmentação das florestas tropicais em grande escala no Brasil (FEARNSIDE, 1987) e a Mata Atlântica sofreu muito com isso (BROCKERHOFF et al., 2013).

2.2.1 Mata Atlântica

A Mata Atlântica Brasileira é considerada um *hotspot* de biodiversidade por possuir um elevado número de espécies endêmicas e devido a grande perda de habitats (MYERS et al., 2000). Pode-se destacar 2.7% do total global de plantas endêmicas e 2.1% de vertebrados endêmicos nesta região, o que o deixa em quarto lugar, possuindo a maior concentração de espécies endêmicas dos hotspots (MYERS et al., 2000). Esta grande diversidade está atribuída principalmente a sua localização geográfica e a seus gradientes latitudinal, longitudinal e de altitude (SILVA; CASTELETTI, 2003).

A Mata Atlântica devido à intensa perda florestal hoje possui apenas 11,7% de sua vegetação original, predominando remanescentes pequenos (<50 ha), que perfazem 20.2% dos remanescentes florestais totais, enquanto que os grandes fragmentos (>10.000ha) perfazem apenas 0.03% dos remanescentes totais (RIBEIRO et al., 2009). A maioria destes fragmentos está isolada e é composta por florestas secundárias em estágios sucessionais iniciais a médios (METZGER et al., 2009). Diversos estudos já foram feitos sobre os efeitos da fragmentação sobre as aves em fragmentos de Mata Atlântica (WILLIS, 1979; ALEIXO; VIELLIARD, 1995; GALETTI; ALVES-COSTA; CAZETTA, 2003; MALDONADO-COELHO; MARINI, 2003; RIBON; SIMON; MATTOS, 2003). Estudos mais recentes ampliaram a

avaliação para estes efeitos em escala macro regional (METZGER et al, 2009; RIBEIRO et al., 2009; LOBO-ARAÚJO, 2013).

Por existir uma grande quantidade de espécies endêmicas, uma das propostas mais aceitas para se caracterizar áreas de endemismos na Mata Atlântica para as aves, delimitou quatro áreas de endemismo conhecidas como Centro da Bahia, Costa da Bahia, Serra do Mar e Pernambuco (SILVA; SOUSA; CASTELLETTI, 2004).

2.2.2 Centro Pernambuco de Endemismo (CPE)

O Centro Pernambuco de Endemismo (SILVA; CASTELETTI, 2003) inclui florestas semidecíduas e decíduas que seguem a costa do Atlântico, ao norte do rio São Francisco. Ele está inserido nos estados da Paraíba, Pernambuco e Alagoas (SILVA; SOUSA; CASTELLETTI, 2004) e é considerado o centro mais ameaçado e fragmentado entre todos os centros da Mata Atlântica (SILVA; TABARELLI, 2001). Recentemente o CPE, vem sendo também chamado de Refúgio Pernambuco (CARNAVAL; MORITZ, 2008). Esta região abriga um grande número de espécies de aves ameaçadas de acordo com a BirdLife International (THREATENED..., 2000) e o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2003).

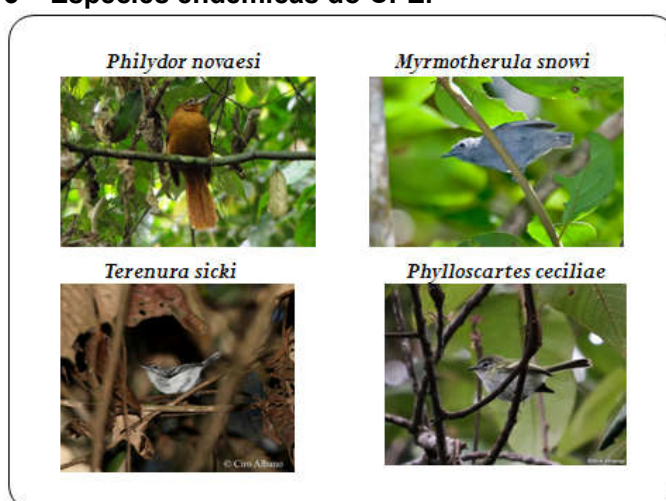
O Centro Pernambuco é um dos setores da floresta Atlântica brasileira que mais cedo sofreu um processo intenso e, em larga escala, de conversão da floresta em áreas agrícolas e urbanas. Desde o século XVI a floresta é convertida em lavoura de cana-de-açúcar e pasto, mas o processo de expansão da lavoura canavieira teve maior intensidade na década de 70, com os incentivos para a produção de álcool (RANTA et al., 1998; SILVA; TABARELLI, 2000; GOERCK; WEGE, 2005). Nesta época, quase todos os grandes remanescentes de floresta desapareceram. Estima-se que exista menos de 5% de sua floresta original (GALINDO-LEAL; CAMARA, 2003), a qual é composta por fragmentos florestais muito pequenos e isolados (GASCON; WILLIAMSON; FONSECA, 2000).

As florestas do centro de Pernambuco originalmente cobriam 56.000 km², ou seja, 4,6% de toda a Mata Atlântica. Os principais tipos eram florestas de transição (34,9%), florestas semidecíduas (28,4%) e florestas ombrófilas abertas (20,5%). Dados de imagens de satélite, mostraram que em 1995 remanescentes cobriam apenas 2.124 km² (SILVEIRA; OLMOS; LONG, 2003).

No Centro Pernambuco as áreas mais importantes para a conservação, são aqueles remanescentes onde ocorrem os endemismos mais ameaçados (p. ex. cara-suja *Pyrrhura anaca*, limpa-folha-do-nordeste *Philydor novaesi*, choquinha-de-alagoas, *Myrmotherula snowi*, zidedê-do-nordeste, *Terenura sicki* e cara-pintada *Phylloscartes ceciliae*) (OLMOS, 2005). Neste sentido, uma das regiões do CPE, onde estes remanescentes ainda resistem é a região do Complexo Murici, no estado de Alagoas, que abriga o maior numero de aves ameaçadas das Américas (SILVEIRA; OLMOS; LONG, 2003).

De acordo com Barnett, Carlos e Roda e colaboradores em 2005, os esforços de conservação na região de Murici tiveram início na década de 1980 após a descoberta de quatro novas espécies de aves (Figura 3): *Philydor novaesi* (TEIXEIRA; GONZAGA, 1983b), *Terenura sicki* (TEIXEIRA; GONZAGA 1983a), *Myrmotherula snowi* (TEIXEIRA; GONZAGA 1985), e *Phylloscartes ceciliae* (TEIXEIRA, 1987).

Figura 3 – Espécies endêmicas do CPE.



Fonte: Internet Bird Colection (IBC)

Estes esforços resultaram na criação de uma Área de Proteção Ambiental estadual - APA de Murici (GOERCK, 1995) e de uma Estação Ecológica federal (MENEZES; CAVALCANTE; AUTO, 2004). No entanto, desde a década de 1970, as florestas de Murici, estão dando lugar a plantações de cana-de-açúcar e pecuária, restando apenas 2% da cobertura florestal (TEIXEIRA; GONZAGA, 1985) desta área de grande diversidade (ROBERTO et al., 2010).

2.3 Medidas de diversidade

Neste sentido, um dos desafios da ecologia é entender como a alteração de habitats afeta a biodiversidade. E esta diversidade pode variar de acordo com a escala utilizada, podendo-se distinguir três tipos de diversidade: alfa (α), beta (β) e gama (γ). A diversidade α , ou local, corresponde à diversidade dentro de um habitat ou comunidade. A diversidade γ , ou regional, corresponde à diversidade de uma grande área, bioma, continente, ilha, etc. A diversidade β corresponde à diversidade entre habitats (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006).

Essas medidas tradicionais de diversidade assumem que todas as espécies e indivíduos são iguais (MAGURRAN, 2004). Por exemplo, duas espécies (A e B) pesando 20 g e 130 kg, de hábitos arborícolas e terrícolas, especialista e generalista, respectivamente, são consideradas idênticas. No entanto, para se evitar que espécies totalmente diferentes sejam consideradas idênticas, pode-se incluir a contribuição relativa de cada espécie (como altura e biomassa ou contagem do número de indivíduos) e para se incluir essa contribuição, são utilizados os índices de diversidade propostos por Shannon e Simpson (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009).

É fato que as tradicionais medidas de diversidade, que utilizam apenas a riqueza de espécies são consideradas estimativas pouco preditivas da estrutura e do funcionamento das comunidades (RICOTTA, 2005b). Desta forma, autores como Días e Cabido (2001) e Petchey e Gaston (2006) afirmam que medidas de diversidade que avaliem as características funcionais conseguem fazer melhores análises do que as medidas tradicionais. Elas são chamadas de medidas de diversidade funcional e podem ser utilizadas para entendermos como as comunidades locais são estruturadas, através da medição das características funcionais de cada espécie (WEIHER; KEDDY 1999, PETCHEY et al., 2007).

2.3.1 Medidas de diversidade funcional

A diversidade funcional tem o potencial de conectar variações morfológicas, fisiológicas e fenológicas entre os indivíduos nos processos e padrões do ecossistema e pode ser usada em estudos com enfoque no funcionamento dos ecossistemas ao longo de gradientes ambientais, bem como frente a mudanças de disponibilidade de recursos e de estrutura de habitat (GÓMEZ et al., 2010). Assim, a

diversidade funcional pode nos dar informações sobre como as espécies compensam a perda de outra espécie. Podemos considerar, portanto, que algumas espécies são funcionalmente semelhantes, e outras são funcionalmente diferentes (PETCHEY; O'GORMAN; FLYNN, 2009). Neste sentido, espécies similares acessam o mesmo conjunto de recursos e se uma destas espécies desaparecer outras espécies com funções similares aumentam o uso desses mesmos recursos, ocorrendo, portanto uma perda pequena na diversidade funcional da comunidade (DÍAS; CABIDO, 2001).

No entanto, se as espécies que desaparecerem forem muito diferentes das outras em suas características funcionais, a diversidade funcional e a utilização do conjunto de recursos vai diminuir em conjunto, levando a uma redução nos processos do ecossistema. Assim, a diversidade funcional é uma medida da diversidade que implicitamente incorpora alguns mecanismos de interações ecológicas entre as espécies (PETCHEY; O'GORMAN; FLYNN, 2009) prevendo as consequências funcionais das mudanças causadas pelo homem (LOREAU et al., 2001).

Além disso, a abordagem funcional está baseada na teoria de nicho ecológico (HUTCHINSON, 1959) que considera as espécies como entidades heterogêneas, as quais respondem diferentemente às condições ambientais, mudando o foco da espécie em si para seus traços funcionais. Ou seja, a ideia central da abordagem funcional é que traços, não entidades taxonômicas, são as unidades fundamentais selecionadas através de filtros ambientais (WEIHER; CLARKE; KEDDY, 1998). Desta perspectiva funcional surge o interesse em classificar espécies em grupos que se relacionam diretamente com as funções do ecossistema. Assim, grupos funcionais podem ser definidos como um conjunto de espécies com ou sem afinidades filogenéticas, que têm traços funcionais similares e que respondem de forma parecida às condições ambientais (LAVOREL et al., 1997).

Atualmente, diversas medidas de diversidade funcional estão disponíveis na literatura. A medida da riqueza de grupos funcionais (FGR, *functional group richness*) foi a primeira medida proposta e ela agrupa as espécies através de algum método de classificação, deixando as espécies mais similares dentro de um mesmo grupo (DÍAZ; CABIDO, 2001). Essa medida possui algumas limitações importantes, uma delas é que não se sabe até que ponto espécies são consideradas idênticas e redundantes para fazerem parte de um mesmo grupo, sendo necessário tomar

várias decisões sobre as diferenças funcionalmente significativas das espécies (PETCHEY; GASTON, 2006). Uma outra medida, a FAD (*functional attribute diversity*), foi a primeira medida proposta obtida das características funcionais das espécies (WALKER; KINZIG; LANGRIDGE, 1999) e é calculada através da média da distância entre espécies num espaço multidimensional (PETCHEY; O'GORMAN; FLYNN, 2009). A medida Rao (Q) é semelhante a anterior, porém utiliza a abundância das espécies (RAO, 1982). Recentemente foi proposta uma nova versão da Q, utilizando valores arbitrários de ponderação ao invés de usar abundância relativa (WEIGELT et al., 2008). Por último, a medida FD (*Functional Diversity*) incorpora alguns mecanismos de interações ecológicas entre espécies. Em adição, ela fornece uma abordagem geral sobre a adição de características de indivíduos às propriedades das comunidades. Isto faz com que a FD seja potencialmente um poderoso conceito de ecologia (PETCHEY; O'GORMAN; FLYNN, 2009). Pois, quando ocorrem extinções, as medidas de diversidade funcional devem diminuir e quando ocorrem adições de espécies, essas medidas devem aumentar, uma vez que a relação entre riqueza e diversidade funcional é positiva (RICOTTA, 2005a). Neste sentido, a medida FD é uma das duas únicas que leva em conta esse critério (PETCHEY; O'GORMAN; FLYNN, 2009).

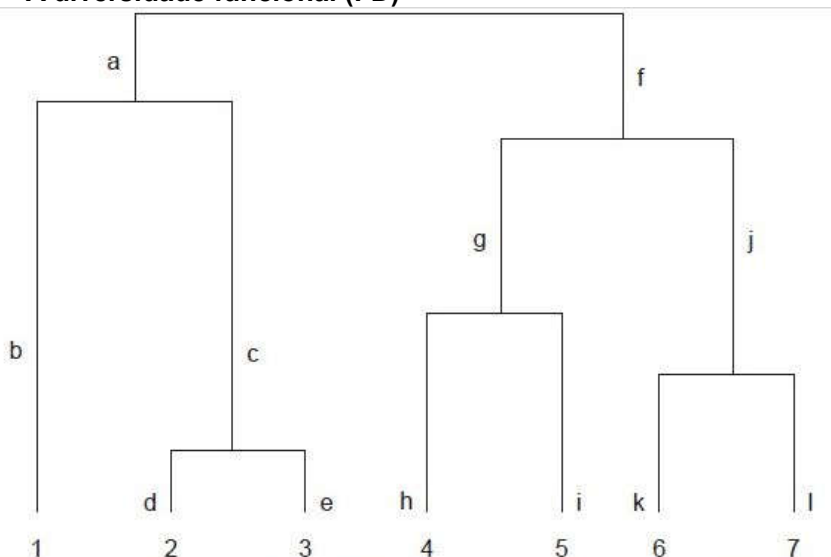
2.3.2 Diversidade Funcional (FD)

Para se medir a FD, são necessárias, informações funcionais apropriadas sobre as espécies. Dependendo do grupo a analisar (vegetais ou animais) a quantidade e tipos de traços escolhidos se diferenciam. Para animais, importantes coletas de traços funcionais, seriam os recursos utilizados, forrageio observado, ou também análise do conteúdo do intestino, bem como pode-se utilizar traços como a morfologia dental (PETCHEY; GASTON, 2006). Portanto, previamente deve-se construir uma matriz de características funcionais *versus* espécies e posteriormente converter essa matriz em uma matriz de distância (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009).

Desta forma, para dados contínuos a matriz de distância euclidiana é a mais adequada enquanto para dados contínuos e categóricos juntos, o ideal seria utilizar a distância de Gower (PAVOINE et al., 2009). Após a construção da matriz de distância deve-se produzir o dendrograma utilizando o UPGMA como método

padrão, conforme sugerido por Podani e Schmera (2006), e por último somar o comprimento dos braços do dendrograma (PETCHEY; GASTON, 2002) (Figura 4). Nesta forma de cálculo o dendrograma funcional descreve as relações funcionais entre as espécies em uma região e é construído a partir das características das espécies das comunidades locais (PETCHEY; O'GORMAN; FLYNN, 2009).

Figura 4 – A diversidade funcional (FD)



Fonte: Cianciaruso, Silva e Batalha, 2009.

Nota: É igual a soma de todos os braços necessários para conectar as espécies presentes em uma dada comunidade. Por exemplo, uma comunidade formada pelas espécies 1, 2, 5 e 6 terá uma FD igual a $b+a+c+d+f+g+i+k$.

Assim, se o valor da FD for igual a zero, significa que aquela comunidade foi estruturada baseada na teoria neutra, ou seja, a distribuição das espécies foi aleatória, ou seja, por dispersão, reprodução e morte dos indivíduos (OSTLING, 2005).

Por outro lado, se o valor da FD for diferente de zero, significa que aquela comunidade pode ter sido estruturada baseada na teoria de nicho, de duas maneiras: a) pela hipótese do filtro ambiental ($FD < 0$), em que espécies coexistentes tendem a ser mais similares do que se esperaria ao acaso, as condições ambientais atuam como um filtro selecionando e possibilitando a persistência de um espectro relativamente pequeno de traços funcionais das espécies (KEDDY, 1992) ou b) pela hipótese da similaridade limitante entre as espécies ($FD > 0$), assumindo a maior coexistência de espécies ecologicamente diferentes entre si (MACARTHUR; LEVINS, 1967).

Em relação à medida de diversidade funcional, diversos estudos avaliam a influência de alterações antrópicas na diversidade funcional (FLYNN et al., 2009; BIHN; GEBAUER; BRANDL, 2010; BARRÁGAN et al., 2011) e tem concluído que as atividades humanas resultam na perda ou adição de espécies com certos traços funcionais, modificando o funcionamento dos ecossistemas (KREMEN, 2005). Entretanto, nosso entendimento sobre a magnitude dos efeitos das mudanças na diversidade funcional e seus impactos na dinâmica de processos ecológicos ainda é limitado (BARRAGÁN et al., 2011).

Diversos estudos também sugerem a associação entre diversidade funcional de aves e variáveis ambientais, a fim de prever a resposta das aves frente a mudanças nas condições ambientais (PETCHEY et al., 2007; CLOUGH et al., 2009; GÓMEZ et al., 2010). Alguns destes estudos foram feitos no Brasil, no Cerrado (BATALHA; CIANCIARUSO; MOTTA-JUNIOR, 2010), na Amazônia (HIDASE-NETO et al., 2012) e na Mata Atlântica (TRINDADE-FILHO et al., 2012), no entanto, não existem estudos sobre a diversidade funcional em uma região tão fragmentada como o Centro Pernambuco de Endemismo.

As aves exibem a mais diversa gama de funções ecológicas entre os vertebrados e servem como importante representante da biodiversidade de uma área (SEKERCIOGLU, 2006), bem como é um excelente grupo para compreender as variações das estruturas florestais (MASON, 1996; BARLOW; PERES, 2004) e assembleias ecológicas através do espaço e do tempo, uma propriedade fundamental do mundo natural (BROWN, 1995; GASTON; SPICER, 2003).

REFERÊNCIAS

- ABRAMSKY, Z.; ROSENZWEIG, M. L.; SUBACH A. The costs of apprehensive foraging. **Ecology**, Washington, v. 83, n. 5, p. 1330-1340, 2002.
- ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 12, n. 3, p. 493-511, 1995.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, Copenhagen, v. 119, n. 6, p. 918-926, 2010.
- BARLOW, J.; PERES, C. A. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. **Ecological Applications**, New York, v.14, n. 5, p. 1358–1373, 2004.
- BARRAGÁN, F. et al. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 6, n. 3, e17976, 2011.
- BARNETT, J. M.; CARLOS, C. J.; RODA, S. A. Renewed hope for the threatened avian endemics of northeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 14, p. 2265–2274, 2005.
- BATALHA, M. A.; CIANCIARUSO, M. V.; MOTTA-JUNIOR, J. C. Consequences of simulated loss of open Cerrado áreas to bird functional diversity. **Natureza e Conservação: Brazilian Journal of Nature Conservation**, São Carlos, v. 8, n. 1, p. 34-40, 2010.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4. ed. Malden: Blackwell Publishing, 2006. p. 738.
- BELMAKER, J.; SEKERCIOGLU, C. H.; JETZ, W. Global patterns of specialization and coexistence in bird assemblages. **Journal of Biogeography**, Oxford, v, 39, p. 193-203, 2012.
- BIERREGAARD, R. O. et al. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. **Bioscience**, Washington, v. 42, n. 11, p. 859, 1992.
- BIHN, J. H.; GEBAUER, G.; BRANDL, R. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. **Ecology**, Washington, v. 91, n.3, p. 782–792, 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lista nacional das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**. Brasília, DF, 2003. Disponível em: <http://www.abrase.com.br/arquivos/documentos%20administrativos/LISTA%20NACIONAL%20OFICIAL%20ANIMAIS%20AMEACADOS.pdf> . Acesso em:

- BROCKERHOFF, E. G. et al. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 43–50, 2013.
- BROWN, J. H. **Macroecology**. Chicago: University of Chicago Press, Chicago, 1995.
- CARNAVAL, A. C.; MORITZ, C. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, California, v. 35, 1187–1201, 2008.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotrópica**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.
- CINTRA, R.; NAKA, L. N. Spatial variation in bird community composition in relation to topographic gradient and forest heterogeneity in a Central Amazonian rainforest. **International Journal of Ecology**, New York, p. 1-25, 2012.:
- CLOUGH, Y. et al. Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 5, p. 1032–1041, 2009.
- DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, Cambridge, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.
- DIXO, M. et al. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, v. 8, p.1560-1569, 2009.
- DONATELLI, R. J.; COSTA, T. V. V.; FERREIRA, C. D. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 21, n. 1, p. 97-114, 2004.
- FARIA, D. et al. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, p. 2335-2357, 2007.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FEARNSIDE, P. M. Deforestation and international economic development projects in Brazilian Amazonia. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 1, n. 3, p. 214-221, 1987.
- FLYNN, D. F. B. et al. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 1, p. 22-23, 2009.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C. P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithochoric fruits. **Biological Conservation**, Essex, v. 111, n. 2, p. 269-293, 2003.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G., Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook**. Washington: Island Press, 2003. p 3–11.

GASCON, C.; WILLIAMSON B.; FONSECA G. A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, New York, v. 288, n. 5470, p. 1356-1358, 2000.

GASTON, K. J.; SPICER, J. **Biodiversity: an Introduction**. Oxford: Blackwell Science, 2003.

GAUSE, I. **The struggle for existence**. Baltimore: Williams & Wilkins, 1934.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.

GOERCK, J. M. **Birds of Atlantic forest of Brazil: patterns of rarity and species distribution along an elevational gradient**. 1995. Thesis - University of Missouri, St. Louis, 1995.

GOERCK, J. M.; WEGE, D. C. The Challenge of Implementing the Important Bird Area Program in a Megadiversity and Mega-threatened Country. In: RALPH, C. J.; RICH, T. D. (Ed.). **Bird Conservation Implementation and Integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference, 2002, Asilomar, California**. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191. Albany: Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research station, 2005. p. 1250-1255(GTR-191). Disponível em: http://www.fs.fed.us/psw/publications/documents/psw_gtr191/psw_gtr191_1250-1255_goerck.pdf?

GÓMEZ, J. P. et al. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and hábitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 79, n. 6, p. 1181-1192, 2010.

GRAVEL, D. et al. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, n. 4, p. 399-409, 2006.

GRINNELL J. The niche-relationship of the California thrasher. **The Auk**, Washington, v. 34, p. 427-33, 1917.

GRINNELL, J. Geography and evolution. **Ecology**, Washington, v. 5, n. 3, p. 225-229, 1924.

GULDEMOND, R. A. R.; VAN ARARDE, J. Forest patch size and isolation as drivers of bird species richness in Maputaland, Mozambique. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 37, n. 10, p.1884-1893, 2010.

HEIKKINEN R. K. et al. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. **Journal of Applied Ecology**, New York, v. 41, n. 5, p. 824-835, 2004.

HIDASE-NETO, J. et al. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. **Animal Conservation**, London, v. 15, n. 4, p. 407, 2012.

HOLMES, R.T. Food resource availability and use in forest bird communities: a comparative view and critique. In: KEAST, A. **Biogeography and ecology of forest bird communities**. The Hague: SPB Academic Publishing, 1990. cap. 27, p. 387-393.

HUBBELL, S. P. Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. **Ecology**, Washington, v. 87, n. 6, p. 1387-1398, 2006.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**, New Jersey: Princeton University Press, 2001.

HUTCHINSON, G. E. Homage to Santa Rosalia, or why there are so many kinds of animals? **American Naturalist**, Chicago, v. 93, n. 870, p. 145-159, 1959.

KEDDY, P. A. Assembly and response rules: Two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, Perth, v. 3, n. 2, p. 157-164, 1992.

KRAFT, N. J. B.; VALENCIA, R.; ACKERLY, D. D. Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. **Science**, New York, v. 322, n. 5901, p. 580-582, 2008.

KREMEN, C. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, n. 5, p. 468-479, 2005.

LAURANCE, S. G. et al. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 12, n. 2, p. 460-464, 1998.

LAVOREL, S. et al. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 12, n. 12, p. 474-478, 1997.

LOBO-ARAUJO, L. W. et al. Bird communities in three forest types in the Pernambuco Centre of Endemism, Alagoas, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 103, n. 2, p. 85-96, 2013.

LOREAU, M. S. et al. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science**, New York, v. 294, n. 5543, p. 804-808, 2001.

LOREAU, M. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, London, v. 365, n. 1537, p. 49-60, 2010.

LYONS K. G.; SCHWARTZ, M. W. Rare species loss alters ecosystem function: invasion resistance **Ecology Letters**, Oxford, v. 4, n. 4, p. 358-365, 2001.

MACARTHUR, J.; MACARTHUR, W. On bird species diversity. **Ecology**, Washington, v. 42, n. 3, p. 594-598, 1961.

MACARTHUR, R. H.; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **The American Naturalist**, Chicago, v. 101, n. 921, p. 3377-385, 1967.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution: International Journal of Organic Evolution**, Lancaster, v. 17, n. 4, p. 373-387, 1963.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. New Jersey: Princeton University Press, 1967.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. p 179, 1988.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell, 2004. p 256.

MALDONADO-COELHO, M.; MARINI, M. A. Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 43, n. 3, p. 31-54, 2003.

MASON, D. Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. **Biotropica**, Washington, v. 28, n. 3, p. 296-309, 1996.

MENEZES, A. F.; CAVALCANTE, A. T.; AUTO, P. C. C. **A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Estado de Alagoas**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2004.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. **Biology Conservation**, Cambridge, v. 142, n. 6, 1166-1177, 2009.

MOTTA-JUNIOR, J. C. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres da região central do estado de São Paulo. **Ararajuba**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 65-71, 1990.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, 2000.

OLMOS, F. Aves ameaçadas, prioridades e políticas de conservação no Brasil. **Natureza & Conservação: Brazilian Journal for Nature Conservation**, Rio de Janeiro, v. 3, n. 1, p. 21-42, 2005.

OSTFELD, R. S.; LOGIUDICE, K. Community disassembly, biodiversity loss, and the erosion of an ecosystem service. **Ecology**, Washington, v. 84, n. 6, p. 1421-1427, 2003.

OSTLING, A. Ecology: neutral theory tested by birds. **Nature**, London, v. 436, p. 635-636, 2005.

PAVOINE, S. et al. On the challenge of treating types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos**, Copenhagen, v. 118, n. 3, p. 391-402, 2009.

PERFECTO, I. et al. Greater predation in shaded coffee farms: the role of resident Neotropical birds. **Ecology**, Washington, v. 85, n. 10, p. 2677-2688, 2004.

PETCHEY, O. L. et al. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 76, n. 5, p. 977-985, 2007.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. **Ecology Letters**, Oxford, v. 5, n. 3, p. 402-411, 2002.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, n.6, p. 741-758, 2006.

PETCHEY, O. L.; O'GORMAN, E. J.; FLYNN, D. F. B. A functional guide to functional diversity measures. In: NAEEM, D. **Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing**: an ecological and economic perspective. Oxford: Oxford Scholarship On-line, 2009. chap. 4, p. 49-59.

PODANI, J.; SCHMERA, D. On dendrogram-based measures of functional diversity. **Oikos**, Copenhagen, v. 115, n. 1, p. 179-185, 2006.

PORENSKY, L. M.; YOUNG, T. P. Edge-effect interactions in fragmented and patchy landscapes. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 27, n. 3, p. 509-519, 2013.

RANTA, P. et al. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, 385-403, 1998.

RAO, C. R. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. **Theoretical Population Biology**, New York, v. 21, n. 1, p. 24-43, 1982.

RICOTTA, C. A note on functional diversity measures. **Basic and Applied Ecology**, Jena, v. 6, n. 5, p. 479-486, 2005a.

RICOTTA, C. Through the jungle of biological diversity. **Acta Biotheoretica**, Leiden, v. 53, n. 1, p. 29-38, 2005b.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biology Conservation**, Cambridge, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

- RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G. T. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 17, n. 6, p. 1827-1839, 2003.
- ROBERTO, I. J. et al. *Dipsas sazimai* Fernandes, Marques & Argolo, 2010 (Squamata: Dipsadidae): Distribution extension and new State record. **Check List: Journal of Species Lists and Distribution**, [São Paulo], v. 10, n. 1, p. 209-210, 2010.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.
- SEKERCIOGLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends of Ecology & Evolution**, Amsterdam, v.21, n. 8, p. 464-471, 2006.
- SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. The future of Atlantic forest in northeastern Brazil. **Conservation Biology**, Cambridge, v.15, n. 4, p. 819-820, 2001.
- SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, n. 6773, p. 72-74, 2000.
- SILVA, J. M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil, p 43-59. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook**. Washington: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 2003. p. 43-59.
- SILVA, J. M. C.; SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 13, n. 1, p. 85-92, 2004.
- SILVEIRA, L. F.; OLMOS, F.; LONG, J. Birds in Atlantic Forest fragments in northeast Brazil. **Cotinga**, v. 20, p. 32-46, 2003.
- SIMBERLOFF, D. S.; ABELLE, L. G. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. **The American Naturalist**, Chicago, v. 120, n. 1, p. 41-50, 1982.
- SIMBERLOFF, D. S. The ecology of extinction. **Acta Palaeontologica Polonica**, Varsóvia, v. 38, p. 159-174, 1994.
- SMITH, M. D.; KNAPP, A. K. Dominant species maintain ecosystem function with non-random species loss **Ecology Letters**, Oxford, v. 6, n. 6, p. 509-517, 2003.
- TABARELLI, M. et al. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 19, n. 3, p. 695-700, 2005.

- TABARELLI, M.; LOPES, A. V.; PERES, C. A. Edge-effects drive forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008.
- TEIXEIRA, D. M. A new tyrannulet (*Phylloscartes*) from northeastern Brazil. **Bulletin of the British Ornithologists' Club**, [London], v. 107, 37-41, 1987.
- TEIXEIRA D. M.; GONZAGA, L. P. A new antwren from northeastern Brazil. **Bulletin of the British Ornithologists' Club**, [London], v. 103, 133-135, 1983a.
- TEIXEIRA, D. M.; GONZAGA, L. P. Uma nova subespécie de *Myrmotherula unicolor* do nordeste do Brasil. **Boletim do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, n. 310, 1-16, 1985.
- TEIXEIRA, D. M.; GONZAGA, L. P. Um novo Furnariidae do nordeste do Brasil: *Philydor novaesi* sp. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v.124, 1-22, 1983b.
- TERBORGH, J. Maintenance of Diversity in Tropical Forest. **Biotropica**, Washington, v. 24, n. 2b, p. 243-292, 1992.
- TERBORGH, J. et al. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.) **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. cap. 17, p. 256-274, 1997.
- TEWS, J. et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 31, v. 1, p. 79-92, 2004.
- THREATENED birds of the world: the official source for birds on the IUCN red list. Project managers and senior editors, Alison J. and David R. Capper; additional editors Guy C. L. Dutson [et al.]; maps by Tim Morriseu with contributions from David S. Butler [et al.]; with major sponsorship from the 1998 British Birdwatching Fair. Cambridge: BirdLife International: Barcelona: Lynx Edicions, 2000.
- TRINDADE FILHO, J. et al. Using indicator groups to represent bird phylogenetic and functional diversity. **Biological Conservation**, Essex, v.146, n. 1, p. 155-162, 2012.
- TURTON, S. M.; FREIBURGER, H. J. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, northeastern Australia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.) **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press. cap. 4, p 45-54, 1997.
- WALKER, B.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, New York, v. 2, p. 95-113, 1999.

WATSON, J. E. M.; WHITTAKER, R. J.; FREUDENBERGER, D. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 32, n. 8, p. 1353-1370, 2005.

WEIGELT, A. et al. Does biodiversity increase spatial stability in plant community biomass? **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, n. 4, p. 338-347, 2008.

WEIHER, E.; CLARKE, G. D. P.; KEDDY, P. A. Community assembly rules, morphological dispersion, and the coexistence of plant species. **Oikos**, Copenhagen, v. 81, n. 2, p. 309-322, 1998.

WEIHER, E.; KEDDY, P. A. **Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. p. 418.

WIENS, J. An approach to the study of ecological relationships among grassland birds. **Ornithological Monographs**, Washington, n. 8, p. 1-93, 1969.

WILCOVE, D. S.; ROBINSON, S. K. The impact of forest fragmentation on bird communities in Eastern North America. In: KEAST, A. (Ed.). **Biogeography and ecology of forest bird communities**. The Hague: SPB Academic Publishing. cap. 21, p. 319-331, 1990.

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

WILSON, J. B.; GITAY, H. Limitations to species coexistence: evidence for competition from field observations, using a patch model. **Journal of Vegetation Science: Official Organ of the International Association for Vegetation Science**, Knivsta, v. 6, p. 369-376, 1995.

ZAVALETA E. S.; HULVEY K. B. Realistic species losses disproportionately reduce grassland resistance to biological invaders. **Science**, New York, v. 306, n. 5699, p. 1175, 2004.

3 BIRD FUNCTIONAL DIVERSITY IN A HIGHLY FRAGMENTED TROPICAL FOREST

Ana Cecília P. A. Lopes¹, Lahert W. Lobo-Araújo¹, Ana C. Malhado², Márcio A. Efe^{1,*}

¹ Bioecology and Conservation of Neotropical Birds Laboratory – LABECAN/ ICBS, Federal University of Alagoas. Av. Lourival Melo Mota, s/n, Cidade Universitária - Maceió - AL, Brazil, 57072-900.

² Institute of Biological Sciences and Health - ICBS, Federal University of Alagoas/UFAL, Av. Lourival Melo Mota, s/n, Cidade Universitária - Maceió - AL, Brazil, 57072-900.

*Corresponding author – marcio_efe@yahoo.com.br

ABSTRACT

The effects of habitat fragmentation on species are well known. However, there have been few similar studies on functional diversity (FD), a key component for maintaining ecosystem functioning. Moreover, due to a greater dependence on niche partitioning, FD may show different associations with fragment characteristics (e.g. size, shape isolation) than species diversity. Here, we examine the impacts of fragment characteristics on the FD of birds of the Atlantic forest in the Murici region of northeast Brazil, home to the largest number of species of endangered birds in the Americas and one of the highest concentration of threatened birds in the World. First, we tested whether observed levels of FD did not differ from those expected by chance. Second, we quantified the effect of fragment size, shape and degree of isolation on bird FD. Our results indicate that bird FD was different from random expectations. Moreover, only size had influence on FD, shape and degree of isolation of fragments had no measurable influence on FD. These results, indicate that the construction of the local assemblies studied appears to have been influenced by the ecological relationships between species and larger fragments by having a wider range of features show a pattern characterized by differences between groups.

Key words: Fragmentation, Pernambuco Center of Endemism, Community structure, Regional and local conservation, Bird conservation

3.1 Introduction

The effects of habitat fragmentation on species diversity have been intensively investigated (Silveira *et al.* 2003; Silva *et al.* 2004; Barnett *et al.* 2005; Goerk & Wege 2005; Zurita *et al.* 2006; Anjos 2006). In contrast, the impacts of fragmentation on functional diversity (FD) are poorly understood with relatively few studies (Ding *et al.* 2013). Such studies are needed because, by measuring the distribution of traits within a community, FD is more directly related to community assembly and ecosystem function (Girao *et al.* 2007; Cadotte *et al.* 2011).

From a conceptual perspective, functional diversity should, *ceteris paribus*, decrease with fragment size due to the loss of habitat heterogeneity – although this decline will not necessarily follow the same pattern as that seen for species diversity. Indeed, the relationship between taxonomic diversity and functional diversity is complex, depending on how a change in the environment (e.g. loss of area, degradation, increase in isolation) adds or deletes a particular species or suite of species with particular traits (Chown *et al.* 2004).

Furthermore, it has been suggested that communities with greater diversity of functional traits, that is, with a higher functional diversity, will operate more efficiently (Tilman *et al.* 1997). In this sense, FD predict the functional consequences of caused for humans activities (Loreau *et al.* 2001) and provides insight on the future of habitats highly fragmented.

Likewise, effects of habitat fragmentation on bird have been intensively investigated in the literature too (for a review, see Debinski & Holt 2000). However, in Brazil, some studies about functional diversity in birds communities were made in the

Cerrado (Batalha *et al.* 2010), Amazon (Hidase-Neto *et al.* 2012) and Atlantic Forest (Trindade-Filho *et al.* 2012), but none specifically addressed an area of endemism. Certainly, one of the most highly fragmented forest habitats in the world is the Atlantic forest of northeast Brazil (Silva & Tabarelli 2000).

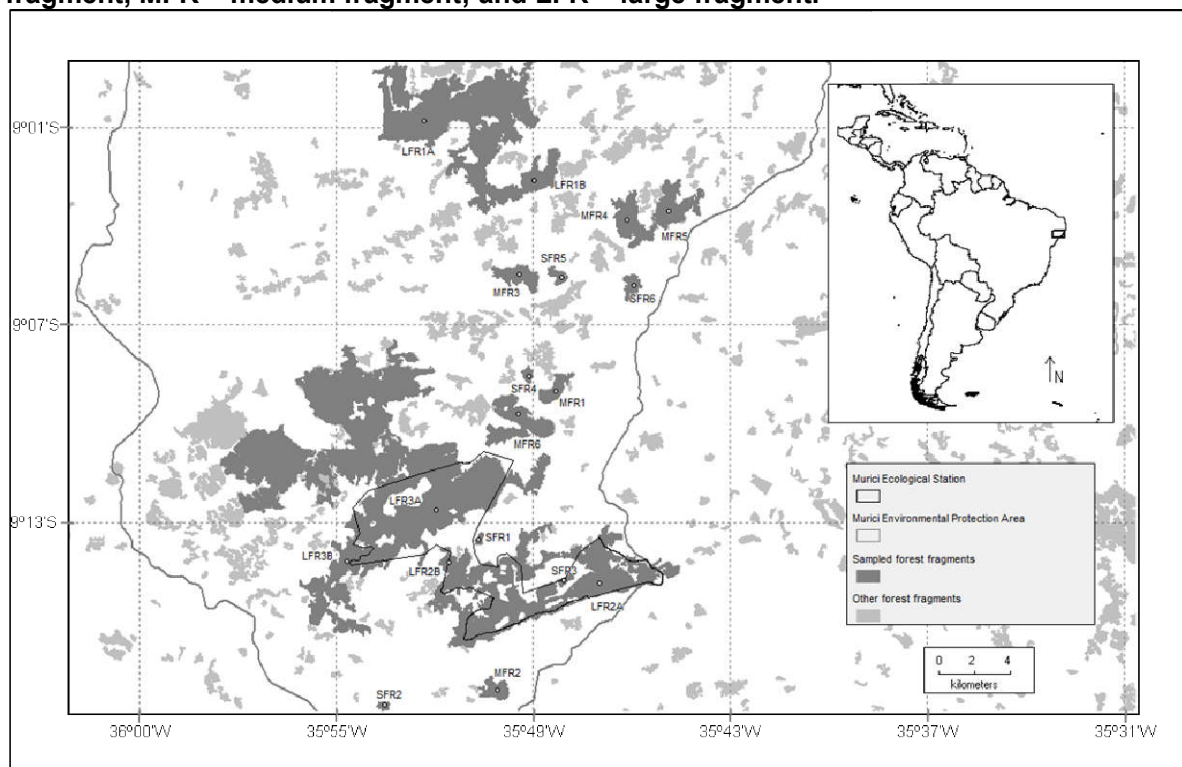
One particular area, known as the Pernambuco Center of Endemism (PCE) *sensu* Silva & Casteleti (2003) or Pernambuco Refuge (Carnaval & Moritz 2008), due to the high proportion of endemic bird species, is one of the most severely affected and least known parts of this forest (Heyer 1988; Lima & Capobianco 1997; Silva & Tabarelli 2001). Moreover, the PCE in general and the highly fragmented forests of Murici, Alagoas, in particular are home to the largest number of species of endangered birds in the Americas (Wege & Long 1995) and probably host the highest concentration of threatened birds in Brazil (BirdLife International 2000).

Therefore, the aim of this study is to assess the relationship between bird functional diversity (FD) and forest fragment characteristics in the Atlantic forest of Murici, northeast Brazil. Specifically, we aim to assess the distribution of traits of the birds found within forest fragments that vary with size, shape and degree of isolation.

3.2 Methods

The study was conducted in forest remnants of Atlantic Forest located within the Murici "Area of Environmental Protection (EPA)" (09 ° 15'14" S, 35 ° 47'59" W). Thus, sampling effort was focused on Dense Ombrophilous Forest fragments to the south of the Pernambuco Center of Endemism (PCE), Alagoas, northeastern Brazil (Figure 5).

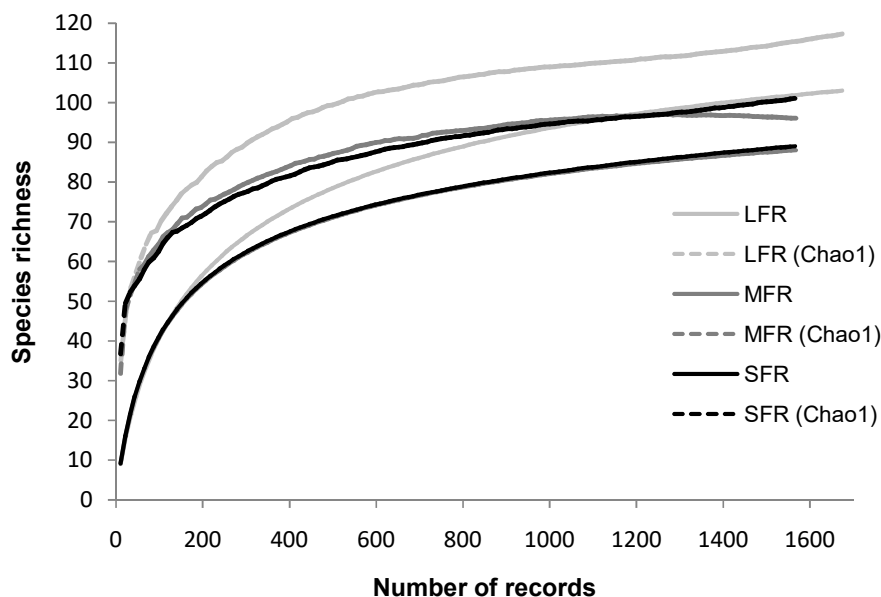
Figure 5 – Map of location and identification of the Atlantic forest fragments sampled in Murici Environmental Protection Area, Alagoas, Brazil. Legend: SFR = small fragment, MFR = medium fragment; and LFR = large fragment.



Source: Author, 2014

The bird richness and abundance were investigated between February 2012 and 2014, when 18 fragments were sampled by LWLA using point counts and MacKinnon lists (one sample = one 10-species list, MacKinnon & Phillips 1993). To the bird survey were used Ecotone binoculars and Marantz recorder with Sennheiser microphone. Birds were registered in all directions (unlimited distance) for 10 min at each point (Bibby *et al.* 2000). Species identity was confirmed by consulting the specialist literature (Sick 1997; Sigrist 2009; Grantsau 2010). Each fragment was visited three times to point counts and the study ran over 54 days of field work, providing a total of 432 point counts (72 hours) spread over equidistant transects 150m. To MacKinnon lists fragment was visited only once. Fragments were divided into three categories according to their length: six small ($15 \text{ ha} < \text{SFR} < 100 \text{ ha}$) and six medium ($\leq 100 \text{ ha} \text{ MFR} < 1000 \text{ ha}$), plus three forests fragments of the largest area ($\text{LFR} \geq 1000 \text{ ha}$) with two sites samples each, categorized as 'control' areas. Rarefaction curves prepared using the program ESTIMATE S (Colwell 2000) confirmed that different sites were sufficiently sampled (Figure 6). Sampling completeness more than 80% (according to Shiu & Lee 2003) in all size categories.

Figure 6 – Rarefaction curves of observed and predicted (Chao1) species richness to total recorded bird species for the three size classes of Atlantic Forest fragments: 15 ha < small fragment (SFR) < 100 ha; 100 ha ≤ medium fragment (MFR) < 1000 ha; and large fragment (LFR) ≥ 1000 ha.



Source: Author, 2014.

A total of 19 traits traditionally used to assess bird functional diversity were used following Petchey *et al.* (2007), with minor modifications for local characteristics: diet (a. vertebrates; b. invertebrates; c. foliage, tubers, and stems; d. fruits and arillate seeds; e. grains; f. nectar), foraging method (a. pursuit; b. gleaning; c. pouncing; d. pecking; e. probing), foraging substrate (a. water; b. mud; c. ground; d. vegetation; e. air), and activity period (a. diurnal; b. nocturnal) and body mass (see Supporting Information A for details). Traits were derived from information collated from Sick (1997), Batalha *et al.* (2010), Hidasi Neto *et al.* (2012) and Trindade Filho (2012).

Statistical Analyses

After compiling functional data, we constructed a matrix of species (rows) and functional traits (columns) in order to calculate the functional diversity (FD) index. Specifically, mean pairwise distance (MPD) with a measure of the functional distance among species within a community as proposed by Hidasi Neto *et al.* (2012). Next, we used a modification of Gower distance (Pavoine *et al.* 2009) and the unweighted pair-

group method using arithmetic averages (UPGMA) clustering method to generate the dendrogram.

Potentials patch-level explanatory variables (Table 1) were calculated. The Shape (the complexity of patch shape compared to a square shape of the same size) and Proximity (the size and distance to all neighboring patches of the same type within the study area) were derived from Fragstats 3.3 (Mcgarigal *et al.* 2002), a software extension of ArcView 3.3. Proximity measures the degree of isolation of forest remnants and was computed considering a buffer of 3 km. Proximity is based on the distances between the edges of the fragments within a certain radius relative to the focal fragment, taking into account the sizes of all the fragments (Guldmond & van Aarde 2010). Fragment size was calculated and mapped in ArcGIS10 using the vegetation map of Alagoas database (Menezes 2010) and Average Elevation was calculated as the mean of the sampling points measured through GPS during field visits.

Table 1 – Localities (Municipality) and explanatory variables of the Atlantic forest fragments sampled in Murici Environmental Protection Area, Alagoas, Brazil.

Continues

Fragment Code	Locality	Size (ha)	Shape	Proximity	Average Elevation	Richness
SFR1	Santa Rosa and Tapado Farms (Murici)	22.9	2.2	656.9	447.20	37
SFR2	Cavaleiro Farm (Murici)	24.4	1.9	0.6	135.50	53
SFR3	Corte Novo Farm (Flexeiras)	26.1	1.8	9345.9	362.10	41
SFR4	Solidade I Farm (Joaquim Gomes)	34.1	1.4	36	277.90	44
SFR5	Boa Vontade Farm (J. Gomes)	47.4	2.3	36	349.00	46
SFR6	Santa Maria Farm (J. Gomes)	76.6	2.4	8.2	262.43	51
MFR1	Solidade I Farm (J. Gomes) Santa Fé, Barra	128.5	2	206.6	257.69	59
MFR2	Nova and Limeira Farms (Murici and Messias) Sítio Velho, Sumaré	155.5	2.3	12	157.59	44
MFR3	Boa Vontade Farms, and Serrana's settlements (J. Gomes)	198.1	2.1	66.6	437.27	50
MFR4	Santos Apóstolos, Ribeiro, Riacho Branco and, Flor de Maria Farms (J. Gomes)	315.3	3.2	723.2	372.53	53

Table 1 – Localities (Municipality) and explanatory variables of the Atlantic forest fragments sampled in Murici Environmental Protection Area, Alagoas, Brazil.

Fragment Code	Locality	Size (ha)	Shape	Proximity	Average Elevation	Conclusion
						Richness
MFR5	Bom Futuro and Sítio Canto I Farms (J. Gomes)	338.1	3.9	831.9	419.01	39
MFR6	Solidade I, Solidade II Farms and Galho Seco settlements (Flexeiras)	454.1	3.5	352	302.60	55
LFR1A	Usina Serra Grande, Petrópolis and Coimbra Farms (Ibateguara)	3227.3	8.1	368.7	467.45	57
LFR1B	São Roque Farm (J. Gomes)	3227.3	8.1	368.7	272.85	50
LFR2A	Corte Novo Farm (Messias e Flexeiras)	2861.6	8.2	395.3	360.31	54
LFR2B	Socorro and Bananeira Farms (Murici)	2861.6	8.2	395.3	373.40	57
LFR3A	Bananeira, Angelim, Pedra Branca and Retiro Farms (Murici e Flexeiras)	7787.5	10.6	641.5	605.34	52
LFR3B	Pacas settlements (Murici)	7787.5	10.6	641.5	330.55	64

Source: Lobo-Araujo(2014)

The standardized effect size of MPD (or nearest relative index or nearest taxon index in Gómez *et al.* 2010) is considered to indicate functional clustering when the values are less than zero, or functional overdispersion when the values are greater than zero (Gómez *et al.* 2010). Here, we calculated standardized effect size based on the formula “standardized effect = $-(\text{obsMetric} - \text{rndMetric}) / \text{sd.rndMetric}$ ”, where obsMetric is the observed value of MPD, rndMetric is the metric corresponding mean value of randomized communities, and sd.rnd is the respective standard deviation of the 1000 randomized values, as suggested by Hidase-Neto *et al.* (2012). All analyses were performed in R version 2.13.0 (R Development Core Team 2011), using the ‘ses.mpd’ functions from the picante package (Kembel *et al.* 2010). Null models were used to test the similarity of coexisting species at random in communities using the algorithm “independent swap” (Gotteli & Entsmingere 2001). Finally, the potential influence of the size, shape, proximity and average elevation on FD was calculated using general linear model (GLM) in R version 2.13.0 (R Development Core Team 2011). In this analysis the variable shape of the fragment was excluded due to high correlation with the size (>0.95). The normality was tested with Shapiro-Wilk test.

3.3 Results

In the 18 sites, a total of 138 bird species were observed. Of these, 15 species eat predominantly vertebrates, 114 invertebrates, 4 foliage, tubers and stems, 67 fruits and seeds, 12 fed on grains and 20 fed on nectar. Feeding strategy also varied considerably: 10 species had a method of foraging pursuit; 82 gleaning; 41 pouncing; 69 pecking; 18 probing. Substrate use was more limited with 2 species foraging mainly on water, one on mud, 36 on the ground, 127 on vegetation and 34 in the air. Only one species had a nocturnal period of activity and the rest were day active.

All fragments had a calculated FD of birds different to that expected by chance, in other words, non-random patterns in functional diversity (MPD > 0; Table 2). However, the standardized effect size (SES; Table 2) indicated a tendency to functional overdispersion in one of the smallest fragments (SFR2), and in one large fragment (LFR3A) (SES > 0; p > 0.95; Table 2).

Table 2 – Total richness (S), functional diversity (MPD), standardized effect size (SES) and “p” values (p) in 18 sites of the Atlantic forest fragments sampled in Murici Environmental Protection Area, Alagoas, Brazil.

	S	MPD	SES	p
SFR1	37	1.248	-1.617	0.061
SFR2	53	2.077	2.437	0.975
SFR3	41	1.571	0.169	0.543
SFR4	44	1.729	0.941	0.862
SFR5	46	1.747	0.820	0.833
SFR6	51	1.888	1.262	0.916
MFR1	59	1.761	-0.665	0.225
MFR2	44	1.798	1.470	0.945
MFR3	50	1.759	0.385	0.684
MFR4	53	1.725	-0.271	0.382
MFR5	39	1.573	0.486	0.679
MFR6	55	1.745	-0.322	0.365
LFR1A	57	1.938	0.942	0.867
LFR1B	50	1.739	0.235	0.615
LFR2A	54	1.994	1.682	0.943
LFR2B	57	1.850	0.259	0.654
LFR3A	52	1.974	1.777	0.951
LFR3B	64	1.882	-0.316	0.407

Source: Author, 2014

The cluster analysis for species grouped them into ecologically meaningful categories and the functional dendrogram visualizes the functional relationships and clearly indicates the presence of five distinct groupings (Figure 7): cluster a) diurnal

carnivores + *Chordeiles nacunda*, cluster b) nectarivores/insectivores, cluster c) omnivores/insectivores, cluster d) understory and canopy frugivores/insectivores and cluster e) terrestrial and arboreal granivores/frugivores. Furthermore, *Caracara plancus* appears as the most differentiated species.

The functional dendrogram in SFR2 fragment (SES>0; Figure 8) visualizes some important sensitive species to fragmentation as a frugivorous (*C. parvirostris*) and two species of top predators (*B. nitidus* e *H. cachinnans*). The functional dendrogram in LFR3A fragment (SES> 0; Figure 9) visualizes two canopy frugivores (*R. vitellinus* e *P. aracari*) and three top predators (*M. semitorquatus*, *H. cachinnans* e *L. forbesi*) the latter threatened extinction.

Table 3 – GLM Values of Size, Proxim and ElevationTotal.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.974e+00	1.295e-01	15.242	4.12e-10 ***
Size	4.457e-05	1.743e-05	2.556	0.0228 *
Proxim	-1.783e-05	1.861e-05	-0.958	0.3542
Elevation	-7.377e-04	3.965e-04	-1.861	0.0839 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

3.4 Discussion

When assessing the impacts of fragmentation on the diversity, it is important to check at what scale the process occurs (Olf & Ritchie 2002; Fahrig 2003). For indeed, the species in forest fragments are influenced by the combination of two scales, the landscape and a more local scale, the fragment (Debinski *et al.* 2001; Graham & Blake 2001; Pearman 2002). In this sense, our results indicate that regionally and locally, the construction of the assemblies studied appears to have been influenced by the ecological relationships between species.

Indeed, habitat fragmentation may filter species with particular set of traits leading to trait convergence (Grime 2006) causing decrease in functional diversity in highly fragmented forests. Likewise, the formation of the assemblages is scale dependent, whereby the environmental filters that structure assemblages tend to act at larger spatial scales (Sobral & Cianciaruso 2012). However, our results showed that all fragments had a calculated FD of birds different to that expected by chance (MPD > 0; Table 2) indicating functional overdispersion of the studied bird assemblages. This tendency of functional diversity (FD) different to that expected by chance indicates that fragmentation not act on the landscape as an environmental filter to promote the coexistence of bird species that are more similar in their ecological traits. Likewise, temporal and spatial scales larger it is expected that neutral processes biogeographic and phylogenetic structure have great influence on the organization of the current ecological communities (Cavender-Bares 2009). Therefore, regionally the construction of the assemblies studied appear to have been influenced by the specific biogeographical characteristics of a center of endemism.

In addition, non-random patterns in the diversity of functional traits indicate the importance of processes related to the niches of species (environmental filtering and limiting similarity) to the species composition of communities (Petchey *et al.* 2007). Therefore, in this landscape, our results corroborate with the theory of limiting similarity (MacArthur & Levins 1967), i.e. species have different characteristics shaped by biotic interactions such as competition (Chesson 2000; Stubbs & Wilson 2004), resulting in local assemblies with trait divergence assembly patterns (Pillar *et al.* 2009).

Besides, locally, the standardized effect size (SES; Table 2) indicated a tendency to functional overdispersion in two fragments. In the largest fragment (LFR3A), there is a greater area and therefore greater structural complexity, in this case more resources are leading to a greater chance of niche, causing a functional dispersion. In contrast, the SFR2 fragment, is a small fragment, and an explanation for functional dispersion, may be the influence of structural complexity of vegetation, even as a small fragment. This two functional dispersion corroborates with Holmes 1990a that say, greater diversity of habitat will have more alternatives for various species of birds find suitable substrates for their activities.

In this sense, fragment scale processes such as competition, predation, parasitism and disturbance may account for the overdispersion observed in this fragments. These processes have the potential to prevent coexisting species from being too similar in their traits, driving ecologically distinct assemblages.

Equally important, the Functional Groups had consistent patterns of association linking birds with diet, foraging methods and substrates. However, fragmentation affects differently the various groups of species (Machado & Lamas 1996; Christiansen & Pitter 1997; Bennet *et al.* 2004; Antunes 2005), since the degree of tolerance of each to environmental change varies with the capacity for modification or expansion of niches to new habitat conditions (Welty & Baptista 1962). In this sense, groups with larger body size, limited dispersal ability, dependent of the nuclear area and specialist resources, represented by the species of the clusters "a", "b", "d" in our study, are more susceptible to the processes of forest fragmentation (Aleixo & Villiard 1995; Canaday 1997; Fahrig 2003; Uezu *et al.* 2005).

Particularly, specialists and large body size species (cluster "a") are negatively affected by the loss of environmental (Fahrig 2003), since they have lower densities

(Goerck 1997; Laurance 2008), require larger areas to maintain a stable population locally (Rappole & Morton 1985) becoming more vulnerable to local extinction processes (Lord & Norton 1990; Ribon *et al.* 2003; Ferraz *et al.* 2007). In special, birds of prey are one of the major environmental indicator groups (Ferguson-Lees & Christie 2001) and are typically rare in fragmented Atlantic forest (Sick 1997; Silveira *et al.* 2003; Roda 2006) because they require large forested areas and often have specialized feeding requirements (Leck 1979; Bennet & Owens 1997). Likewise, the ground insectivores (cluster "b") are highly specialized (Canaday 1997; Aleixo 2001; Ribon *et al.* 2003) and dependent on the nuclear area, avoiding forest edges (Stouffer & Bierregaard 1996; Lees & Peres 2008) and dependent on the nuclear area, avoiding forest edges and becoming one of the bird groups most affected by fragmentation and prone to local extinction (Aleixo 2001). Similarly, large canopy frugivores (cluster "d") also have a strong relationship with the nuclear area of the fragments and are usually more vulnerable to local extinctions (Christiansen & Pitter 1997; Aleixo 2001; Lees & Peres 2008). Like the understory insectivores and ground frugivores (Aleixo & Vielliard 1995; Stouffer & Bierregaard 1995b; Zquette *et al.* 2000; Ribon *et al.* 2003; Uezu *et al.* 2005). On the other hand, nectarivorous (cluster "b") as hummingbirds can demonstrate significant increase in abundance at edges (Stouffer & Bierregaard 1995a, 1995b; Restrepo & Gomez 1998; Laurance 2004).

Likewise, species of the cluster "c" are considered generalists and not strictly forest may move between forest fragments and use open areas (Lees & Peres 2008) being, sometimes, favored by changes of natural habitats (Maldonado-Coelho & Marini 2003; Marini & Garcia 2005; Tabarelli & Gascon 2005). However, large and more specialized frugivorous of the cluster "e" tend to move in search of resource, regardless of habitat quality (D'Angelo Neto *et al.* 1998; Pizo 2001; Telino-Júnior *et al.* 2005), and disappear with the fragmentation of forests (Willis 1979; Aleixo & Villiard 1995) while granivores may benefit from forest fragmentation process, where their feeding areas are enlarged (Anjos 1998). In addition, ground frugivores are heavily dependent on seasonal fruits and flowers with good spatial heterogeneity and must have a high mobility to achieve the resources (Pizo 2001; Yabe & Marques 2001).

In fact, one of the exceptions was the presence of *Chordeiles nacunda* in the cluster “a” probably due to sharing features as foraging method pursuit and pouncing and aerial foraging substrate. Other exceptions, the isolation of *Caracara plancus* as the species most differentiated, which is related to its generalist habits and varied diet, foraging methods and substrates.

Indeed, species within a functional group are by definition ecologically equivalent and provide some degree of redundancy to the system (Alley 1982). In this sense, our results showed that species are rather unique and will have low intrinsic redundancy, i.e. all species can be equidistant in trait space or resulted from differences in species' abundances and distributions, indicating that the species of the landscape studied retains the conservation of their niches (De Mazancourt 2008).

In summary, patterns of FD in diverse forest fragments in Murici showed that regionally and locally, the construction of the assemblies studied appears to have been influenced by the ecological relationships between species. Finally, in landscape studied only size was able to predict the functional diversity thus supporting the hypothesis that larger fragments by having a wider range of features show a pattern characterized by differences between groups (Bihn *et al.* 2010; Barrágan *et al.* 2011). Fragment size is too the most important parameter in explaining variation in species richness (Metzger 1999) in bird richness and others groups and areas (Howe 1984; Martin 1988; Brotons & Herrando 2001; Echeverría *et al.* 2007; Cintra *et al.* 2013).

REFERENCES

- ALEIXO, A. Conservação da avifauna da Mata Atlântica: Efeito da fragmentação florestal e a importância de florestas secundárias. In: ALBUQUERQUE, J.L. B.; CÂNDIDO Jr.; J.F.; STRAUBE, F. C.; ROOS, A. L. **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias** (Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p 199-206,2001.
- ALEIXO, A. & VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 12, 493-511, 1995.
- ALLEY, T. R. Competition theory, evolution, and the concept of an ecological niche. **Acta Biotheoretica** 31, 165-179,1982.
- ANJOS, L. Conseqüências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. **Série Técnica IPEF** 12(32), 87-94, 1998.
- ANJOS, L. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biotropica** 38(2), 229–234,2006.
- ANTUNES, A. Z. Alteração na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba** 13(1), 47-61, 2005.
- BARRAGÁN, F.; MORENO, C. E.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; NAVARRETE, D. Negative impacts of human land use on Dung Beetle functional diversity. **PLoS One** 6, 1-8,2011.
- BATALHA, M. A.; CIANCIARUSO, M. V.; MOTTA-JUNIOR, J. C. Consequences of simulated loss of open Cerrado áreas to bird functional diversity. **National Conservation** 8, 34-40,2010.
- BENNET, P. M. & OWENS, I. P. F. Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition? **Proc. Royal Soc. London (Series B)** 264, 401-408,1997.
- BENNETT, A. F.; HINSLEY, S. A.; BELLAMY, P. E.; SWETNAM, R. D.; MAC NALLY, R. Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? **Biological Conservation** 119, 192-226,2004.
- BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A.; MUSTOE, S.; LAMBTON, S. Bird Census Techniques. **Academic Press**, London,2000.
- BIHN, J. H.; GEBAUER, G.; BRANDL, R. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. **Ecology** 91, 782–792,2010.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Threatened birds of the world**. Cambridge, UK: BirdLife International & Barcelona: Lynx Edicions.2000.

BROTONS, L. & HERRANDO, S., Factors affecting bird communities in fragments of secondary pine forests in the north-western Mediterranean basin. **Acta Oecologica** 22, 21-31,2001.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, 48, 1079-1087,2011.

CANADAY, C. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazônia. **Biological Conservation** 77, 63-77,1997.

CARNAVAL, A. C. & MORITZ, C., Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography** 35, 1187–1201,2008.

CAVENDER-BARES, J.; KOZAK, K. H.; FINE, P. V. A.; KEMBEL, S. W. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters**, Montpellier 12, 693-715,2009.

CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics** 31, 343–366, 2000.

CHOWN, S.; GASTON, K.; ROBINSON, D. Macrophysiology: large-scale patterns in physiological traits and their ecological implications. **Functional Ecology**, 18, 159-167,2004.

CINTRA, R.; MAGNUSSON, W. E.; ALBERNAZ, A. L. Spatial and temporal changes in bird assemblages in forest fragments in an eastern Amazonian savanna. **Ecology and Evolution**. 2013.

CHRISTIANSEN, M. B. & PITTER, E. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. **Biological Conservation** 80, 23-32,1997.

COLWELL, R. K. **Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples**, Version 6.0 b1, User's Guide and application. University of Connecticut. Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. 2000.

D'ÂNGELO NETO, S.; VENTURIN, N.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; COSTA, F. A. F. Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no Campus da UFLA. **Revista Brasileira de Biologia** 58, 463-472, 1998.

DEBINSKI, D. M., & HOLT, R. D. A survey and overview of habitatfragmentation experiments. **Conservation Biology** 14, 342–355,2000.

DEBINSKI, D. M.; CHRIS, R.; SAVERAID, E.H. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: do scales of movement and patch size affect diversity? **Biological Conservation** 98, 179-190,2001.

DE MAZANCOURT, C.; JOHNSON, E.; BARRACLOUGH, T. G. Biodiversity inhibits species' evolutionary responses to challenging environments. **Ecology Letters** 11, 380–388,2008.

DING, Z. F.; FEELEY, K. J.; WANG, Y. P.; PAKEMAN, R. J.; DING, P. Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. **Journal of Animal Ecology** 82, 781-790,2013.

ECHEVERRÍA, C.; NEWTON, A. C.; LARA, A.; REY BENAYAS, J. M.; COOMES, D. A. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. **Global Ecology and Biogeography** 16, 426-439,2007.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **AnnualReview ofEcology, Evolution, and Systematics**34, 487-515,2003.

FERGUSON-LEES, J. & CHRISTIE, D. A. **Raptors of the World**. Boston – New York: Houghton Miffling Company.2001.

FERRAZ, G.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E.; STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD Jr., R. O.; LOVEJOY, T. E. A large-scale deforestation experiment: effects of patche area and isolation on amazon birds. **Science** 315, 238-241,2007.

GIRAO, L. C.; LOPES, A. V.; TABARELLI, M.; BRUNA, E.M. Changes in Tree Reproductive Traits Reduce Functional Diversity in a Fragmented Atlantic Forest Landscape. **Plos One**, 2, 2007.

GOERCK, J. M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. **Conservation Biology** 11, 112-118,1997.

GOERCK, J. M. & WEGE, D. C. The Challenge of Implementing the Important Bird Area Program in a Megadiversity and Mega-threatened Country. **USDA Forest Service Gen. Tech. Rep.** PSW-GTR-191, 1250-1255,2005.

GÓMEZ, J. P.; BRAVO, G. A.; BRUMFIELD, R. T.; TELLO, J. G.; CADENA, C. D. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and hábitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. **Journal of Animal Ecology** 79, 1181-1192,2010.

GOTELLI, N. J. & ENTSMINGER, G. L. Swap and fill algorithms in null model analysis: rethinking the Knight's Tour. **Ecology** 129, 281-291,2001.

GRAHAM, C. H. & BLAKE, J. G. Influence of patch- and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. **Ecological Applications** 11, 1709-1721, 2001.

GRANTSOU, R. **Guia completo para a identificação das aves do Brasil**. São Carlos. Vento Verde. 624p, 2010.

GRIME, J. P. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. **Journal of Vegetation Science** 17(2), 255–260,2006.

GULDEMOND, R. A. & VAN AARDE, R. J. Forest patch size and isolation as drivers of bird species richness in Maputaland, Mozambique. **Journal of Biogeography** 37(10), 1884-1893,2010.

HEYER, W.R. On frog distribution patterns east of the Andes. pp. 245- 274. *In*: VANZOLINI, P.E. & HAYER, W.R. (eds.) **Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns**. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.1988.

HIDASE-NETO, J., BARLOW, J., CIANCIARUSO, M. V., KATZHNER, T., KOH, L. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. **Animal Conservation** 15, 407,2012.

HOWE, R. W. Local dynamics of bird assemblages in small forest habitat islands in Australia and North America. **Ecology** 65, 1585-1601,1984.

KEMBEL, S. W.;COWAN, P. D.; HELMUS, M. R.; CORNWELL, W. K.; MORLON, H.; ACKERLY, D. D.; BLOMBERG, S. P.; WEBB, C. O. Picante: r tools for integrating phylogenies and ecology. **Bioinformatics** 26, 1463-1464,2010.

LAURANCE, S. G. W. Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. **Journal of Applied Ecology**14, 1344–1357,2004.

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation** 141, 1731-1744,2008.

LECK, C. F. Avian extinctions in an isolated tropical wet forest preserve, Ecuador. **Auk**69, 343-352,1979.

LEES, A.C. & PERES, C.A. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. **Animal Conservation** 11, 128-137, 2008.

LIMA, A. R. & CAPOBIANCO, J. P. R. **Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para a sua conservação**. Documentos ISA n°4, Instituto Ambiental, São Paulo.1997.

LORD, J. M. & NORTON, D. A. Scale and the spatial concept of fragmentation. **Conservation Biology** 4(2), 197-202,1990.

LOREAU, M. S.; NAEEM, P.; INCHAUSTI, J.; BENGTSSON, J. P.; GRIME, A.; HECTOR, D. U.; HOOPER, M. A.; HUSTON, D.; RAFFAELLI, B.; SCHIMD, D.; TILMAN, D. A. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science** 294, 804-808,2001.

MACARTHUR R. H. & LEVINS R. The limiting similarity, convergence of coexisting species. **American Naturalist** 101,3377-385,1967.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; NEEL, M. C.; ENE, E. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available from <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. 2002.

MACKINNON, S., PHILLIPPS, K. A Field Guide to the Birdsof Borneo, Sumatra, Java and Bali, **Oxford University Press**, Oxford, 491 p.1993.

MACHADO, R. B. & LAMAS, I. R. Avifauna associada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ornitologia** 4(1), 15-22,1996.

MALDONADO-COELHO, M. & MARINI, M. A. Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 43(3), 31-54, 2003.

MARINI, M. A. & GARCIA, F. I. Bird Conservation in Brazil. **Conservation Biology** 19(3), 665-671,2005.

MARTIN, T. E. Habitat and area effects on forest bird assemblages: is nest predation an influence? **Ecology** 69(1), 74-84, 1988.

MENEZES, A. F. **Cobertura vegetal do estado de Alagoas & mangues de Alagoas**. Maceió: Instituto do Meio Ambiente de Alagoas,2010.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** 71, 445-463,1999.

OLFF, H. & RITCHIE, M. E. Fragmented nature: consequences for biodiversity. **Landscape and Urban Planning** 58, 83-92,2002.

PAVOINE, S.; VALLET, J.; DUFOUR, A. B.; GACHET, S.; DANIEL, H. On the challenge of treating types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. **Oikos** 118, 391-402,2009.

PEARMAN, P.B. The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. **Ecological Monographs** 72(1), 19-39,2002.

PILLAR, V. D.; DUARTE, L. D.; SOSINSKI, E. E.; JONER, F. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. **Journal of Vegetation Science** 20, 334–348,2009.

PETCHEY, O. L.;EVANS, K. L.; FISHBURN, I. S.; GASTON, K. J. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **Journal of Animal Ecology** 76, 977-985, 2007.

PIZO, M.A. A conservação das aves frugívoras. In ALBUQUERQUE, J.L.B., CÂNDIDO Jr., J.F., STRAUBE, F.C. & ROOS, A.L. **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias** (Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p. 49-59,2001.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. 2011.

RAPPOLE, J. H. & MORTON, E. S. Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. **Ornithological Monographs** 36, 1013-1021,1985.

RESTREPO, C.;GÓMEZ, N.; HEREDIA, S. Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivore interactions in a neotropical montane forest. **Ecology** 80, 668–685, 1999.

RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G.T. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology** 17(6), 1827-1839, 2003.

RODA, S. A. Aves. p. 279-299. In: Pôrto, K.; Cortez, J. A.; Tabarelli.M. (orgs). **Diversidade biológica no Centroe Endemismo Pernambuco: sítios prioritários paraa conservação**. Coleção Biodiversidade, 14. Brasília: Ministério do Meio Ambiente,2006.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Ed Nova Fronteira.1997.

SIGRIST, T.**Guia decampo Avis Brasilis: Avifauna brasileira - descrição dasespécies**.São Paulo: Ed. Matecorp. 2009.

SILVA J. M. C. & TABARELLI M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. **Nature** 404, 72–74,2000.

SILVA, J. M. C., TABARELLI, M. The future of Atlantic forest in northeastern Brazil. **Conservation Biology** 15, 819-820,2001.

SILVA, J. M. C. & CASTELLETTI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil, p 43-59. In: Galindo-Leal C. & Câmara I. G. (Eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and Outlook**. Washington, D.C.: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press.2003.

SILVA, J. M. C.; SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Areas of endemism for passerine birds inthe Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography**,13, 85–92,2004.

SILVEIRA, L. F.; OLMOS, F.; LONG, J. Birds in Atlantic Forest fragments in north-east Brazil. **Cotinga** 20, 32-46, 2003.

SOBRAL, F. L. & CIANCIARUSO, M. V. Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais.**Bioscience Journal** 28, 617-631, 2012.

- STOUFFER, P. C. & BIERREGAARD, R. O. JR. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. – **Conservation Biology** 9, 1085–1094, 1995a.
- STOUFFER, P. C. & BIERREGAARD, R. O. J. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. – **Ecology** 76: 2429–2445, 1995b.
- STOUFFER, P. C. & BIERREGAARD, R. O. J. Forest fragmentation and seasonal patterns of hummingbird abundance in Amazonian Brazil. **Ararajuba** 4:9-14, 1996.
- STUBBS, W. J. & WILSON, J. B. Evidence for limiting similarity in a sand dune community. **Journal of ecology** 92(4), 557-567, 2004.
- TABARELLI, M. & GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade** 1(1), 181-188, 2005.
- TELINO-JÚNIOR, W. R.; DIAS, M. M.; AZEVEDO JUNIOR, S. M.; LYRA-NEVES, R. M.; LARRAZÁBAL, M. E. L. Estrutura trófica da avifauna na reserva estadual de Gurjaú, Zona da mata sul, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 22 (4), 962-963, 2005.
- TILMAN, D.; LEHMAN, C. L.; THOMSON, K. T. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 94, 1857–1861, 1997.
- TRINDADE FILHO J.; SOBRAL F. L.; CIANCIARUSO M. V.; LOYOLA R. D. Using indicator groups to represent bird phylogenetic and functional diversity. **Biological Conservation** 146, 155-162, 2012.
- UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation** 123, 507-519, 2005.
- WEGE, D. C. & LONG, A. J. Key Areas for threatened birds in the Neotropics. Cambridge, UK: **BirdLife International** (Conservation Series 5). 1995.
- WELTY, J. C. & BAPTISTAL, L. **The life of birds**. Orlando: Saunders. 1962.
- WILLIS, E.O. The composition on avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 33(1), 1-25, 1979.
- YABE, R. S. & MARQUES, E. J. Deslocamentos de aves entre capões no pantanal Matogrossense e sua relação com a dieta. In ALBUQUERQUE, J.L. B.; CÂNDIDO Jr., J. F.; STRAUBE, F. C., ROOS, A.L. **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. Sociedade Brasileira de Ornitologia, Curitiba, p.199-206. 2001.
- ZANETTE L.; DOYLE P.; TRÉMONT S. M. Food storage in small fragments: evidence from an area-sensitive passerine. **Ecology** 81, 1654–66, 2000.

ZURITA G. A.; REY N.; VARELA D. M.; VILLAGRA M.; BELLOCQ M. I. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. **Elsevier Forest Ecology and Management** 235, 164–173,2006.

APÊNDICES

APENDICE A

Supporting Information A. Matrix of the functional characteristics of the assembly of birds

(Continues)

espec_traits	vertebrates	invertebrates	Foliage.tuberousstem	Fruits.arillate.seeds	Grains	Nectar	Pur-suit	Glean-ing	Poun-cing	Pecki-ng	Pro-bing	Water	Mud	Gro-und	Vegeta-tion	Air	Nocturnal	Di-urnal	Ma-ss
Crypturellus_soui	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	235
Crypturellus_parvirostris	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	212
Penelope_superciliaris	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	850
Leptodon_forbesi	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	484
Rupornis_magnirostris	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	273.4
Buteo_nitidus	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	509.5
Buteo_brachyurus	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	490
Buteo_albonotatus	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	772
Spizaetus_tyrannus	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	102.5
Columbina_talpacoti	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	46.5
Patagioenas_speciosa	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	320
Leptotila_verreauxi	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	153
Leptotila_rufaxilla	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	155
Geotrygon_montana	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	135
Playa_cayana	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	101.5
Tapera_naevia	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	52.5
Chordeiles_nacunda	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	159
Phaethornis_ruber	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	2.2
Phaethornis_pretrei	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	5.5
Florisuga_fusca	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	8.1
Chlorostilbon_notatus	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	3.8
Chlorostilbon_lucidus	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	3.2
Thalurania_watertonii	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	4.6
Polytmus_guainumbi	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	4.6
Amazilia_fimbriata	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	5
Trogon_rufus	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	55.5
Momotus_momota	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	118.5
Galbula_ruficauda	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	23
Ramphastos_vitellinus	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	350
Pteroglossus_inscriptus	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	126
Pteroglossus_aracari	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	250
Picumnus_exilis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	9.3
Veniliornis_affinis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	34
Veniliornis_passerinus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	31
Caracara_plancus	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	134.8
Herpetotheres_cachinnans	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	683.5

Supporting Information A. Matrix of the functional characteristics of the assembly of birds

(Continuation)

espec_traits	vertebrates	invertebrates	Foliage.tuber...stem	Fruits.arillate.seeds	Grains	Nectar	Pur-suit	Glean-ing	Poun-cing	Pecki-ng	Pro-bing	Water	Mud	Gro-und	Vegeta-tion	Air	Nocturnal	Di-urnal	Ma-ss
Micrastur_semitorquatus	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	643
Diopsittaca_nobilis	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	150
Forpus_xanthopterygius	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	26
Brotogeris_tirica	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	63
Touit_surdus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	67.2
Pionus_reichenowi	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	245
Terenura_sicki	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	6.7
Myrmotherula_axillaris	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	8.3
Formicivora_grisea	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	9.4
Dysithamnus_mentalis	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	14
Herpsilochmus_atricapillus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	9.1
Herpsilochmus_rufimarginatus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	10.4
Thamnophilus_palliatus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	23.3
Thamnophilus_pelzelni	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	18
Thamnophilus_caerulescens	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	21.4
Thamnophilus_aethiops	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	26
Taraba_major	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	65.5
Myrmoderus_ruficaudus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	24.9
Pyriglena_leuconota	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	32.3
Cercomacra_laeta	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	17
Dryophila_squamata	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	10.8
Conopophaga_lineata	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	22.1
Conopophaga_melanops	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	20.1
Dendrocincla_fuliginosa	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	39.5
Sittasomus_griseicapillus	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	13.5
Xiphorhynchus_atlanticus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	21.8
Xiphorhynchus_guttatus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	64
Dendroplex_picus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	39
Xenops_minutus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	11.9
Synallaxis_frontalis	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	14
Neopelma_pallescens	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	18.3
Ceratopipra_rubrocapilla	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	12
Manacus_manacus	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	16.5
Chiroxiphia_pareola	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	19
Schiffornis_turdina	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	29
Pachyrhamphus_polychopterus	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	20.3
Lipaugus_vociferans	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	80

Supporting Information A. Matrix of the functional characteristics of the assembly of birds

(Continuation)

espec_traits	vertebrates	invertebrates	Foliage.tuber...stem	Fruits.arillate.seeds	Grains	Nectar	Pur-suit	Glean-ing	Poun-cing	Pecki-ng	Pro-bing	Water	Mud	Gro-und	Vegeta-tion	Air	Nocturnal	Di-urnal	Ma-ss
Xipholena_atropurpurea	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	60
Procnias_averano	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	152.5
Carpornis_melanocephala	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	64.2
Platyrinchus_mystaceus	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	10.2
Mionectes_oleagineus	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	12
Leptopogon_amaurocephalus	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	10.7
Phylloscartes_ceciliae	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	8.2
Rhynchocyclus_olivaceus	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	19.7
Tolmomyias_sulphurescens	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	14.8
Tolmomyias_poliocephalus	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	11
Tolmomyias_flaviventris	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	11.3
Todirostrum_cinereum	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	6.6
Poecilotriccus_fumifrons	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	6.6
Hemitriccus_griseipectus	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	7.9
Ornithion_inerme	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	6.1
Camptostoma_obsoletum	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	7.4
Elaenia_flavogaster	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	24.5
Elaenia_chilensis	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	15.9
Myiopagis_gaimardii	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	12.2
Capsiempis_flaveola	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	8
Attila_spadiceus	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	35.7
Legatus_leucophaeus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	24.5
Myiarchus_tuberculifer	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	20
Myiarchus_ferox	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	24
Rhytipterna_simplex	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	33
Pitangus_sulphuratus	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	57
Megarynchus_pitangua	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	66
Myiozetetes_similis	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	25.5
Tyrannus_melancholicus	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	40
Lathrotriccus_euleri	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11
Cyclarhis_gujanensis	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	28
Vireo_olivaceus	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	15
Troglodytes_musculus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	12
Pheugopedius_genibarbis	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	19.5
Ramphocaenus_melanurus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	9.6
Polioptila_plumbea	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	6.5
Turdus_leucomelas	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	62

Supporting Information A. Matrix of the functional characteristics of the assembly of birds

(Conclusion)

espec_traits	vertebrates	invertebrates	Foliage.tuber..stem	Fruits.arillate.seeds	Grains	Nectar	Pur-suit	Glean-ing	Poun-cing	Pecki-ng	Pro-bing	Water	Mud	Gro-und	Vegeta-tion	Air	Nocturn-al	Di-ur-nal	Ma-ss
Turdus_rufiventris	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	73
Turdus_amaurochalinus	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	63.1
Arremon_taciturnus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	24
Setophaga_pitiayumi	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	7.5
Basileuterus_culicivorus	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	12.4
Myiothlypis_flaveola	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	13
Icterus_cayanensis	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	43
Icterus_pyrrhopterus	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	32.5
Coereba_flaveola	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	10
Saltator_maximus	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	46
Saltator_fuliginosus	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	59.9
Nemosia_pileata	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	14
Tachyphonus_rufus	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	32.5
Lanio_cristatus	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	19
Tangara_fastuosa	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	20.8
Tangara_cyanocephala	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	18
Tangara_sayaca	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	42
Tangara_palmarum	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	37
Tangara_cayana	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	19
Dacnis_cayana	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	16
Cyanerpes_cyaneus	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	13.8
Hemithraupis_guira	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	12
Hemithraupis_flavicollis	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	12
Conirostrum_speciosum	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	9
Caryothraustes_canadensis	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	33
Euphonia_chlorotica	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	8
Euphonia_violacea	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	14
Euphonia_xanthogaster	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	14

Source: Author, 2013.

APÊNDICE B – SupportingInformationB

```
glm(formula = FD ~ Size + Proxim + Elevation)
```

Deviance Residuals:

```
Min      1Q  Median      3Q      Max
-0.38412 -0.05920  0.02756  0.10383  0.20313
```

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.974e+00	1.295e-01	15.242	4.12e-10 ***
Size	4.457e-05	1.743e-05	2.556	0.0228 *
Proxim	-1.783e-05	1.861e-05	-0.958	0.3542
Elevation	-7.377e-04	3.965e-04	-1.861	0.0839 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.02580701)

Null deviance: 0.60381 on 17 degrees of freedom

Residual deviance: 0.36130 on 14 degrees of freedom

AIC: -9.2698

Number of Fisher Scoring iterations: 2

Shapiro-Wilk normality test

data: m1\$residuals

W = 0.934, p-value = 0.2282