



UFRGS
UNIVERSIDADE FEDERAL
DO RIO GRANDE DO SUL

Danielle Franco

ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE AVES FLORESTAIS EM
GRADIENTE ALTITUDINAL NA PORÇÃO SUL DA FLORESTA
ATLÂNTICA BRASILEIRA: APOIO A PLANOS DE MANEJO/AÇÃO
EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de
Biotecnologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à
obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de concentração: Biodiversidade.

Orientador: Prof^ª. Dr^ª Maria João Ramos Pereira.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

PORTO ALEGRE, 2017

“Tanta gente anda vagando, sem saber onde pousar. Mas as aves só voando é que podem se encontrar.”

(César Passarinho)

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, em primeiro lugar, a todos os funcionários do Parque Nacional de Aparados da Serra. Em especial ao analista Magnus Machado Severo. Sem o apoio humano e logístico de vocês a realização deste trabalho não teria sido possível. Poder estar aí no Parque durante esses dois anos, me mostrou que este é um lugar onde apenas bons funcionários podem se tornar grandes amigos e onde na necessidade da falta de recursos se formam grandes parcerias! Este é o lugar que me ensinou que pessoas meio “maluquinhas” salvam vidas! Este foi o lugar que me mostrou que 100m2 guardam um conhecimento infinito e as aves mais lindas que eu já vi! Enfim, foi maravilhoso poder compartilhar desse lugar com pessoas tão grandes quanto à beleza dos cânions.

Maria, é difícil achar palavras para agradecer tamanha dedicação! Achar no mundo acadêmico e na vida uma pessoa mais maluca que você e que topa tudo é realmente gratificante! Nesses dois anos de convivência com você, aprendi muito mais que estatísticas, ecologia e morcegos. Aprendi que dedicação e persistência fazem toda diferença na vida! Assim como uma saladinha.

Não tenho como deixar de agradecer a essas três pessoas: Lana, Guilherme e Joana (MY ALFA TEAM!!) poder desfrutar dos momentos de campo com vocês foi simplesmente maravilhoso!!!! A amizade e companheirismo de vocês certamente é uma das melhores coisas que me aconteceram no ano de 2016! E certamente levo vocês para a vida! E pra todas as novas “aventuras” que estão por vir!

Lana e Gui (o meu casal): certa vez me disseram que os amigos são a família que nos é permitido escolher. Ao longo desses dois anos de convivência foi exatamente isso que nos tronamos, uma FAMILIA! Foram tantos desafios, tantos tombos (literalmente), tantos km rodados neste Rio Grande! Mas também foram tantos momentos bons compartilhados! Tantas conversas em campo e fora dele, tanto apoio incondicional,

desses que só quem se ama (nos diversos sentidos que essa palavra tem), pode dedicar. Certamente essa amizade se reflete de certa forma neste trabalho. Parceria este que está apenas começando.

Agradeço muito também às minhas três quatis (Adriana, Lana e Thais) por todo apoio e amizade nesses dois anos! Gurias, desde que começamos essa jornada, venho aprendendo que a perseverança, a idoneidade, a amizade, a alegria e principalmente as pessoas com as quais convivemos é o que se leva de qualquer trabalho. Ao fim desse trabalho, posso afirmar com certeza que ganhei uma inestimável amizade de três verdadeiras “mestras” em acreditar e lutar pelos seus sonhos. Certamente é este sentimento e os momentos e ensinamentos dos intermináveis campos e dias de trabalhos que levarei comigo. Também não poderia deixar de agradecer à toda a equipe BIMALABENSE pela convivência, apoio e amizade ao longo desses dois anos!

Jamais poderia deixar de agradecer a duas pessoas fundamentais para a realização deste projeto: Manoel Fontoura e Ismael Franz. Isma, há dois anos você caiu de paraquedas em um projeto de anilhamento e acabou sendo bem mais que apenas um anilhador para assinar o projeto. Ao longo desses dois anos, foi meu “guru ornitológico”. Obrigada de coração por todos os ensinamentos, conversas e histórias sobre passarinhos; elas certamente engrandeceram muito este trabalho! Espero que esta parceria ainda possa perdurar por muito tempo! Maneco, assim como à Maria, é difícil achar palavras para te agradecer. Foste tu em primeira instância a me convencer a trabalhar nos Aparados. E olha só no que deu! Obrigada por todo apoio e pelos conselhos durante as “crises existenciais” sempre que necessário!

Agradeço também à todas as pessoas (não citarei nomes para não esquecer ninguém) que dispuseram do seu tempo e paciência para ajudar nas campanhas de campo. Sem vocês teria sido bem mais difícil e bem menos divertido.

Agradeço também à minha família pelo apoio incondicional que sempre me deu em tudo! Vocês são o meu esteio!

Por fim, agradeço ao PPG – Biologia Animal pelo apoio dado para a realização deste projeto e ao CNPq pela concessão da bolsa.

ÍNDICE

RESUMO	10
ABSTRACT	12
I. INTRODUÇÃO GERAL – A ORNITOLOGIA NO RIO GRANDE DO SUL: DIVERSIDADE, ESTRUTURA E CONSERVAÇÃO	13
1.1. Conservação: a porção austral do Bioma Mata Atlântica	14
1.2. Estado do conhecimento	16
1.3. A região fisiografia dos Campos de Cima da Serra	17
• O parque Nacional de Aparados da Serra	20
1.4. Fatores que influenciam a estruturação das comunidades de aves, em especial no limite sul da Mata Atlântica	21
1.5. O uso de redes de neblina no estudo de comunidades de aves	22
II. OBJETIVOS E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	24
III. BIBLIOGRAFIA	26
IV. ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE AVES EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E FLORESTA OMBRÓFILA Densa DO EXTREMO SUL DA MATA ATLÂNTICA	35
Resumo	36
Introdução	38
Material e métodos	40
<i>Área de estudo</i>	40
<i>Delineamento amostral</i>	41
<i>Análise de dados</i>	44
Resultados	46
Discussão	55
Bibliografia	59
V. PRIORITY BIRD SPECIES FOR CONSERVATION IN THE SOUTHERNMOST PORTION OF THE BRAZILIAN ATLANTIC FOREST	65
Abstract	66

Introduction	67
Methods	69
Results	70
Discussion	80
References	83
VI. CONCLUSÃO	86
VII. ANEXOS	88

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Área de estudo localizada na Região fisiográfica dos Campos de cima da Serra, RS, Brasil. Rótulo da área: 1: Município de Cambará do Sul (RS); 2: município de Praia Grande (SC)	18
FIGURA 2: Pontos de amostragem localizados no Parque Nacional de Aparados da Serra, Cambará do Sul (RS) e Santa Catarina (SC). Círculos: Pontos de Amostragem em Floresta Ombrófila Mista (FLOM1, FLOM2 e FLOM3); triângulos: Pontos de amostragem localizados em Floresta Ombrófila Densa. Linha azul: Limite do PNAS	42
FIGURA 3: Curva de rarefação tradicional. A: Floresta Ombrófila Mista (localizada a 1.020m de altitude). B: Floresta Ombrófila Densa (localizada a 100m de altitude). A linha azul em torno de cada linha corresponde ao intervalo de confiança de cada estimativa (95%)	52
FIGURA 4: Perfil de diversidade de Rényi nas duas formações florestais estudadas. Cada ponto da curva representa um índice de diversidade; a linha rosa corresponde à mediana dos dados e as linhas verdes aos extremos dos dados. O eixo das abcissas corresponde a variação no parâmetro α	52
FIGURA 5: Distribuição de Abundância das Espécies (<i>Species Abundance Distribution – SAD's</i>). As linhas indicam o modelo que melhor se ajusta aos dados e os pontos indicam a abundância de cada espécie, de modo que as espécies mais abundantes estão na porção superior direita do gráfico e as espécies mais raras estão na porção inferior esquerda do gráfico	53
FIGURA 6: Espécies com a maior contribuição (1–5%) para a dissimilaridade entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa	54
FIGURA 7: Box-plot com as métricas da diversidade funcional de acordo com o tipo florestal. As caixas indicam o valor e as linhas o intervalo de confiança (95%). Apenas riqueza e divergência apresentaram diferenças significativas entre a floresta ombrófila mista e a floresta ombrófila densa	55
FIGURA 8: Atlantic Forest fragments and Federal and State Conservation Units in Rio Grande do Sul and Santa Catarina	68

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Localização dos pontos de amostragem no Parque Nacional de Aparados da Serra Cambará do Sul (RS) e Praia grande (SC)	43
TABELA 2: Espécies de aves capturadas por ponto de amostragem no Parque Nacional de Aparados da Serra entre setembro de 2015 e outubro de 2016. FLOM1, FLOM2 e FLOM3: área de Floresta Ombrófila Mista (900-1020m). FLOD1, FLOD2 e FLOD3: área de Floresta Ombrófila Densa (100-200m)	47
TABELA 3: Índices de riqueza calculados para a Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa	52
TABELA 4: Aves florestais capturadas no Parque Nacional de Aparados da Serra entre Setembro de 2015 e Maio de 2016. Status de conservação: NAV: Não Avaliado; LC: Pouco Preocupante; DD: Dados deficientes; VU: Vulnerável; NT: Quase ameaçado. Endemismo na Mata Atlântica: Endêmico: 1; Não endêmico: 0. Valores atribuídos – IUCN: NAV: 2; LC: 3; DD: 4; NT: 5; VU: 6; EN: 7; CR: 8; Listas Regionais: NAV: 1; LC: 2; DD: 3; NT: 4; VU: 5; EN: 6; CR: 7. Área de ocorrência estimada (km ²): >11.000.000: 1; 10.000.000 – 11.000.000: 2; 8.000.000 – 10.000.000: 3; 5.000.000 – 7.000.000: 4; 2.000.000 – 4.000.000: 5; 600.000 – 1.000.000: 6; 70.000 – 500.000: 7	71

RESUMO

Embora reduzida e fragmentada relativamente à sua distribuição original, o bioma Mata Atlântica apresenta um dos maiores graus de riqueza e de endemismo faunísticos do mundo, abrigando cerca de 900 espécies de aves. No sul do Brasil, observamos o limite sul deste bioma que se estende ao longo da costa atlântica e sobre as escarpas leste da Serra Geral. Devido à destruição de habitats florestais no extremo sul do estado de Santa Catarina e no Rio Grande do Sul, diversas de espécies de aves características do bioma sofreram decréscimos significativos nas suas populações. Nesta região, espera-se que as aves respondam de diferentes maneiras à estrutura da vegetação em diferentes fisionomias florestais, sendo que a composição e riqueza de espécies pode mudar rapidamente com a altitude a curtas distâncias. A estrutura de uma comunidade biológica engloba todas as formas através das quais os organismos interagem entre si bem como as propriedades que emergem dessas interações tais como a estrutura trófica, a diversidade de espécies, e a abundância relativa. Neste trabalho, o objetivo consistiu em analisar os padrões de estruturação das comunidades de aves na porção sul do bioma Mata Atlântica, levando em conta suas diferentes fitofisionomias, definindo ainda estratégias de conservação para as espécies prioritárias encontradas nessas comunidades. O monitoramento da avifauna foi efetuado com base em capturas com redes de neblina no Parque Nacional de Aparados da Serra em duas formações: Floresta Ombrófila Mista (900 – 1.020m) e Floresta Ombrófila Densa (– 200m). Foram realizadas amostragens em cada estação do ano entre 2015 e 2016, tendo sido capturado um total de 651 indivíduos de 95 espécies distribuídas por 30 famílias. Destes foram capturados 206 indivíduos de 49 espécies em Floresta Ombrófila Mista e 445 indivíduos de 73 espécies em Mata Ombrófila Densa. A riqueza rarefeita assim como os índices de diversidade variaram de acordo com o tipo de formação florestal amostrada, sendo superiores na Floresta

Ombrófila Densa. A análise de similaridades revelou diferenças significativas na composição das espécies entre as duas fisionomias; porém não foram detectadas diferenças na diversidade funcional entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa. Estas formações florestais, localizadas em diferentes altitudes, apresentam diferenças de composição, riqueza e diversidade de espécies. A partir dos dados de ocorrência, grau de ameaça e amplitude da distribuição das espécies capturadas, definimos ações de manejo e conservação para as espécies prioritárias levando em conta a informação existente acerca de cada uma delas. As espécies identificadas como prioritárias foram: *Euphonia chalybea*, *Myrmoderus squamosus*, *Tangara cyanocephala*, *Philydor atricapillus*, e *Automolus leucophthalmus*. Propomos a desapropriação e restauração das áreas desmatadas para agricultura e criação de gado usadas ilegalmente e o monitoramento de longo prazo a fim de definir a situação populacional de cada uma das espécies no sul do Brasil. Floresta ombrófila densa, localizada em baixas altitudes, com clima mais úmido e quente e habitats mais estruturados verticalmente abriga maior riqueza, diversidade e abundância relativa de espécies do que a Floresta Ombrófila Mista localizada em altas altitudes. Diferenças na composição de espécies e em riqueza e divergência funcional se devem ao fato de estes dois ambientes serem bastante distintos no que se refere a configuração e ao tipo de vegetação encontrada. O PNAS abrange cinco das oito formações descritas para o bioma Mata atlântica, e se encontra no limite de distribuição para muitas espécies migratórias e residentes, estando no maior contínuo de mata ainda existente no estado do Rio Grande do Sul. Nesse sentido, monitoramentos de longo prazo e ações urgentes de conservação para as espécies ameaçadas se fazem necessárias.

ABSTRACT

Although reduced and fragmented compared to its original distribution, the Atlantic Forest biome harbours one of the highest levels of richness and endemism in the world, home to around 900 species of birds. The southern limit of this biome is located in southern Brazil, stretching along the Atlantic coast and the escarpments east of Serra Geral. Due to the destruction of forest habitats in the extreme south of the state of Santa Catarina and Rio Grande do Sul, several species of birds, characteristic of the biome, suffered significant reductions in their populations. In this region, birds are expected to respond differently to the structure of the vegetation in distinct forest physiognomies, and the composition and richness of species may change rapidly with altitude at short distances. The structure of a biological community encompasses all the ways in which organisms interact with each other, as well as the properties that emerge from these interactions such as trophic structure, species diversity, and relative abundance. In this work, the objective was to analyze the patterns of structure of bird communities in the southernmost portion of the Atlantic Forest biome, taking into account their different phytophysiognomies, also defining conservation strategies for the priority species found in these communities. The monitoring of the avifauna was made based on captures with mist nets in the Aparados da Serra National Park (ASNP) in two formations: Araucária Forest (900 – 1.020m) and Rain Forest (100 – 200m). Sampling was carried out in each season of the year between 2015 and 2016, and a total of 651 individuals from 95 species of 30 families were captured. Of these, 206 individuals of 49 species were captured in Araucaria Forest and 445 individuals of 73 species in Rain Forest. The rarefied richness, as well as the diversity indexes, varied with forest formation, and were higher in Rain Forest. The analysis of similarities revealed significant differences in species composition between the two physiognomies; but no differences were

detected in the functional diversity between Araucaria Forest and Rain Forest. These forest formations, located at different altitudes, present differences in composition, richness and diversity. From the occurrence data, degree of threat and amplitude of the distribution of the captured species, we defined management and conservation actions for priority species taking into account the existing information about each of them. The species identified as priority were: *Euphonia chalybea*, *Myrmoderus squamosus*, *Tangara cyanocephala*, *Philydor atricapillus*, and *Automolus leucophthalmus*. We propose the expropriation and restoration of deforested areas illegally used for agriculture and cattle breeding and long-term monitoring to define the population status of each species in southern Brazil. Rain forests located at low altitudes, with wetter and hotter climates and more vertically structured harbor greater richness, diversity and relative abundance of birds than Araucaria Forests located at higher altitudes. Differences in species composition and richness and functional divergence are due to the fact that these two environments are quite distinct in what refers to the configuration and type of vegetation found. The ASNP encompasses five of the eight formations described for the Atlantic Forest biome, is the distribution limit for many migratory and resident species, and the largest forest continuum in the state of Rio Grande do Sul. In this sense, long-term monitoring and urgent conservation actions for endangered species are necessary.

I. INTRODUÇÃO GERAL – A ORNITOLOGIA NO RIO GRANDE DO SUL: DIVERSIDADE, ESTRUTURA E CONSERVAÇÃO.

1.1. Conservação de aves na porção austral do bioma Mata Atlântica.

Tradicionalmente, o termo “Mata Atlântica” tem sido utilizado para designar um contínuo de formações predominantemente florestais que se estendem por toda região leste da América do Sul junto com a sua costa atlântica (Galindo-Leal & Câmara, 2005). Embora este termo possa ser definido em diversos contextos (biogeográfico, zoogeográfico, fitoecológicos, domínio morfoclimático, etc), a mata atlântica pode ser compreendida como um domínio fitogeográfico composto por um complexo de diferentes formações vegetacionais que estariam mais relacionadas entre si do que com outros ecossistemas, formando uma unidade biogeográfica natural característica (Moreira-Lima 2013).

Atualmente, a Mata Atlântica está reduzida a menos de 10% da sua cobertura original (SOS Mata Atlântica/INPE, 2014), sendo que a maior parte dos seus remanescentes são fragmentos pequenos e alterados (Harris & Pimm, 2004). Devido a essa redução drástica da cobertura florestal e ao elevado número de espécies endêmicas de aves (Pacheco & Bauer, 2000; Tabarelli *et al.*, 2010), é surpreendente que extinções globais ainda não tenham sido registradas (Dean, 1997; Pimm, 2000; Aleixo, 2001; Zurita *et al.*, 2010). Como a maior parte da devastação deste bioma ocorreu ao longo do século XX, é possível que essas extinções sejam observadas nas próximas décadas, ou seja, é apenas uma questão de tempo para que aves endêmicas desapareçam em resultado de decréscimos significativos no tamanho populacional de espécies de distribuição restrita (Brooks & Balmford, 1996; Pimm, 2000; Naaf & Wulf, 2010; Uezu *et al.*, 2011).

No sul do Brasil, o bioma Mata Atlântica, assim como o bioma Pampa, vem sofrendo muitas alterações ao longo do tempo (Ribeiro *et al.*, 2009; Pillar *et al.*, 2015). Apesar do

longo histórico de alterações, a Mata Atlântica por si só ainda abriga uma comunidade de aves muito rica e diversa (Goerck, 1997; Tabarelli *et al.*, 2010). Entretanto, a maioria das espécies de aves da Mata Atlântica possui distribuição bastante restrita (Stotz *et al.*, 1996), o que possibilita a existência de um número bastante alto de espécies e uma das maiores concentrações de endemismos mundiais (Backes *et al.*, 2004). A Mata Atlântica conta com aproximadamente 200 espécies de aves endêmicas do bioma, sendo que apenas 8% destas parecem ocorrer em ambientes alterados (Goerck, 1997).

A antropização é um dos impactos mais graves na natureza, uma vez que não permite o retorno da cobertura da vegetação original e altera a composição de comunidades vegetais e animais. A antropização de ambientes conduz à perda de hábitat, competição com espécies exóticas, exposição acentuada das espécies a predadores e parasitas, além da interferência direta das ações humanas na área de vida das espécies (Marzluff & Ewing, 2001).

No Rio Grande do Sul, um estado economicamente muito ligado à agricultura e criação de gado, grande parte dos ambientes naturais sofre ou já sofreu algum tipo de antropização como conversão de florestas ou campos nativos em campos de agricultura e criação de gado ou ainda em silvicultura (Pillar *et al.*, 2015).

Unidades de conservação são áreas instituídas pelo poder público e têm por finalidade preservar a biodiversidade, solo, clima e todos os processos ecológicos pertencentes aos ecossistemas naturais conforme sua categoria e tipo de uso da área. Em geral essas áreas são muito importantes para a conservação da flora e fauna, pois propiciam uma maior diversidade de habitats e estratos vegetacionais. Esta diversidade ambiental, por sua vez, possibilita uma maior diversidade de espécies de vários grupos animais, como é o caso das aves. Estudos apontam Unidades de Conservação como uma estratégia efetiva para a proteção da biodiversidade, uma vez que reduzem diversas ameaças, especialmente a perda de habitat (Brooks *et al.*, 2011).

No entanto, no estado do Rio Grande do Sul, há poucos estudos com as comunidades de aves dentro de unidades de conservação. Os primeiros estudos, em áreas protegidas no estado foram realizados por Walter A. Voos e colaboradores em meados dos anos de 1990 (Voos *et al.*, 1998).

As aves, em particular, são excelentes bioindicadores de mudanças ambientais devido à sua conspicuidade e grande riqueza, taxonomia razoavelmente bem definida, e diversidade de respostas a alterações ambientais, sendo um dos grupos mais estudados em termos de composição e diversidade em áreas urbanas (Turner, 2003).

1.2. Estado do conhecimento.

A investigação ornitológica no estado do Rio Grande do Sul teve início em meados de 1820, com o explorador francês Auguste Sainte Hilaire, e teve seguimento nos anos subsequentes com diversos outros exploradores como Friedrich Sellow em 1823 e P.H. Joyner em 1881, através da coleta de espécimes da avifauna enviados para museus europeus. No entanto, a informação acerca dos indivíduos coletados é bastante escassa. O primeiro estudo ornitológico do Rio Grande do Sul foi realizado pelo médico e naturalista alemão Hermann Von Ihering, o qual coletou diversas espécies em todo o estado do Rio Grande do Sul. A partir daí diversos estudos começaram a surgir; todos eles baseados em coletas de espécimes para coleções particulares de naturalistas europeus ou para serem enviadas para museus da Europa ou da América do Norte (e.g Gliesch, 1930). Entre as décadas de 1930 e 1950 pouca atenção foi dada à ornitologia gaúcha que só veio a ser revisitada novamente por trabalhos de Oswaldo Camargo (1962) e William Belton (1946 – 1970) (Belton, 1994).

A partir dos anos 80 do século XX, é evidente um maior número de trabalhos publicados, incluindo estudos de biologia reprodutiva (Fallavena, 1987; Fontana *et al.*,

2000), inventários, novos registros e validação de espécies (Guadagnin *et al.*, 1995; Whitney *et al.*, 1995; Maurício *et al.*, 1998; Voos *et al.*, 1998; Bencke *et al.*, 1999). Já no século XXI, com o advento de novos conceitos cunhados em ecologia de comunidades, diversos estudos ornitológicos passaram a abordar conceitos de ecologia trófica, estudos de dieta e dispersão de sementes (Tomazzoni *et al.*, 2005; Silva, 2007; Krügel *et al.*, 2006).

Nos últimos anos, o maior enfoque nos estudos com aves no estado se dá em parâmetros de riqueza e composição de espécies em ambientes antropizados, conferindo-se maior importância à definição de medidas de conservação de espécies (Bencke, 2010; Brummelhaus *et al.*, 2012). Embora todo o estado seja relativamente bem estudado em termos ornitológicos, a maior parte dos estudos tem-se concentrado na região dos Campos Sulinos (áreas de campo e regiões de transição campo-floresta), sendo que os ambientes antropizados têm sido os mais estudados (Mähler *et al.*, 2012; Chesini *et al.*, 2014).

1.3 A região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra

A região dos Campos de Cima da Serra se localiza no extremo nordeste do estado do Rio Grande do Sul, na divisa com o estado de Santa Catarina (Figura 1), e caracteriza-se por possuir um relevo profundamente recortado por alguns rios (Hasenack *et al.*, 2009). O clima da região é do tipo mesotérmico úmido, com precipitação bem distribuída durante o ano e verões brandos (classificado como Cfb no sistema de Köppen) (Peel *et al.*, 2007). Este tipo de clima é característico das altitudes mais elevadas da Serra Geral. Temperaturas negativas podem ocorrer nos meses de abril a novembro, a formação de geadas é bem frequente e nos invernos mais rigorosos pode ocorrer formação de neve. A

região também é afetada por frequentes e intensos nevoeiros, sobretudo nas proximidades dos vales de rios. A precipitação é elevada em todos os meses com uma média anual de 2.252 mm, sendo que a região apresenta os índices pluviométricos mais altos do estado (Nimer, 1990; Fernandes & Backes, 1998, Backes, 1999; Peel *et al.*, 2007).

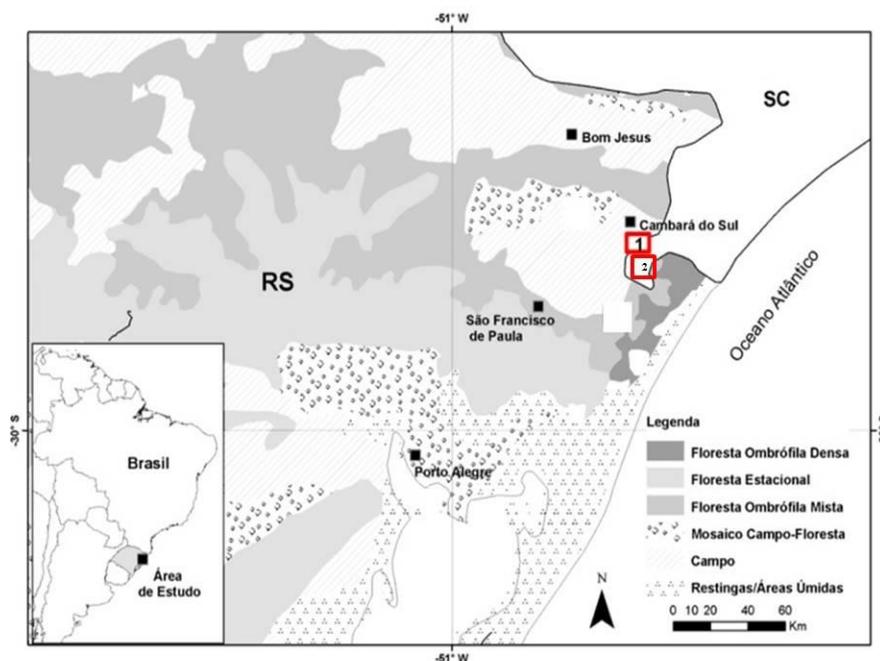


Figura 1: Área de estudo localizada na região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra, RS, Brasil. 1: Município de Cambará do Sul (RS); 2: Município de Praia Grande (SC).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra está inserida no Bioma Mata Atlântica e as suas principais formações vegetais são definidas como: Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa (Floresta Ombrófila Densa Submontana, Floresta Ombrófila Densa Montana e Floresta Ombrófila Densa Altomontana - Floresta Nebular) e Estepe Gramíneo-Lenhosa (Campos). Nos Campos de Cima da Serra, Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária) e os campos ocorrem lado a lado formando mosaicos, sendo

que a espécie *Araucaria angustifolia* se destaca por sua fisionomia e porte, característica do dossel e do estrato emergente das florestas desta região (IBGE, 2004).

- *Parque Nacional de Aparados da Serra*

Criado em 1959, o Parque Nacional de Aparados da Serra localiza-se na borda oriental do Planalto das Araucárias (29°05'S, 50°00'W – 29°15'S, 50°15'W) e apresenta área de 10.250 ha. O parque possui fisionomias vegetais características, compostas por Floresta Ombrófila Mista, intermediada por campos secos e úmidos nas áreas de altitudes mais elevadas (cerca de 900 m), no município de Cambará do Sul, Rio Grande do Sul, e por uma área contínua de Floresta Ombrófila Densa, localizada a cerca de 100 m de altitude, em Santa Catarina.

A Floresta Ombrófila Mista altomontana historicamente se estendia em uma faixa contínua, do Planalto Meridional, desde o sul do estado de São Paulo até o norte do Rio Grande do Sul chegando até a província de Misiones na Argentina. Outras manchas esparsas existiam nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo. Atualmente, a Floresta Ombrófila Mista é exclusiva do planalto meridional brasileiro, em altitudes mais elevadas (entre 800 e 1.200m de altitude) com disjunções em áreas elevadas da Serra do Mar e da Mantiqueira (IBGE, 2004) e ocorre sobre um clima ameno, com temperatura média em torno do 18°C. Caracteriza-se por possuir o estrato emergente dominado pelo Pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia*), espécie de grande porte, que pela abundância e pelo valor de sua madeira, foi explorada no decorrer do século XX de forma bastante intensa (Pastore *et al.*, 1986; Reis *et al.*, 2002; Jarenkow & Budke, 2009). Além de *Araucaria angustifolia*, fazem parte da estrutura dessa formação diversas outras espécies como *Nectandra* spp. (Lorenzi, 1992; Longhi, 1995) e a Imbuia (*Ocotea porosa*) (Zoch, 2002), além de espécies como o Pinheirinho (*Podocarpus lambertii*) (Backes *et al.*, 1998), a Casca D'anta (*Drimys brasiliensis*) (Puschiavo, 2009), entre outras, compondo um dossel misto sobre arvoretas, arbustos e samambaias arborescentes. O sub-bosque se caracteriza pela grande presença do Xaxim (*Dicksonia sellowiana*) (IBAMA/MMA, 2004).

A Floresta Ombrófila Densa submontana em geral localiza-se em altitudes entre 30 e 400m de altitude, onde o dossel é caracterizado pela abundância e porte de espécies como o Bagaçu (*Talauma ovata*), a Cangerana (*Cabralea canjerana*), o Tanheiro (*Alchornea triplinervia*), a Maria-mole (*Guapira opposita*), entre outras (Jarenkow, 1994). No estrato médio destacam-se o Palmito-jussara (*Euterpe edulis*) (Lima *et al.*, 2008), com grande abundância em locais mais conservados, o Catiguá (*Trichilia clausenii*), a Laranjeira-do-mato (*Gymnanthes concolor*) e o Guamirim-de-folha-miúda (*Myrceugenia myrcioides*). O sub-bosque se caracteriza pela presença das pimenteiras (*Mollinedia floribunda* e *M. schottiana*), das Grandiúvas-d'anta (*Psychotria suterella* e *P. kleinii*) e a pimenteira-de-folhas-largas (*Rudgea jasminoides*) (Sobral *et al.*, 2006). Entre as epífitas destacam-se *Vriesea incurvata*, *V. carinata*, *V. vagans*, *V. gigantea*, *V. philippocoburgii*, *Canistrum lindenii* (Martinelli, 2008), *Wittrockia superba*, *Philodendron bipinnatifidum* e *Tillandsia* spp. além de diversas espécies de Orchidaceae (IBAMA/MMA, 2004).

1.4. Fatores que influenciam a estruturação das comunidades de aves, em especial no limite sul da Mata Atlântica.

A estrutura de uma comunidade engloba todas as formas através das quais os organismos interagem entre si, bem como as propriedades que emergem dessas interações como estrutura trófica, diversidade de espécies, abundância relativa, etc. (Pianka, 1973; Gurevitch *et al.*, 2009).

Uma definição trófica para estruturar uma comunidade engloba todas as espécies pertencentes a uma mesma guilda (espécies que utilizam uma mesma categoria de recurso) ou espécies de um mesmo nível alimentar. No entanto, poucos estudos se dedicam a apresentar como a limitação de recursos pode influenciar na estrutura das comunidades de aves.

Muitos são os fatores que parecem influenciar a estrutura das comunidades de aves em ambientes florestais como mudanças climáticas (Lindström *et al.*, 2013), competição por recursos, diferenças de altitude (Godoi *et al.*, 2016), complexidade vegetal e sucessão ecológica (Mendonça de Lima *et al.*, 2016).

Em ambientes florestais, espécies arbóreas de grande porte propiciam sombra e um ambiente favorável para o recrutamento de outras espécies, formando diferentes estratos na vegetação.

No caso particular do sul do bioma Mata Atlântica, poucos são os estudos que avaliaram padrões e processos de estruturação das comunidades de aves. Alguns estudos, porém, como o de Casas *et al.*, (2016) e Mendonça de Lima *et al.*, 2016, concluíram que as características da vegetação influenciam a diversidade taxonômica e de guildas tróficas, sendo que as comunidades de aves florestais apresentam estruturação vertical, ou seja, espécies associadas a diferentes estratos e substratos da mata.

Apesar da certeza de ocorrência de interações ecológicas entre as espécies, estudos de sobreposição no uso de recursos e como esses se distribuem entre os membros da comunidade podem esclarecer como as interações entre as espécies afetam a estrutura de uma comunidade.

1.5. O uso de redes de neblina no estudo de comunidades de aves.

A captura de aves com redes de neblina consiste em um método amplamente utilizado em monitoramentos (Martin *et al.*, 2017) Enquanto método de captura, as redes de neblina são superiores a outros métodos descritos, tanto pela versatilidade quanto pela eficiência, segurança e variedade de espécies capturadas além de permitirem a adronização das amostragens em estudos de longo prazo. As redes de neblina são rápidas

e fáceis de montar e se mostram eficientes em diversos ambientes, capturam espécies mais e menos conspícuas ou de difícil observação (Keyes & Grue, 1982; Gosler, 2004). Além disso, as redes de neblina eliminam o erro do pesquisador na detecção das aves e padronizam as amostragens em diferentes áreas por longos períodos, sendo que a sua principal vantagem é a possibilidade de estudar padrões espaciais e temporais nas taxas de captura, riqueza e abundância relativa das espécies (Karr, 1981; Loiselle & Blake, 1990, 1991, 1993; Silkey *et al.*, 1999; Blake & Loiselle, 2001; Roos, 2010). Segundo Spencer (1976), Bibby *et al.* (1993), e Roos (2010), a captura, marcação e posterior soltura das aves com redes de neblina, também nos fornece informações de imenso valor, como mapeamento de territórios, dispersão, seleção de habitat, medição do sucesso reprodutivo e expectativa de vida. No entanto, essa técnica apresenta uma série de dificuldades, como a necessidade de treinamento dos pesquisadores e a concessão de licença prévia. O levantamento através de rede de neblina ainda se mostra bastante seletivo, visto que permite a amostragem apenas de uma porção da avifauna. Outros métodos complementares, como pontos e transeções de escuta, com eventual utilização de estações automáticas de gravação se fazem necessários para uma amostragem completa (REFS).

II. OBJETIVOS E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.

O objetivo principal do presente trabalho é avaliar aspectos da ecologia, como riqueza, abundância relativa, diversidade e possíveis padrões de estruturação das comunidades de aves em áreas de proteção ambiental na porção sul do Bioma Mata Atlântica, levando em conta suas diferentes fitofisionomias. Além de definir estratégias de conservação para espécies ameaçadas de extinção no estado do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina registradas no parque Nacional de Aparados da Serra.

Esta dissertação está estruturada em dois artigos principais que abordam os objetivos específicos do trabalho abaixo descritos. Ambos os artigos foram formatados visando à submissão em periódicos com arbitragem científica. Por motivos estéticos, segundo a Resolução nº 23/2009 do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, que “Institui procedimentos e normas para apresentação e avaliação da Dissertação de Mestrado e da Tese de Doutorado” apenas as referências bibliográficas estão formatadas segundo o periódico indicado para a publicação.

No primeiro artigo, intitulado **ESTRUTURA, COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DE AVES EM DUAS FITOFISIONOMIAS DO SUL DA MATA ATLÂNTICA**, se avaliam os padrões de estruturação taxonômica e funcional da comunidade de aves em diferentes fitofisionomias, associados a dois níveis altitudinais, no entorno no Cãnyon Itaimbezinho, dentro dos limites do Parque Nacional de Aparados da Serra, entre os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. Colocou-se a hipótese que fisionomias florestais distintas – Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista, apresentam diferente composição de espécies, esperando-se maiores níveis de diversidade funcional na Floresta Ombrófila Densa, visto que matas localizadas a baixas altitudes possuem habitat mais estruturado (maior número de estratos vegetacionais) que formações florestais

localizadas em altas altitudes. Este artigo encontra-se em preparação para submissão ao periódico *Studies in Neotropical Fauna and Environment*.

O segundo artigo, intitulado ESPÉCIES DE AVES PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO NA PORÇÃO SUL DA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA, aborda mais especificamente estratégias de conservação para espécies prioritárias na porção austral da Mata Atlântica, registradas no Parque Nacional de Aparados da Serra. Este artigo encontra-se já submetido como Nota à *Revista Brasileira de Ornitologia - Brazilian Journal of Ornithology* (Anexo 1).

III. BIBLIOGRAFIA.

Redigida conforme as normas da Revista Brasileira de Ornitologia.

Aleixo, A. 2001. Conservação da avifauna da Floresta Atlântica: efeitos da fragmentação e a importância de florestas secundárias, p. 199-206. Em: **Albuquerque, J. L. B., Cândido Jr., J. F., Straube, F. C., & Roos, A. L.** (eds.) *Ornitologia e Conservação – Da Ciência às estratégias*. Tubarão: Unisul.

Atlântica, S. M. 2014. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br>. (Acesso em 04/10/2016).

Backes, A., Nardino, M. 1998. Árvores, arbustos e algumas lianas nativas no Rio Grande do Sul. São Leopoldo: Ed. UNISINOS. 202p.

Backes, P., & Irgang, B. 2004. Mata Atlântica: as árvores e a paisagem. Paisagem do Sul Editora.

Belton, W. 1994. Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e Biologia. São Leopoldo: Ed. UNISINOS. 58p. IBSN: 85-85580-24-0.

Bencke, G. A., & Kindel, A. 1999. Bird counts along an altitudinal gradient of Atlantic Forest in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. *Ararajuba*.

Bencke, G. 2010. New and significant bird records from Rio Grande do Sul, with comments on biogeography and conservation of the southern Brazilian avifauna. *Iheringia Série Zoologia* 100:391–402. doi: 10.1590/S0073-47212010000400014

Bibby, C., Burgess, N.D. & Hil, D.A. 1993. Birds census techniques. Academic Press, London.

Blake, J. G., & Loiselle, B. A. 2001. Bird assemblages in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nets and point counts. *The Auk*, 118(2), 304-326.

Brooks, T. & Balmford, A. L. 1996. Atlantic Forest extinctions. *Nature*, 380: 115. C. 23(6), 1448-1457.

Brooks, T. M., Wright, S. J., & Sheil, D. 2011. Evaluating the success of conservation actions in safeguarding tropical forest biodiversity. 23(6), 1448-1457.

Brummelhaus J, Weber J, Petry M.V. 2012. A influência da fragmentação da mata ciliar sobre a avifauna na Bacia Hidrográfica do Rio Caí, Rio Grande do Sul. *Neotropical Biology Conservation*. 7:57–66. doi: 10.4013/nbc.2012.71.08

Casas, G., Darski, B., Ferreira, P. M. A., & Müller, S. C. 2016. Habitat structure influences the diversity, richness and composition of bird assemblages in successional Atlantic rain forests. *Tropical Conservation Science*, 9(1), 503–524.

Chesini Rossi, L., Valls, L., Caminha, F., Luís Scherer, A., & Virginia Petry, M. 2014. Dinâmica da avifauna em áreas de borda da Mata Atlântica, Rio Grande do Sul. *Neotropical Biology & Conservation*, 9(3).

de vegetação do Brasil, I. M. 2006. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. Escala, 1(5.000), 000.

Dean, W. 1997. A ferro e fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira. São Paulo: Companhia das Letras.

Fallavena, M. A. B. 1987. Alguns dados sobre a reprodução do garibáldi, *Agelaius r. ruficapillus* (Icteridae, Aves) em lavouras de arroz no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Zoologia*, 4(4), 307–317. <http://doi.org/10.1590/S0101-81751987000400003>

Fontana, C. S., Joenck, C. M., & Mähler Jr., J. K. F. 2000. Description of the nest and eggs of the Shear-tailed Gray-Tyrant (*Muscipipra vetula*) and considerations on its historical ecology implications. *Ornitologia Neotropical*, 11, 169–172.

Gliesch, R. 1930. Lista das aves coligadas e observadas no estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Egatea, 15:276-292. Em **Belton, W 1994.** Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e Biologia. São Leopoldo: Ed. UNISINOS. 58p. IBSN: 85-85580-24-0.

Godoi, M. N., Souza, F. L., Laps, R. R., & Ribeiro, D. B. 2016. Composition and structure of bird communities in vegetational gradients of Bodoquena Mountains, western Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88(1), 211-225.

Goerck, J. M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conservation Biology*, 11(1), 112–118. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95314.x>.

Gosler, A. 2004. Birds in the hand. Bird ecology and conservation: a handbook of techniques, 85-118.

Guadagnin, D. L., Dotto, J. C. & Burger, M. I. 1995. Ocorrência da marreca cabocla *Dendrocygna autumnalis* no noroeste do Rio Grande do Sul, Brasil. *El Hornero*, 14, 74–75.

Gurevitch, J., Scheiner, S. M. & Fox, G. A. 2009. Ecologia Vegetal-2. Artmed Editora.

Harris, G. M. & S. L. Pimm 2004. Bird species' tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. *Conservation Biology*. 18: 1607-1616.

Hasenack, H., Cordeiro, J. L. P., & Both, R. 2009. Unidades de paisagem. BOLDRINI, II., org. Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias. Brasília: MMA.

IBAMA/MMA. 2004. Plano de manejo do Parque Nacional de Aparados da Serra e Serra Geral. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Jarenkow, J. A. 1994. *Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul.* 1994. 125 f. Tese (Doutorado em Ciências, Área de Concentração em Ecologia) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

Jarenkow, J. A. & Budke, J. C. 2009. Padrões florísticos e análise estrutural de remanescentes de floresta com araucária no Brasil. In: **Fonseca, C. R., Souza, A. F., Leal-Zanchet, A. M., Dutra, T. L., Backes, A. & Ganade, G. (Eds.).** Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. Ribeirão Preto: Holos.

Karr, J. R. 1981. Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology*, 6, 62-67.

Keyes, B. E., & Grue, C. E. 1982. Capturing birds with mist nets: a review. *North American Bird Bander*, 7(1), 2-14.

Krügel, M. M., Burger, M. I., & Alves, M. A. 2006. Frugivoria por aves em *Nectandra megapotamica* (Lauraceae) em uma área de Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Zoologia*, 96(1), 17–24. <http://doi.org/10.1590/S0073-47212006000100003>.

Lima, L.S.H.; Franco, E.T.H.; Schumacher, M.V. 2008. Crescimento de mudas de *Euterpe edulis Martius* em resposta a diferentes doses de fósforo. *Ciência Florestal*, v.18, n.4, p.461-70, 2008

Lima, L. M. 2013. Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação (Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo).

Lindström, Å., Green, M., Paulson, G., Smith, H. G., & Devictor, V. 2013. Rapid changes in bird community composition at multiple temporal and spatial scales in response to recent climate change. *Ecography*, 36(3), 313-322.

Loiselle, B. A., & Blake, J. G. 1990. Diets of understory fruit-eating birds in Costa Rica: Seasonality and resource abundance. *Studies in Avian Biology*. (13), 91-103.

Loiselle, B. A., & Blake, J. G. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology*. 180-193.

Loiselle, B. A., & Blake, J. G. 1993. Spatial distribution of understory fruit-eating birds and fruiting plants in a Neotropical lowland wet forest. *Vegetatio*. 107(1), 177-189.

Longhi, R. A. 1995. Livro das árvores. LPM. Editora Porto Alegre. 176p. in: **Backes, P., & Irgang, B. 2004.** Mata Atlântica: as árvores e a paisagem. Paisagem do Sul Editora.

Lorenzi, H. 1992. Árvores brasileiras. Vol 1. Editora Plantarum, São Paulo. 352p. In: **Backes, P., & Irgang, B. 2004.** Mata Atlântica: as árvores e a paisagem. Paisagem do Sul Editora.

Martin, T. E., Nightingale, J., Baddams, J., Monkhouse, J., Kaban, A., Sastranegara, H., & Simcox, W. 2017. Variability in the Effectiveness of Two Ornithological Survey Methods between Tropical Forest Ecosystems. *PloS one*, 12(1), e0169786.

Martinelli, G. 2008. Bromeliaceae da Mata Atlântica Brasileira: Lista de Espécies, Distribuição e Conservação, Rodriguésia, Rio de Janeiro, v.59.

Maurício, G. N., & Dias, R. A. 1998. Range extensions and new records for forest birds in southern Rio Grande do Sul, Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*. 118(1), 14–25. Retrieved from <http://bio.stor.org/reference/111991>.

Marzluff, J. M., & Ewing, K. 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology*, 9(3), 280-292.

Mendonça Lima, A., Boschilia, S. M., Silva, J. B., & Baldissera, R. 2016. Effect of habitat heterogeneity on bird assemblages in a grassland-forest ecotone in Brazil. *Revista Acta Ambiental Catarinense*, 13(1), 8-16.

Mähler Júnior, J. K. F. 2012. Comunidades de aves em áreas florestais fragmentadas por ação antrópica e em manchas com mosaico natural floresta-campo no sul do Brasil. Tese de doutorado. *UFRGS, Porto Alegre*.

Naaf, T. & Wulf, M. 2010. Habitat specialists and generalists drive homogenization and differentiation of temperate forest plant communities at the regional scale. *Biological Conservation*, 143, 848–855

Pastore, U., & Rangel Filho, A. L. R. 1986. Vegetação; as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo Fitogeográfico. IBGE. Folha SH-22 Porto Alegre e parte das folhas SH-21 Uruguaiana e SI-22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro, 796, 541-632.

Pacheco, J. F. e C. Bauer. 2000. Biogeografia e conservação da avifauna na Mata Atlântica e Campos Sulinos – construção e nível atual do conhecimento. http://conservation.org.br/ma/rfinais/rt_aves.htm (acesso em: 30/09/2001).

Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences discussions*, 4(2), 439-473.

Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual review of ecology and systematics*. 53-74.

Pillar, V. P & Lange, O. 2015. Os campos do sul. Porto alegre: Rede Campos Sulinos- UFRGS. ISBN: 978-85-66106-50-3.

Pimm, S. L. 2000. Will the Americas lose bird species? If so, where and when? p. 25-39. Em: **Alves, M. A. S. da Silva, J. M. C. Van Sluys, M. Bergallo, H. G. & Rocha, C. F. D. (orgs.)**. A ornitologia no Brasil: Pesquisa atual e perspectivas. Rio de Janeiro: UERJ.

Puschiavo, M., Rocha, L., & Fávero, O. 2009. Estudo da distribuição geográfica da casca d'anta (*Drimys brasiliensis Miers*). Contribuições para sua conservação. *SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA*, 13, 1-16.

Reis, M. S.; Mariot, A.; Conte, R. & Guerra, M. P. 2002. Aspectos do manejo de recursos da Mata Atlântica no contexto ecológico, fundiário e legal. In: **Simões, L. L. & LINO, C. F. (Orgs.)**. Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais. São Paulo: Editora

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142(6), 1141-1153.

Roos, A. L. 2010. Capturando aves. Em: **Von Matter, S., Straube, F. C., de Queiroz Piacentini, V., Accordi, I. A., & Cândido Jr, J. F. 2010.** Ornitologia e

Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Technical Books Editora.

Silkey, M., Nur, N., & Geupel, G. R. 1999. The use of mist-net capture rates to monitor annual variation in abundance: a validation study. *Condor*. 288-298.

Silva, R. R. V. 2007. Assembleia de aves registrada no Lago do Rizzo e seu entorno, em Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atualidades Ornitológicas On-Line*. 137, 44–52.

Sobral, M., Jarenkow, J. A., Brack, P., Irgang, B. E., Larocca, J. & Rodrigues, R. S. 2006. *Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil*, edn. RiMa/Novo Ambiente, São Carlos

Spencer, R. 1976. *The ringer's manual*. 2ª edição. British Trust for Ornithology.

Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., Moskovits, D. K., & Snow, D. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation* (No. 598.298 N438). Chicago: University of Chicago Press.

Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., & Peres, C. A. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143(10), 2328-2340.

Tomazzoni, A. C., Pedó, E., & Hartz, S. M. 2005. Feeding associations between capybaras *Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus) (Mammalia, Hydrochaeridae) and birds in the Lami Biological Reserve, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 22(3), 712–716. <http://doi.org/10.1590/S0101-81752005000300031>.

Uezu, A., & Metzger, J. P. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3627-3643.

Voos, W. A., Petry, M. V., Sander, M. 1998. Aves do parque nacional de Aparados da serra – lista preliminar. Ed. UNISINOS. São Leopoldo. 14p.

Whitney, B. M., Pacheco, J. F., Isler, P. R., & Isler, M. L. 1995. *Hylopezus nattereri* (Pinto, 1937) is a valid species (Passeriformes, Formicariidae). *Ararajuba*.

Zurita, G. A., & Bellocq, M. I. 2010. Spatial patterns of bird community similarity: bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. *Landscape Ecology*, 25(1), 147-158.

Koch, Z. 2002. *Araucária: a floresta do Brasil meridional*. Olhar brasileiro.

IV. ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE AVES EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E FLORESTA OMBRÓFILA DENSA DO EXTREMO SUL DA MATA ATLÂNTICA

Danielle Franco¹ e Maria João Ramos Pereira^{1,2}

1. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, Porto Alegre RS 91540-000, Brasil.

2. Centre for Environmental and Marine Studies (CESAM), Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago 3810-193 Aveiro, Portugal.

Resumo

Embora reduzida e fragmentada, a Mata Atlântica apresenta um dos maiores graus de riqueza e de endemismo de espécies animais e vegetais do mundo. No sul do Brasil, observamos o limite sul deste bioma que se estende ao longo da costa atlântica e sobre as escarpas leste da Serra Geral. Nesta região, que apresenta grandes declives, espera-se que as aves respondam à estrutura da vegetação em diferentes fisionomias florestais sendo que a composição e riqueza de espécies podem mudar rapidamente em diferentes altitudes a curta distância. Avaliamos a composição, riqueza, diversidade e diversidade funcional da comunidade de aves em duas formações florestais distintas de Mata Atlântica no sul do Brasil. As comunidades de aves foram amostradas com base em redes de neblina no Parque Nacional de Aparados da Serra ao longo das quatro estações ao longo de um ano em duas formações florestais: Floresta Ombrófila Mista (Mata com Araucária; 900 – 1.020m) e Floresta Ombrófila Densa (100 – 200m). Utilizamos riqueza rarefeita, Jackknife, Chao e Bootstrap como medida de riqueza. Para avaliar diversidade utilizamos o Perfil de diversidade de Rényi. A abundância relativa foi avaliada mediante SAD's. Para avaliar se existem diferenças na composição taxonômica utilizamos ANOSIM, seguida de SIMPER para definir as espécies com maior contribuição para a diferença encontrada. A estrutura funcional foi avaliada através das métricas riqueza, equitabilidade, divergência e dispersão funcionais. A riqueza rarefeita assim como os índices calculados variou de acordo com o tipo de formação florestal amostrada. ANOSIM revelou diferenças na composição de espécies entre os grupos. De modo geral, não houve diferença nas métricas de diversidade funcional entre a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Ombrófila Densa. Diferenças de composição, riqueza e diversidade na avifauna em diferentes altitudes do gradiente e em diferentes formações florestais são reflexo da estrutura da vegetação e da potencial diferença na disponibilidade de recursos encontrados nesses ambientes.

Palavras-chave: Assembleia; Diversidade Funcional; Diversidade Taxonômica; Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista; Floresta Montana, Floresta Submontana.

Introdução

O padrão de montagem das comunidades depende de um processo básico: as condições abióticas, em combinação com interações bióticas (como a disponibilidade de alimento), definem os limites dentro dos quais uma determinada espécie do *pool* regional pode habitar uma determinada área; a competição irá então definir combinações estáveis das espécies que passaram pelo primeiro filtro ambiental. Assim, a estruturação das comunidades de vertebrados a larga escala é majoritariamente determinada pela história biogeográfica das espécies (Reif *et al.*, 2010) e pelo clima (Gaston & Blackburn, 1995; Brown & Gibson, 1998; Hawkins *et al.*, 2003), sendo que fatores próximos como, competição, predação, complexidade de habitat e sucessão vegetal são chave na definição da estrutura das assembleias a nível local (Brown & Gibson, 1998; Eisenberg, 1990; Casas *et al.*, 2016). O filtro ambiental restringe a ocorrência de certos fenótipos em uma comunidade, aumentando a similaridade entre os organismos (Mendez *et al.*, 2012), ao passo que a competição interespecífica conduz a algum tipo de limitação na similaridade no uso de recursos que possa garantir a co-existência das espécies (MacArthur & Levins, 1967; Quaintenne *et al.*, 2011).

A estrutura de uma comunidade engloba todas as formas através das quais os organismos interagem entre si, bem como as propriedades que emergem dessas interações como estrutura trófica, diversidade de espécies e abundância relativa. A diversidade taxonomica se refere ao número e a abundância relativa das espécies em uma comunidade. Enquanto que uma visão trófica para estruturar uma comunidade engloba todos os indivíduos pertencentes a uma mesma guilda, ou indivíduos que utilizam uma mesma categoria de recurso, ou ainda indivíduos de um mesmo nível alimentar.

Regiões que apresentam ambientes com diferenças elevadas de altitude são caracterizados por variações consideráveis em geologia, topografia, clima e cobertura de

terra ao longo desses gradientes de elevação e são conhecidos por apresentar um maior número de espécies do que o esperado em uma determinada área. Em comunidades de aves, a riqueza de espécies tende a diminuir com o aumento da altitude (Katuwai *et al.*, 2016). Aves tendem a responder com variação na abundância de indivíduos e composição de espécies ao estágio sucessional (Johns, 1991) e estrutura e complexidade da vegetação (Karr & Freemark, 1983). A diversidade de espécies e de guildas alimentares tende a aumentar com a heterogeneidade de habitats em resposta ao aumento no número de dimensões de nichos particionáveis (Tews *et al.*, 2004; Cramer & Willig, 2005; Casas *et al.*, 2016) que, em geral, é inferior nas altitudes mais elevadas.

Na Mata Atlântica, gradientes altitudinais ocorrem naturalmente ao longo de toda a escarpa da Serra Geral, que se estende desde o estado do Rio Grande do Sul até o estado de São Paulo (Bencke *et al.*, 1999) e, em parte, são responsáveis pela variação na distribuição de espécies e pela formação de padrões espaciais de espécies de plantas e animais em diversos ecossistemas (Costa *et al.*, 2009). Ao longo deste gradiente altitudinal, observamos a transição entre formações florestais. Enquanto que em baixas altitudes observamos a presença de matas tropicais do tipo Floresta Ombrófila Densa, à medida que aumenta a altitude, observamos a transição desse tipo de mata para formações de encosta (Mata Nebular) até manchas de Floresta com Araucária intercalada com Campos de Altitude no planalto (Bencke *et al.*, 1999). Na porção sul do bioma encontramos Floresta Ombrófila Densa em baixas altitudes e Floresta Ombrófila Mista em altitudes mais elevadas, já no platô do planalto (Bencke *et al.*, 1999).

Neste trabalho, avaliamos se composição, riqueza, abundância relativa de espécies e diversidades taxonômica e funcional das comunidades de aves em duas fisionomias de duas faixas de altitude da porção sul da Mata Atlântica são distintas. Com base em dados de capturas de aves em duas fisionomias florestais do Parque Nacional de Aparados da Serra – Floresta Ombrófila Densa (localizada entre 100 – 200m de altitude) e Floresta

Ombrófila Mista (localizada entre 900 – 1.020m de altitude) – procuramos testar as seguintes hipóteses e predições:

1. Existem diferenças na composição entre as assembleias de aves das duas fisionomias florestais associadas a diferentes altitudes da porção austral da Mata Atlântica brasileira. Além disso, deverão existir diferenças na riqueza e diversidade taxonômicas entre os dois ambientes. Especificamente esperamos encontrar:

- a. Maior riqueza de espécies em Floresta Ombrófila Densa, dada a maior complexidade estrutural da vegetação nesta fisionomia;
- b. Diferenças na composição taxonômica já que a composição de espécies esta intimamente ligada ao tipo de formação florestal em que se encontram.

2. As assembleias são estruturadas por filtro ambiental, sendo que este deverá ser mais severo em altitudes mais elevadas. Assim, esperamos encontrar:

- a. Maior abundância de espécies com dieta frugívora e atributos morfológicos ligados a um maior número de estratos vegetacionais em Floresta Ombrófila Densa, e maior abundância de espécies mais generalistas e com características morfológicas ligadas a ambientes com pouco ou nenhum sub bosque em Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária).
- b. Esperamos que Floresta Ombrófila Densa apresente mais elevada diversidade funcional em todas as suas métricas, dada uma maior riqueza de espécies esperada e a maior quantidade de nichos particionáveis.

Material e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado na região fisiográfica dos Campos de Cima da Serra, mais precisamente no Parque Nacional de Aparados da Serra (PNAS). Ocupando uma área de 10.250 ha, o PNAS está localizado na borda oriental do Planalto das Araucárias (29°05'S, 50°00'W – 29°15'S, 50°15'W), na divisa dos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina e abrange três das oito formações descritas para o bioma (Montovani, 2003): Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), Floresta Ombrófila Densa e Campos de Altitude (IBAMA/MMA, 2004). O PNAS contribui com aproximadamente 0.02% dos 2.44% do total de Unidades de Conservação Federais da Mata Atlântica (IBAMA/MMA, 2004). No que diz respeito às formações florestais do bioma Mata Atlântica, o PNAS abrange basicamente duas formações florestais: uma área de Mata Ombrófila Densa a aproximadamente 100m de altitude (localizada no estado de Santa Catarina) e uma área de Mata Ombrófila Mista a aproximadamente 1.020m de altitude no estado do Rio Grande do Sul.

Delineamento amostral

A amostragem de aves foi efetuada com base em capturas com redes de neblina entre setembro de 2015 e outubro de 2016, abrangendo as quatro estações do ano – primavera, verão, outono e inverno. As amostragens foram realizadas em dois setores correspondendo a duas altitudes/fisionomias: i) uma área nas altitudes mais elevadas (entre 900 e 1.020m de altitude) correspondente a uma região de Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária), ii) uma área em altitude baixa – cerca de 100m, já no estado de Santa Catarina, correspondente a uma região de Floresta Ombrófila Densa. Em cada setor, foram definidos três pontos de amostragem (Figura 1) e, em cada ponto de amostragem, foram instaladas duas linhas com 150m de rede em cada linha (usando redes de 3x15m) (Tabela 1). As redes ficaram abertas do nascer do sol até ao meio-dia e foram

mantidas no mesmo ponto de amostragem por dois dias, visto que, depois desse período, as taxas de captura tendem a decair consideravelmente (Marques *et al.*, 2013).

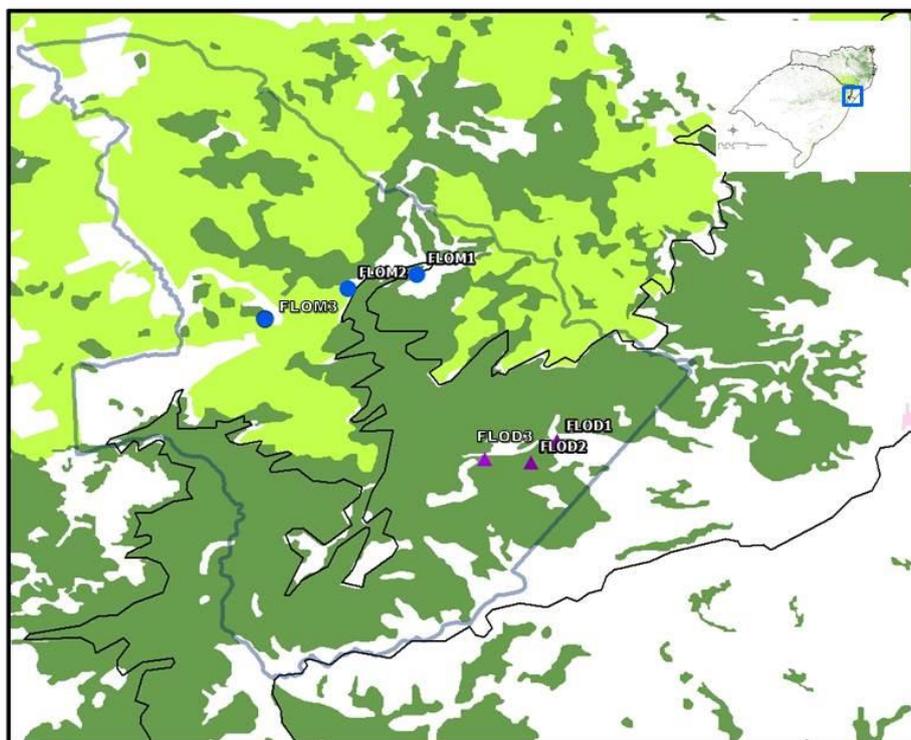


Figura 2. Pontos de amostragem localizados no Parque Nacional de Aparados da Serra, Cambará do Sul (RS) e Santa Catarina (SC). Círculos: Pontos de Amostragem em Floresta Ombrófila Mista (FLOM1, FLOM2 e FLOM3); Triângulos: Pontos de amostragem localizados em Floresta Ombrófila Densa (FLOD1, FLOD2 e FLOD3). Linha azul: Limite do PNAS.

Tabela 1. Localização dos pontos de amostragem no Parque Nacional de Aparados da Serra, municípios de Cambará do Sul (RS) e Praia Grande (SC).

Ponto de amostragem	Tipo Florestal	Altitude	Coordenadas	
FLOM1	Floresta Ombrófila Mista	922m	29°09'52.5" S	050°05'48.2" O
FLOM2	Floresta Ombrófila Mista	923 m	29°10'23.6" S	050°06'00.0" O
FLOM3	Floresta Ombrófila Mista	1.020m	29°10'19.14" S	50° 6'59.54" O
FLOD1	Floresta Ombrófila Densa	100m	29°12'04.3" S	050°02'48.3" O
FLOD2	Floresta Ombrófila Densa	279m	29°12'22.69" S	50° 3'10.60" O
FLOD3	Floresta Ombrófila Densa	260m	29°12'20.20" S	50° 3'51.00" O

Os animais capturados nas redes foram identificados em campo, anilhados com anilhas padrão CEMAVE (Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres) e soltos no próprio local de captura assim que marcados. Para cada animal capturado foram obtidas as seguintes medidas: TARSO: medida da intersecção com a tíbia à escama mais distal do tarso; NARINA PONTA: medida da parte mais distal da narina à ponta do bico; LARGURA DO BICO: medida à altura das narinas; ALTURA DO BICO: medida à altura das narinas.

As espécies foram caracterizadas quanto ao (i) tipo de dieta que possuem (onívoro, insetívoro, nectarívoro, granívoro, frugívoro e carnívoro) e (ii) estrato vertical de forrageio (solo, sub-bosque, estrato médio, dossel e borda de floresta). Dados sobre a dieta de cada espécie assim como sobre o estrato vertical de forrageio foram obtidos na literatura e seguiram Del Hoyo (1997-2002). A nomenclatura das aves segue Piacentini *et al.* (2015).

As capturas com redes de neblina ocorreram mediante aprovação na Comissão de Pesquisa (COMPESQ/UFRGS) e Comitê de Ética (CEUA/UFRGS) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (projeto 28645) e sob licença de captura nos órgãos federais competentes: SISBIO (licença de captura 49050) e CEMAVE (licença 4026/1).

Análise de dados

Utilizamos como medida de riqueza a rarefação baseada em indivíduos e os índices Bootstrap, Jackknife e Chao de primeira e de segunda ordem. A rarefação baseada em indivíduos rarefaz a riqueza de espécies para o mesmo número de indivíduos, uma vez que diferenças no número de espécies podem ser causadas por diferenças no tamanho amostral (Oksanen *et al.*, 2013). Bootstrap mede a riqueza utilizando dados de todas as espécies, não se restringindo às espécies raras. Jackknife mede a riqueza total utilizando as espécies que ocorrem em uma amostra. O índice de Chao 1 estima a riqueza total utilizando o número de espécies representadas por apenas um indivíduo nas amostras (singletons), e o número de espécies com apenas dois indivíduos nas amostras (doubletons) e o estimador Chao 2 se baseia na incidência de espécies.

Para avaliar a composição das comunidades foram usadas as curvas de Distribuição da Abundância das Espécies (*Species Abundance Distribution – SAD's*) e para avaliar diversidade o perfil de diversidade Série de Rényi. Os perfis de diversidade apresentam diferentes valores que equivalem aos diferentes índices de diversidade de acordo com a variação na ordem do parâmetro α , sendo que $\alpha=0$ equivale à riqueza, $\alpha=1$ equivale ao índice de Shannon e $\alpha=2$ equivale ao índice de Simpson. As SAD's são modelos ecológicos das abundâncias ou abundâncias relativas de diferentes espécies encontradas nas comunidades biológicas e são descritas por modelos probabilísticos (Magurran, 2006). As suposições investigadas dos modelos ecológicos de SAD's são examinadas de acordo com as premissas dos seguintes modelos: *Broken-stick* (McArthur,

1957): pressupõem que os recursos são igualmente distribuídos entre as espécies; *Niche-preemption* (Motomura, 1932): postula que o nível de abundância de cada espécie é uma proporção sequencial e constante do número total de indivíduos em uma comunidade; log-normal (Preston, 1948): pressupõem que a abundância das espécies segue uma distribuição normal; *Zipf* (Zipf, 1949) e *Zipf-Mandelbrot* (Gray, 1987): são modelos característicos de sucessão ecológica e postulam espécies colonizadoras tardias têm as maiores necessidades de um nicho especializado e por isso são mais raras que as espécies colonizadoras iniciais.

Para testar a existência de diferenças na estrutura taxonômica das comunidades nas duas formações florestais utilizamos análise de similaridades (ANOSIM) com base em uma matriz de abundância das espécies amostradas. A ANOSIM permite testar estatisticamente diferenças entre dois ou mais grupos de unidades amostrais, utilizando uma matriz de dissimilaridade. Após a ANOSIM, a fim de avaliar quais espécies contribuíram com maior peso para a diferença encontrada, utilizamos a porcentagem de similaridade (SIMPER).

Avaliamos também a diversidade funcional das comunidades em ambas as formações florestais. A diversidade funcional é um conceito complexo, sendo que abordagens modernas reconhecem que a diversidade é uma questão multifacetada, e que, portanto, utilizar diversas métricas em uma única análise é a melhor abordagem (Laliberté & Legendre, 2010). Para medir a diversidade funcional seguimos a abordagem de Villéger *et al.* (2008) que se baseia na distância entre as comunidades no espaço de traços multivariados (baseado nos eixos PCoA de uma matriz de distância) e incorpora informações sobre a abundância relativa das espécies. Utilizamos nesta análise, quatro métricas distintas: i) *riqueza funcional* que representa a quantidade do espaço funcional ocupado por uma comunidade de espécies; proposta como um análogo multivariado da amplitude de um único traço (Villéger *et al.*, 2008), não é ponderada pela abundância e,

portanto, sensível a outliers (Laliberté & Legendre, 2010); ii) *equitabilidade funcional* que corresponde ao quão regularmente as abundâncias das espécies são distribuídas no espaço funcional; valores mais altos indicam que as distâncias entre os pares vizinhos mais próximos são semelhantes, sendo que tendem para zero com pontos cada vez mais agrupados; iii) *divergência funcional* que define o quão distantes as abundâncias das espécies estão do centro do espaço funcional (Mouchet *et al.*, 2010); valores elevados de divergência indicam que as espécies abundantes estão próximas dos vértices do espaço funcional; os valores se aproximam de zero à medida que as espécies abundantes se aproximam do centro do espaço; e iv) *dispersão funcional* que foi proposta para combinar os pontos fortes das três primeiras medidas (Laliberté & Legendre, 2010), incorporando informações de abundância tal como equitabilidade e divergência mas, ao contrario dessas duas métricas, assim como a riqueza, considera a dispersão das espécies em um espaço de atributos. Em essência, a dispersão é a distância média de cada indivíduo ao centróide da comunidade. Para detectar diferenças entre as métricas de diversidade funcional nos dois tipos florestais amostrados foram realizados testes t de Student.

Todas as análises foram realizadas no software R versão 3.0.2 (R Core Team, 2017) utilizando os pacotes *vegan* (Oksanen *et al.*, 2011) e *FD* (Laliberté *et al.*, 2010), e o software *PAST* versão 2.16 (Hammer *et al.*, 2001).

Resultados

Foram registrados 651 indivíduos de 95 espécies distribuídas em 30 famílias (Tabela 2). Destes, 206 indivíduos de 49 espécies foram capturados na área de Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária) e 445 indivíduos de 73 espécies na área de Floresta Ombrófila Densa. Todos os indivíduos capturados foram identificados até à

espécie à exceção de animais do gênero *Elaenia*, pois a sua identificação em campo se torna difícil dado que as duas espécies que ocorrem na região são virtualmente iguais, sendo apenas distinguíveis pela sua vocalização (Fitzpatrick, 2004).

Tabela 2. Espécies de aves capturadas por ponto de amostragem no Parque Nacional de Aparados da Serra entre setembro de 2015 e outubro de 2016. FLOM1, FLOM2 e FLOM3: área de Floresta Ombrófila Mista (900-1020m). FLOD1, FLOD2 e FLOD3: área de Floresta Ombrófila Densa (100-200m).

ESPÉCIE	FLOM1	FLOM2	FLOM3	FLOD1	FLOD2	FLOD3
Família Tinamidae						
<i>Crypturellus parvirostris</i>				X		
Família Columbidae						
<i>Geotrygon montana</i>						X
<i>Leptotila rufaxila</i>				X		
Família Cuculidae						
<i>Tapera naevia</i>				X		
Família Caprimulgidae						
<i>Hydropsalis parvula</i>	X					
Família Trochilidae						
<i>Anabacerthia amaurotis</i>					X	
<i>Chlorostilbon lucidus</i>				X	X	
<i>Heliodoxa rubricauda</i>		X		X		
<i>Leucochloris albicollis</i>	X	X	X	X		
<i>Phaethornis eurynome</i>	X			X	X	X
<i>Stephanoxis loddigesii</i>	X	X	X	X	X	
<i>Thalurania glaucopis</i>	X	X		X	X	X
Família Trogonidae						
<i>Trogon rufus</i>				X		X
<i>Trogon surrucura</i>				X		
Família Picidae						

<i>Colaptes melanochloros</i>	X				
<i>Picumnus temminckii</i>				X	
<i>Veniliornis spilogaster</i>		X	X		
Família Falconidae					
<i>Micrastur ruficolis</i>				X	
Família Psittacidae					
<i>Pyrrhura frontalis</i>		X			
<i>Triclaria malachitacea</i>				X	
Família Thamnophilidae					
<i>Dysithamnus mentalis</i>			X		X
<i>Batara cinerea</i>			X		
<i>Myrmoderus squamosus</i>			X		
<i>Pyriglena leucoptera</i>			X		X
<i>Thamnophilus caerulescens</i>		X	X		
Família Conopophagidae					
<i>Conopophaga lineata</i>	X		X	X	X
Família Formicariidae					
<i>Chamaeza campanisona</i>			X		
Família Scleruridae					
<i>Sclerurus scansor</i>			X	X	X
Família Dendrocolaptidae					
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	X		X		X
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	X		X	X	X
<i>Sittasomus griseicapillus</i>		X	X	X	X
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>		X			
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>			X	X	X
Família Xenopidae					
<i>Xenops rutilans</i>			X		X
Família Furnariidae					
<i>Amazilia leucogaster</i>			X		
<i>Automolus leucophthalmus</i>			X		

<i>Cranioleuca obsoletta</i>				X	
<i>Heliobletus contaminatus</i>		X	X		X
<i>Leptasthenura striolata</i>	X		X		
<i>Phillydor atricapillus</i>					X
<i>Phyllidor rufum</i>				X	
<i>Synallaxis spixi</i>				X	
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>		X	X		X

Pipridae

<i>Chiroxiphia caudata</i>		X		X	X
----------------------------	--	---	--	---	---

Família Tityridae

<i>Schiffornis virescens</i>				X	X
------------------------------	--	--	--	---	---

Família Platyrinchidae

<i>Platyrinchus mystaceus</i>		X		X	X
-------------------------------	--	---	--	---	---

Família Rhyncocyclidae

<i>Hemitriccus obsoletus</i>		X			
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>				X	X
<i>Mionectes rufiventris</i>				X	X
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>				X	
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>				X	X

Família Tyranidae

<i>Camptostoma obsoletum</i>		X			
<i>Knipolugus cyanirostris</i>	X		X		
<i>Lathrotriccus euleri</i>				X	X
<i>Myiarchus swainsoni</i>	X		X		
<i>Myiodynastes maculatus</i>	X				
<i>Myiophobus fasciatus</i>	X				
<i>Myiornis auricularis</i>				X	
<i>Phyllomyias fasciatus</i>					X
<i>Phyllomyias virescens</i>		X			
<i>Phylloscartes ventralis</i>	X	X	X		
<i>Serpophaga subcristata</i>		X		X	

<i>Elaenia sp.</i>	X	X	X			
<i>knipolegus nigerrimus</i>						X
<i>Tyrannus melancholicus</i>						X

Família Vireonidae

<i>Cyclarhis gujanensis</i>			X			
<i>Vireo chivi</i>		X				X

Família Troglodytidae

<i>Troglodytes musculus</i>						X
-----------------------------	--	--	--	--	--	---

Família Turdidae

<i>Turdus albicollis</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Turdus amaurochalinus</i>			X	X		
<i>Turdus flavipes</i>	X	X			X	
<i>Turdus leucomelas</i>	X					
<i>Turdus rufiventris</i>	X	X	X	X		X
<i>Turdus subalaris</i>	X	X	X			

Família Passerellidae

<i>Zonotrichia capensis</i>	X		X			
-----------------------------	---	--	---	--	--	--

Família Parulidae

<i>Basileuterus culicivorus</i>	X			X	X	X
<i>Geothlypis aequinoticalis</i>				X		
<i>Myiodynops leucoblephara</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Setophaga pitaiayumi</i>			X	X		

Família Icteridae

<i>Cacicus crysopterus</i>						X
----------------------------	--	--	--	--	--	---

Família Thraupidae

<i>Coereba flaveola</i>						X
<i>Haplospiza unicolor</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Poospiza cabanisi</i>	X	X	X			
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>				X		
<i>Saltator similis</i>	X			X		
<i>Sicalis flaveola</i>	X					X

<i>Sporophila caerulea</i>				X		
<i>Stephanophorus diadematus</i>	X		X	X		
<i>Tachyphonus coronatus</i>				X	X	X
<i>Tangara cyanocephala</i>				X		
<i>Tangara preciosa</i>	X		X			
<i>Tangara sayaca</i>		X		X		
<i>Trichothraupis melanops</i>				X	X	X
Família Fringillidae						
<i>Euphonia calybea</i>					X	
Família Cardinalidae						
<i>Habia rubica</i>				X	X	X

A riqueza rarefeita assim como os índices calculados variou de acordo com o tipo de formação florestal amostrada. A maior riqueza rarefeita (Figura 2), assim como os maiores valores para os índices de riqueza calculados foram obtidos na área de Floresta Ombrófila Densa (Tabela 3).

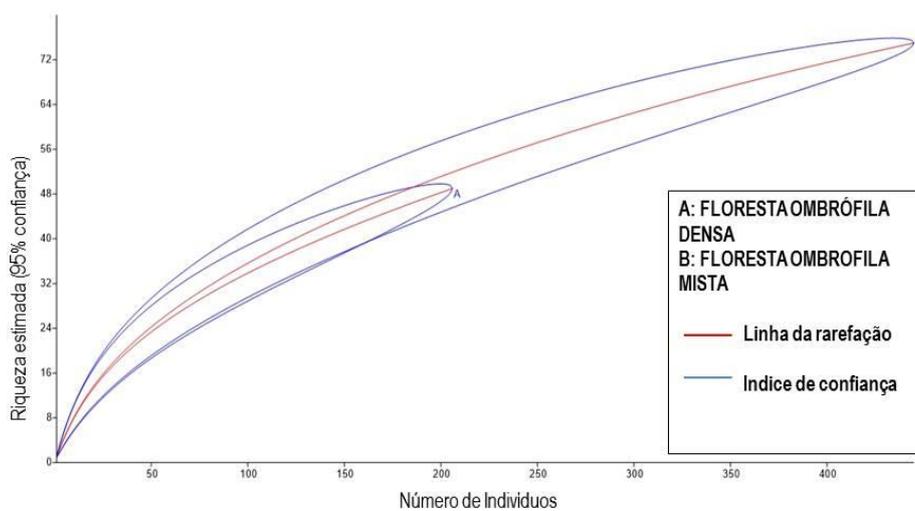


Figura 3. Curva de rarefação de espécies. A: Floresta Ombrófila Mista (localizada a 1.020m de altitude). B: Floresta Ombrófila Densa (localizada a 100m de altitude). A linha azul em torno de cada linha corresponde ao intervalo de confiança de cada estimativa (95%).

Tabela 3. Índices de riqueza calculados para a Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa.

	Jacknife 1	SD	Jacknife 2	SD	Chao 2	SD	Bootstrap
Floresta Ombrófila Mista	68,33	4,67	76,33	-	73,61	12,69	57,96
Floresta Ombrófila Densa	102,67	19,67	114,83	-	117	18,49	87,22

Segundo o perfil de diversidade de Rényi, a comunidade de aves da área de Floresta Ombrófila Densa é, além de mais rica, também mais diversa tanto para o índice de Shannon quanto para o índice de Simpson (Figura 3).

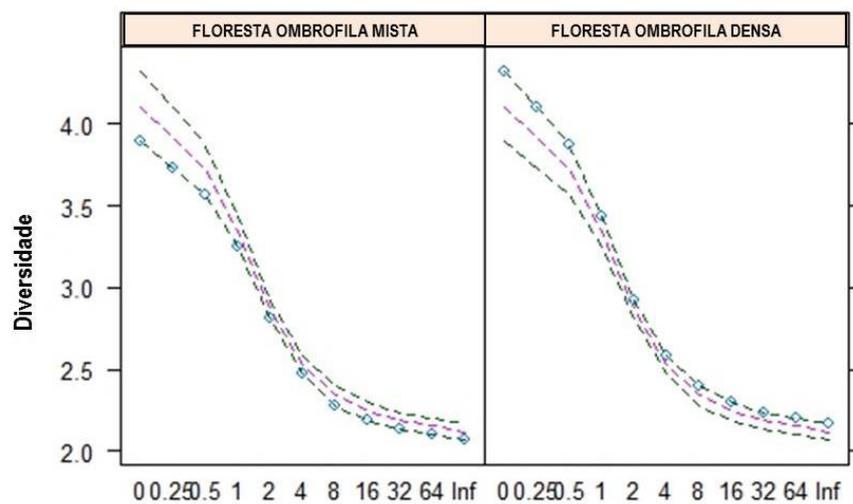


Figura 4. Perfil de diversidade de Rényi nas duas formações florestais estudadas. Cada ponto da curva representa um índice de diversidade; a linha rosa corresponde à mediana dos dados e as linhas verdes aos extremos dos dados. O eixo das abcissas corresponde a variação no parâmetro α .

A comunidade de aves na área de Floresta Ombrófila Densa mostrou distribuição mais uniforme (maior equitabilidade na distribuição das espécies) segundo a SAD (Figura 4). A curva de distribuição das abundâncias relativas das espécies mostrou ainda que não há dominância evidente na área de Floresta Ombrófila Densa, enquanto que foi evidente dominância de poucas espécies – *Elaenia* sp. (26 indivíduos em duas potenciais espécies), *Turdus rufiventris* (22 indivíduos) e *Zonotrichia capensis* (24 indivíduos) na área de Floresta Ombrófila Mista.

A curva de distribuição das abundâncias também mostra que em Floresta Ombrófila Densa ocorrem mais espécies raras (pouco abundantes) do que em altitudes mais elevadas. O modelo ecológico melhor ajustado para a SAD foi *Mandelbrot*; este modelo postula que espécies colonizadoras tardias têm as maiores necessidades de um nicho especializado e por isso são mais raras que as espécies colonizadoras iniciais.

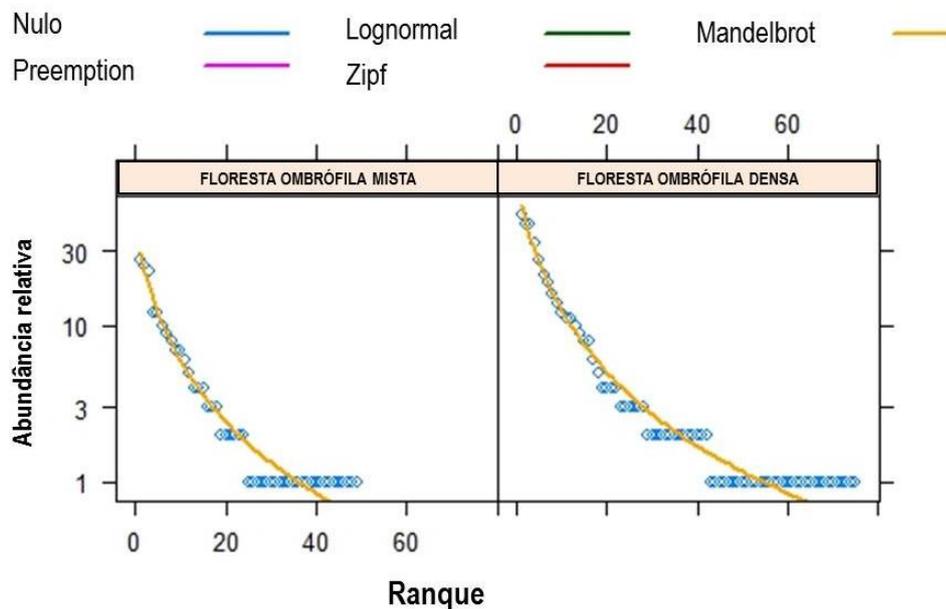


Figura 5. Distribuição de Abundância das Espécies (*Species Abundance Distribution – SAD’s*). As linhas indicam o modelo que melhor se ajusta aos dados e os pontos indicam a abundância de cada espécie, de

modo que as espécies mais abundantes estão na porção superior direita do gráfico e as espécies mais raras estão na porção inferior esquerda do gráfico.

A análise de similaridade (ANOSIM) revelou diferenças na composição de espécies entre os tipos florestais ($R= 0,10$; $p = 0,05$). Em Floresta Ombrófila Mista as espécies exclusivas que mais contribuíram para a diferença de composição foi *Zonotrichia capensis* (4,36%) e o complexo *Elaenia* sp. (4,62%), enquanto que em Floresta Ombrófila Densa as espécies exclusivas com maior peso na contribuição foram *Habia rubica* (6,40%) e *Tricothraupis melanops* (3,05%) (Figura 5).

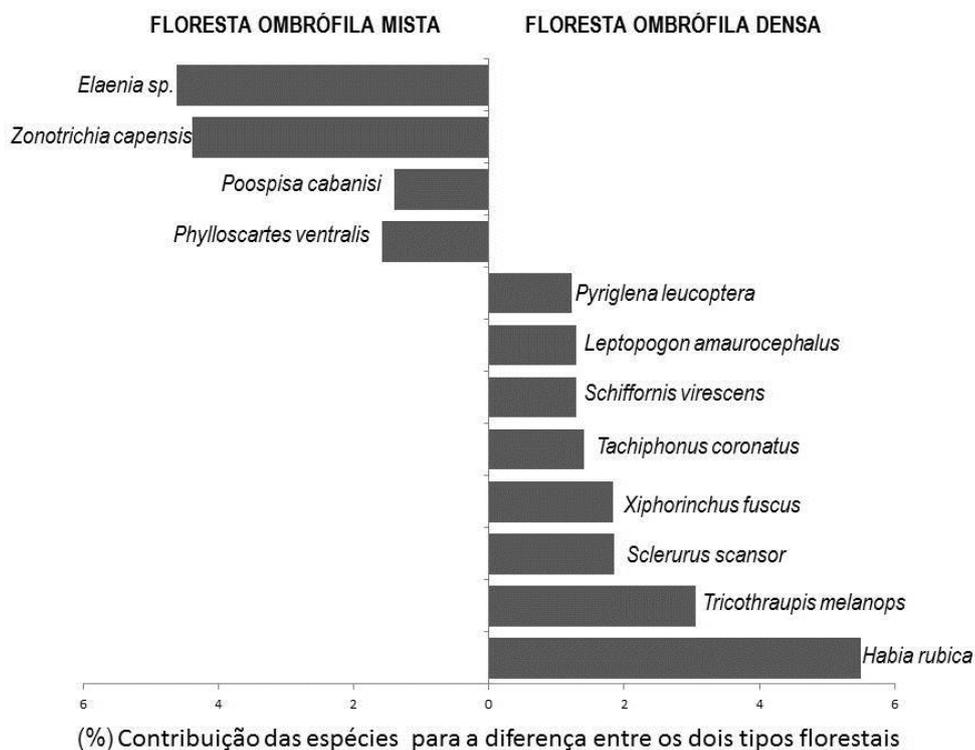


Figura 6. Espécies exclusivas de Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa com a maior contribuição (1–5%) para a dissimilaridade entre os dois ambientes.

Não foram encontradas diferenças significativas na dispersão ($t=-0,98$; $p=0,37$) e equitabilidade ($t=0,49$; $p=0,64$) funcionais entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta

Ombrófila Densa (Figura 6). Porém, a riqueza funcional ($t=2,23$; $p=0,01$) foi significativamente maior em Floresta Ombrófila Densa enquanto que a divergência funcional ($t=4,86$; $p=0,01$) foi significativamente maior em Floresta Ombrófila Mista.

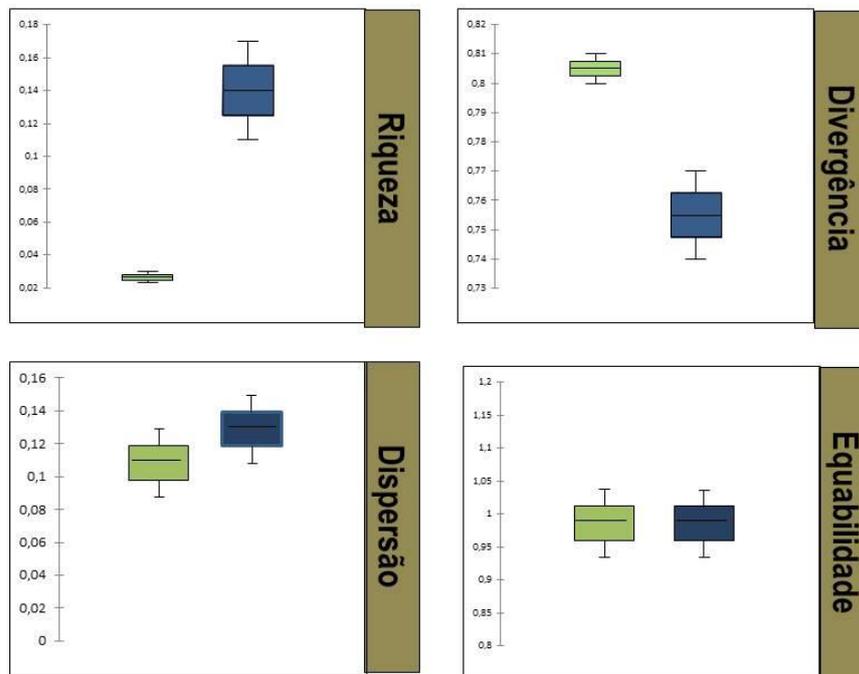


Figura 7. Box-plot com as métricas da diversidade funcional de acordo com o tipo florestal. As caixas indicam o valor e as linhas o intervalo de confiança (95%). Apenas riqueza e divergência apresentaram diferenças significativas entre a Floresta Ombrófila Mista (a verde) e a Floresta Ombrófila Densa (a azul) (veja texto para as estatísticas).

Discussão

Na divisa dos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (extremo nordeste do estado), observamos uma distinta e rica avifauna no gradiente de Mata Atlântica (Bencke *et al.*, 1999). Diferenças de composição na avifauna em diferentes altitudes são um reflexo da variedade de habitats encontrados ao longo desse gradiente de altitude. Nesta região observamos também o limite meridional para muitas espécies de aves, especialmente as espécies restritas a matas densas (Belton, 1994).

Encontramos maior riqueza de espécies na Floresta Ombrófila Densa do que na Floresta Ombrófila Mista, confirmando a ideia de que uma maior complexidade estrutural está intimamente ligada o número de espécies encontrado em uma localidade (Franchin *et al.*, 2009). O modelo que melhor se ajustou aos dados nas SAD's foi *Mandelbrot*, modelo característico de ambientes em sucessão ecológica. Este modelo postula que espécies colonizadoras tardias têm as maiores necessidades de um nicho especializado e por isso são mais raras que as espécies colonizadoras iniciais (Magurran, 2006). Ambientes florestais em processo de reestruturação florestal (mais avançado na área de Floresta Ombrófila Densa), propiciam uma grande quantidade de recursos alimentares e de habitats para as aves (Casas *et al.*, 2016), sendo um dos fatores que atuam na composição de espécies de aves em florestas em estágios mais avançados de regeneração (Aleixo, 1999; Casas *et al.*, 2016), conduzindo provavelmente ao maior número de espécies aí encontrado.

Nossos resultados demonstraram também que a Floresta Ombrófila Densa é, não só mais rica, mas também mais diversa. A maior estruturação de habitat, ou seja, maior número de estrato vegetacionais bem desenvolvidos, além do clima mais úmido propicia maior número de habitats e de recursos, provavelmente conduzindo a uma distribuição mais equitativa do número de indivíduos pelas espécies presentes (Mendonça de Lima, 2012).

Certamente as diferenças encontradas na composição das assembleias de aves entre Floresta Ombrófila Densa e em Floresta Ombrófila Mista estão fortemente ligadas ao tipo de vegetação que ocorre nestas duas florestas associadas a duas faixas altitudinais bem distintas. Neste sentido, as espécies que mais contribuíram para a diferenciação da Floresta Ombrófila Mista são aves de maior ocorrência em áreas mais abertas ou em bordas de floresta, ambiente bastante característico das altitudes mais elevadas do planalto; um exemplo é *Zonotrichia capensis*, espécie bastante característica de

ambientes abertos e bordas de floresta de clima mais frio desde o nível do mar até 4.600m de altitude (Rising & Jaramillo, 2017); e *Elaenia* sp., gênero também bastante característico de borda de floresta e de áreas mais abertas, sendo que *E. mesoleuca* e *E. parvirostris* em particular migram para o sul do Brasil em meados de setembro para reprodução e retornam para o norte em meados de março (Fitzpatrick, 2004). Da mesma forma, as espécies com maior peso para a diferenciação da Floresta Ombrófila Densa são espécies características de interior de matas densas e úmidas e/ou que necessitam de grandes contínuos de floresta para sobreviver. É o caso de *Habia rubica* e *Trichothraupis melanops* características de florestas húmidas de baixa altitude e com grande densidade de sub-bosque (Hilty, 2017).

A comunidade de aves de Floresta Ombrófila Densa foi funcionalmente mais rica e menos divergente que a comunidade de aves na Floresta Ombrófila Mista, enquanto que não houve diferenças na dispersão e na equabilidade funcionais entre os dois ambientes.

A riqueza funcional reflete a gama total de todos os traços simultaneamente; no entanto, não é ponderada pela abundância e, portanto, pode ser inflada mesmo por um único indivíduo com características incomuns. A presença de algumas espécies de maior porte como *Micrastur ruficollis* (Falconidae), *Tricharia malachitacea* (Psittacidae), *Batara cinerea* (Thamnophilidae), *Crypturellus parvirostris* (Tinamidae), *Trogon rufus* (Trogonidae) e *Trogon surrucura* (Trogonidae) e de outras de menor porte, mas também funcionalmente distintas no que diz respeito ao bico, tarso e estrato de forrageio como *Xenops rutilans* (Xenopidae), *Picumnus temminckii* (Picidae), *Platyrinchus mystaceus* (Platyrinchidae), *Myrmoderus squamosus* (Thamnophilidae) e *Cacicus crysopterus* (Icteridae) teria o efeito de aumentar a riqueza funcional.

Alta divergência funcional pode indicar um alto grau de diferenciação de nicho para as espécies indicando baixa competição por recursos. Na região dos Campos de

Cima da Serra, os remanescentes de Mata com Araucária se encontram na forma de manchas inseridas em uma matriz de Campo (Campos de Altitude) (Dias *et al.*, 2014), o que possibilita a ocorrência tanto de espécies florestais como de espécies de ocorrência em áreas mais abertas ou em borda de floresta. Esta configuração de habitat permite uma ocupação mais variada de habitats e de nichos, garantindo uma utilização eficiente de todos os recursos disponíveis.

A inexistência de diferenças entre os dois ambientes no que respeita à equitabilidade e à dispersão funcionais parece indicar que, em ambos os ambientes as espécies ocupam de igual forma o espaço funcional.

A conclusão de que as assembleias dos dois tipos de florestas são distintas, e que o ótimo ecológico das espécies é influenciado pela altitude/complexidade da vegetação tem consequências imediatas sobre o manejo e a conservação de aves na Mata Atlântica. Certamente que a Floresta Ombrófila Densa contribui com o maior número de espécies de aves para o *pool* regional, mas este depende não só das espécies da assembleia dominante, mas também das espécies presentes em ambientes, que embora menos ricos, apresentam composição distinta. Esta associação de algumas espécies de aves com um tipo particular de floresta sugere que ambas as fisionomias são relevantes para a diversidade regional da Mata Atlântica, um padrão já encontrado por; Law e Dickman (1998) e Perez (2014) para outras regiões, sublinhando a importância da manutenção do mosaico natural de fisionomias que caracteriza o bioma para a conservação da sua avifauna única e diversificada. Unidades de conservação que combinam diferentes ambientes são mais eficientes para a preservação ambiental, tal como já sugerido por vários outros autores (Law & Dickman, 1998; Perez, 2014). O Parque Nacional dos Aparados da Serra, onde o nosso trabalho foi desenvolvido, é assim um bom exemplo, devendo ser foco de especial atenção dada a grande pressão que sofre pela conversão agrícola e silvícola no seu entorno.

Bibliografia

Manuscrito redigido conforme o periódico *Studies in Neotropical Fauna and Environment*.

Aleixo, A. (1999). Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. *The Condor*, 101: 537-548.

Anjos, L. (2001). Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, (August 2000), 11–27.

Belton, W. (1994). *Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e Biologia*. São Leopoldo: Ed. UNISINOS. 58p. ISBN: 85-85580-24-0.

Bencke, G.A., Kindel, A. (1999). Bird counts along an altitudinal gradient of Atlantic Forest in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. *Ararajuba* 7:91–107.

Blandón, A. C., Perelman, S. B., Ramírez, M., López, A., Javier, O., & Robbins, C. S. (2016). Temporal bird community dynamics are strongly affected by landscape fragmentation in a Central American tropical forest region. *Biodiversity and conservation*, 25(2), 311-330.

Bregman, T. P., Sekercioglu, C. H., & Tobias, J. A. (2014). Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169, 372-383.

Brokaw, N. (1985). Treefalls, regrowth and community structure in tropical forests. In: PICKETT, A. & WHITE, S. (Ed.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. New York: Academic Press. p. 53-69.

Brown, J.H.&Gibson, A.C. (1998). Biogeography. The C. V. Mosby Company, St. Louis,MO.

Casas, G., B. Darski, P. M. A. Ferreira, & S. C. Müller. (2016). Habitat structure influences the diversity , richness and composition of bird assemblages in successional Atlantic rain forests. *Trop. Conserv. Sci.* 9: 503–524.

Chamberlain, D., Brambilla, M., Caprio, E., Pedrini, P., & Rolando, A. (2016). Alpine bird distributions along elevation gradients: the consistency of climate and habitat effects across geographic regions. *Oecologia*, 181(4), 1139-1150.

Cramer, M. J., & Willig, M. R. (2005). Habitat heterogeneity, species diversity and null models. *Oikos* 108: 209–218.

Costa, F. R. C., Jean-louis, G., Lima, A. P., Pereira, O. S. (2009). Gradients within gradients: The mesoscale distribution patterns of palms in a central Amazonian forest. *Journal of Vegetation Science*, Knivsta, v.20, p. 1-10.

Davey, C. M. *et al.*, (2012). Rise of the generalists: evidence for climate driven homogenization in avian communities. – *Global Ecol. Biogeogr.* 21: 568 – 578.

Mendonça-Lima, A. (2012). Estrutura de habitat, diversidade e comportamento da avifauna em sistemas de silvicultura em Floresta Ombrófila Mista. Tese de doutorado. Porto Alegre.149p.

del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A., de Juana, E. (eds). (2016). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Editions, Barcelona. Available at www.hbw.com

Dias, R. A., Bastazini, V. A. G., & Gianuca, A. T. (2014). Associações entre aves e variáveis de habitat em campos costeiros do sul do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 104(2), 200–208. <http://doi.org/10.1590/1678-476620141042200208>.

Eisenberg, J. F. (1990). Neotropical mammal communities. Four Neotropical Rainforests (ed. A.H. Gentry), pp. 358–368, Yale University Press, Yale.

Fitzpatrick, J. W., Bates, J. M., Bostwick, K. S., Caballero, I. C., Clock, B. M., Farnsworth, A., & Mobley, J. A. (2004). Family Tyrannidae (tyrant-flycatchers). Handbook of the birds of the world, 9, 170-462.

Franchin, A. G., de Oliveira, G. M., de Melo, C., Tomé, C. E. R., & Junior, O. M. (2009). Avifauna do Campus Umuarama, Universidade Federal de Uberlândia (Uberlândia, MG). Revista Brasileira de Zoociências, 6(2).

Gaston, K.J. & Blackburn, T.M. (1995). Mapping biodiversity using surrogates for species richness: macro-scales and New World birds. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 262, 335–341.

Gray, J. S. (1987). Species-abundance patterns. In: Gee, J. H. R.; Giller, P. S. (EDS.). Organization of communities - past and present. Oxford, UK: Blackwell Science, p.53-67.

Hawkins, B. A., Field, R., Cornell, H. V., Currie, D. J., Guegan, J. F., Kaufman, D.M., Kerr, J. T., Mittelbach, G. G., Oberdorff, T., O'Brien, E. M., Porter, E. E. & Turner, J. R. G. (2003). Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. Ecology, 84, 3105–3117.

Hilty, S. (2017). Black-goggled Tanager (*Trichothraupis melanops*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. & de Juana, E. (eds.). Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <http://www.hbw.com/node/61610> on 20 January 2017).

Hilty, S. (2017). Red-crowned Ant-tanager (*Habia rubica*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). Handbook of the Birds of the World

Alive. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <http://www.hbw.com/node/61836> on 20 January 2017).

IBAMA/MMA. (2004). Plano de manejo do Parque Nacional de Aparados da Serra e Serra Geral. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Johns, A. D. (1991). Responses of Amazonian Rain Forest Birds to Habitat Modification. *J. Trop. Ecol.* 7: 417-437.

Karr, J. R. & Freemark, K. E. (1983). Habitat Selection and Environmental Gradients: Dynamics in the "Stable" Tropics. *Ecology*, 64, 1481-1494.

Katuwal, H. B., Basnet, K., Khanal, B., Devkota, S., Rai, S. K., Gajurel, J. P. & Nobis, M. P. (2016). Seasonal Changes in Bird Species and Feeding Guilds along Elevational Gradients of the Central Himalayas, Nepal. *PloS one*, 11(7), e0158362.

Laliberté, E. & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299–305.

Law, B. S., & Dickman, C. R. (1998). The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation*, 7:327- 333.

MacArthur, R. e R. Levins. (1967). The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am. Nat.*, 101: 377-385.

Magurran, A. E. (2006). *Measuring biological diversity*. Maldem, MA: Blackwell Publishing. 256p.

Marques J. T., Ramos Pereira M. J., Marques T. A., *et al.*, (2013) Optimizing Sampling Design to Deal with Mist-Net Avoidance in Amazonian Birds and Bats. *PLoS One*. doi: 10.1371/journal.pone.0074505.

McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evol.*, 21, 178–185.

Mendez, V., Gill, J.A., Burton, N.H.K., Austin, G.E., Petchey, O.L. & Davies, R.G. (2012). Functional diversity across space and time: trends in wader communities on British estuaries. *Diversity and Distributions*, 18, 356–365.

Motomura, I. (1932). On the statistical treatment of communities. *Zoological Magazine*, v.44 p.379 383,.

Mouchet, M. A., Villéger, S. V., Mason, N. W. H., Mouillot, D. (2010). Functional Diversity Measures: an Overview of their Redundancy and their Ability to Discriminate Community Assembly Rules. *Functional Ecology*. 24: 867-876.

Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P. R., O’Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H., Wagner H. (2013). Package ‘vegan’ (<http://cran.r-project.org>, <http://vegan.r-forge.r-project.org/>). available at: <http://cran.r-project.org/>.

Oksanen, J., Blanchet, G., Kindt, R., Minchin, P. R., Legendre, P., O’Hara, B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H. & Wagner, H. (2011). *vegan: Community Ecology Package*. R package Version 2.0-2. Available at: <http://cran.r-project.org/>. R Development Core Team (2011).

Pianka, E. R. (1973). The structure of lizard communities. *Annual review of ecology and systematics*, 53-74.

Piacentini, V. de Q. (2015). Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Rev Bras Ornitol* 23:91–298.

Preston, F. W. (1948). The commonness and rarity of species. *Ecology*, v.29, n.3, p.254-283.

Quaintenne, G., van Gils, J.A., Bocher, P., Dekinga, A. & Piersma, T. (2011). Scaling up ideals to freedom: are densities of red knots across western Europe consistent with ideal free distribution? *Proceedings of the Royal Society B*, 278, 2728–36.

Reif, J. *et al.*, (2010). Contrasting effects of climatic and habitat changes on birds with northern range limits in central Europe as revealed by an analysis of breeding bird distribution in the Czech Republic. – *Acta Ornithol.* 45: 83 – 90.

R Core Team. (2016). R: A Language and Environment for Statistical Computing.

Rising, J., & Jaramillo, A. (2017). Rufous-collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <http://www.hbw.com/node/61910> on 20 January 2017).

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C.; Schwager, M., Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79-92.

Thiollay, J. M. (1992). Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan Rain Forest. *Conserv. Biol.*, 6:47-60.

Villéger, S., Mason, N. W. H. & Mouillot, D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290–2301.

Zipf, G. K. (1949). *Human behavior and the principle of least effort*. Cambridge, Massachusetts: Addison-Wesley. 573p.

V. PRIORITY BIRD SPECIES FOR CONSERVATION IN THE SOUTHERNMOST PORTION OF THE BRAZILIAN ATLANTIC FOREST

Danielle Franco¹ e Maria João Ramos Pereira^{1,2}

1. Postgraduate Program in Animal Biology, Department of Zoology, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves 9500, Porto Alegre RS 91540-000, Brazil.

2. Centre for Environmental and Marine Studies (CESAM), Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago 3810-193 Aveiro, Portugal.

Abstract

We defined five priority bird species for conservation in the Aparados da Serra National Park, in the south of the Atlantic Forest, Brazil, based on the occurrence, distribution range and conservation status of each species occurring in the area. For those priority species we defined urgent management actions taking into consideration the existing information on the main threats in the region: habitat destruction, degradation and fragmentation, as well as illegal hunting and knowledge gaps. We strongly recommend the expropriation and restoration of the areas illegally used for agriculture and the creation of a long-term monitoring scheme to define the population status and trend of each of those five species in southern Brazil.

Keywords: Aparados da Serra National Park, birds, habitat fragmentation, management

Introduction

The Atlantic Forest is a biome of tropical and subtropical forests ranging across the east, southeast and south of Brazil, east of Paraguay and the Misiones province in Argentina; it is composed by distinct forest formations that originally distributed along 1.300.000 km² in 17 Brazilian states (SOS Mata Atlântica & INPE 2014). Today, pristine forest cover within this biome corresponds only to 7% of the original forest cover (SOS Mata Atlântica & INPE 2014). While extremely fragmented, the Atlantic Forest harbours high levels of biodiversity and endemism (Backes *et al.* 2004), including 900 bird species (Lagos *et al.* 2007) and is one of the “hottest biodiversity hotspots” of the world (Gallindo-Leal & Câmara 2005).

Birds are considered good models to evaluate the impacts of environmental changes in biodiversity as a whole due to their high diversity (Marques *et al.* 2013) and the strict relation they present with habitat condition and conservation (Karr & Freemark 1983, Mass 2013). For example, large frugivores tend to disappear from areas under severe anthropic influence or suffering significant levels of deforestation, while opportunistic species or those preferring open areas may benefit from those newly created conditions (Juvenal 2010).

According to IUCN Red List, priority species for conservation are: (i) species threatened with extinction according to the IUCN criteria; (ii) endemic species or those with restricted geographical distribution; (iii) species showing some level of threat; and (iv) rare or uncommon species.

The southern limit of the Atlantic Forest is located in the south of Brazil, more specifically in the states of Rio Grande do Sul and Santa Catarina (IBGE 2004). Here the loss and fragmentation of the biome has been substantial, with less than 12% of the original forest cover still remaining in the region (Figure 1) (Adeodato 2016). As a

consequence, several characteristic or endemic bird species (e.g. *Platyrrinchus leucoryphus* (Russet-winged Spadebill), *Lophornis magnificus* (Frisled Coquette), *Automolus leucophthalmus* (White-eyed Foliage-gleaner)) suffered local extinctions or severe population losses (Bencke *et al.* 2010).

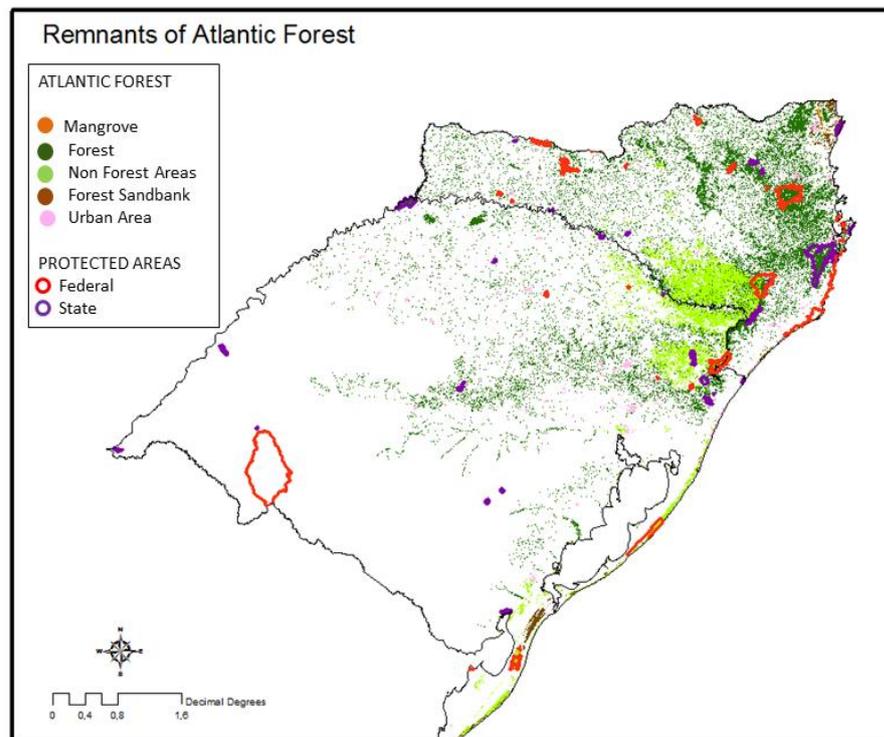


Figure 8: Atlantic Forest fragments and Federal and State Conservation Units in Rio Grande do Sul and Santa Catarina in 2014.

The Aparados da Serra National Park (ASNP) is located in the eastern limit of the Araucaria Plateau (29°05'S, 50°00'W – 29°15'S, 50°15'W; 10.250 ha), in the border of the states of Rio Grande do Sul and Santa Catarina (Brazil), contributing with approximately 0.02% of the 2.44% of Atlantic Forest territory classified as a Federal Conservation Unit (IBAMA / MMA 2004). Although located in the southern limit of the Atlantic Forest it harbours three of the eight plant formations encompassed by the biome (Montovani 2003): Araucaria Forest, Rain Forest, and High Altitude Fields

(IBAMA/MMA 2004). The ASNP also belongs to the core area of the Atlantic Forest Biosphere Reserve (RBMA 2003) and, together with other conservation units – Serra Geral National Park, Itapeva State Park, Aratinga Ecological Reserve –, it constitutes an important ecological corridor in the state of Rio Grande do Sul (Krob 2010).

Methods

Based on the captures of birds typical of forested environments, and taking into account the current fragmentation status of the Atlantic Forest biome in Southern Brazil, we defined priority species for conservation within the limits of ASNP and proposed immediate actions aiming at the conservation and management of their populations within the region.

For the survey of the avifauna, we defined six sampling points, encompassing the two main forest formations within the ASNP – Rain Forest and Araucaria Forest. We set mist-nets at each sampling point (120m using eight 3x15m / 16mm nets). Bird captures took place from September 2015 to May 2016, carrying out one capture campaign per season in the two forest types. The nets were open from sunrise to noon and remained in the same sampling point for two consecutive days.

From an occurrence matrix, for each species we defined:

- Threat level according to IUCN criteria (VU, EN, CR, DD) and the regional red lists (Rio Grande do Sul and Santa Catarina).
- Distribution range in square kilometres according to the IUCN and BirdLife International distribution maps.
- If it was an Atlantic Forest Endemism.

To each criterion we attributed a value from one to seven, for threat level (global and regional) and from one to six for distribution range, where the highest value was

attributed to the most critical degree; we attributed the value one to Atlantic Forest endemics, and zero to non-endemic species. We created a simple sum algorithm – $A+B+C$ – and species retrieving a global value ≥ 19 were considered priority species.

Bird captures were made under approval by the Universidade Federal do Rio Grande do Sul Research Commission (COMPESQ/IB/UFRGS) and Ethics Committee (CEUA/UFRGS) and under license from the competent federal agencies SISBIO (capture license 49050) and CEMAVE (4026/1).

Results

We recorded 80 bird species in the ASNP (Table 1). Of those 30 species are Atlantic Forest endemics. Three species (*Automolus leucophthalmus*, *Myrmoderus squamosus* and *Philydor atricapillus*) presented some level of global or regional threat (VU and NT). Other three species were considered priority species for conservation in the southernmost portion of the Brazilian Atlantic Forest (Table 1): *M. squamosus*, *P. atricapillus* and *A. leucophthalmus*.

Table 1: Forest birds captured at the Aparados da Serra National Park between September 2015 and May 2016. Status conservation: NAV: Not evaluated; LC: Least concern; DD: Deficient data; VU: Vulnerable; NT: Near Threatened. Atlantic Forest endemism: Endemism: 1; Not Endemic: 0. Attributed values – IUCN: NAV: 2; LC: 3; DD: 4; NT: 5; VU: 6; EN: 7; CR: 8; Regional Red Lists: NAV: 1; LC: 2; DD: 3; NT: 4; VU: 5; EN: 6; CR: 7. Estimated extent of occurrence (km²): >11.000.000: 1; 10.000.000 – 11.000.000: 2; 8.000.000 – 10.000.000: 3; 5.000.000 – 7.000.000: 4; 2.000.000 – 4.000.000: 5; 600.000 – 1.000.000: 6; 70.000 – 500.000: 7. TOTAL: Sum of the values of each criterion.

Conservation status							
Taxon	IUCN	BR	RS	SC	Estimated extent of occurrence (Km ²)	Atlantic Forest Endemism	TOTAL
Tinamidae							
<i>Crypturellus parvirostris</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000 - 10.000.000 (3)	0	12
Columbidae							
<i>Geotrygon montana</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	>11.000.000 (1)	0	10
<i>Leptotila rufaxila</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	>11.000.000 (1)	0	10
Caprimulgidae							
<i>Hydropsalis parvula</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	>11.000.000 (2)	0	11
Trochilidae							

<i>Chlorostilbon lucidus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000	- 0	12
					10.000.000		
					(3)		
<i>Helyodoxa rubricauda</i>	LC (3)	LC (2)	NAV	LC (2)	600.000	- 1	15
			(1)		1000.000	(6)	
<i>Leucochloris albicollis</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000	- 0	14
					7.000.000	(4)	
<i>Phaethornis eurynome</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	- 1	15
					4.000.000	(5)	
<i>Stephanoxis lodgesii</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	600.000	- 1	16
					1000.000	(6)	
<i>Thalurania glaucopis</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	- 1	15
					4.000.000	(5)	
Trogonidae							
<i>Trogon rufus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000	- 0	12
					10.000.000		
					(3)		
Picidae							
<i>Colaptes melanochloros</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000	- 0	13
					7.000.000	(4)	
<i>Picumnus temminki</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	- 0	14
					4.000.000	(5)	
<i>Veniliornis spilogaster</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	- 0	15

4.000.000 (5)

Thamnophilidae

<i>Pyriglena leucoptera</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	-	1	15
					4.000.000 (5)			
<i>Myrmoderus squamosus</i>	LC (3)	LC (2)	EN (6)	LC (2)	600.000	-	1	20
					1000.000 (6)			
<i>Dysithamnus mentalis</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000	-	0	13
					7.000.000 (4)			
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000	-	0	13
					7.000.000 (4)			

Conopophagidae

<i>Conopophaga lineata</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	-	1	15
					4.000.000 (5)			

Formicariidae

<i>Chamaeza campanisona</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	-	0	14
					4.000.000 (5)			

Scleruridae

<i>Sclerurus scansor</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000	-	1	14
					7.000.000 (4)			

Dendrocolaptidae

<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	600.000	-	1	17
					1000.000 (6)			

<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000 - 10.000.000	- 1	13
					(3)		
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	>11.000.000	0	10
					(1)		
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000 - 7.000.000	0	13
					(4)		

Xenopidae

<i>Xenops rutilans</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 4.000.000	- 1	14
					(5)		

Furnariidae

<i>Automolus leucophthalmus</i>	LC (3)	LC (2)	CR	LC (2)	2.000.000 - 4.000.000	- 1	20
			(7)		(5)		
<i>Cranioleuca obsoletta</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 4.000.000	- 1	15
					(5)		
<i>Leptasthenura striolata</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	600.000 - 1000.000	- 1	16
					(6)		
<i>Phylidor rufum</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000 - 7.000.000	- 0	13
					(4)		
<i>Synalaxis spixi</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 4.000.000	- 0	14
					(5)		
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 4.000.000	- 0	14
					(5)		

<i>Heliobletus contaminatus</i>	LC (3)	DD (3)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	-	1	16
					4.000.000	(5)		
<i>Philydor atricapillus</i>	LC (3)	LC (2)	VU	LC (2)	2.000.000	-	1	18
			(5)		4.000.000	(5)		

Pipridae

<i>Chiroxiphia caudata</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	-	1	15
					4.000.000	(5)		

Tityridae

<i>Schiffornis virescens</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	-	1	15
					4.000.000	(5)		

Platyrinchidae

<i>Platyrinchus mystaceus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000	-	0	12
					10.000.000			
					(3)			

Rhynchocyclidae

<i>Leptopogon</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	10.000.000	-	0	11
<i>amaurocephalus</i>					11.000.000			
					(2)			
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	-	0	14
					4.000.000	(5)		
<i>Mionectes rufiventris</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	-	1	15
					4.000.000	(5)		
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	-	0	16

4.000.000 (5)

Tyrannidae

<i>Camptostoma obsoletum</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	>11.000.000	0	10
					(1)		
<i>Knipolugus cyanirostris</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	- 0	14
					4.000.000 (5)		
<i>Lathrotriccus euleri</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	10.000.000	- 0	11
					11.000.000		
					(2)		
<i>Myiarchus swainsoni</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	>11.000.000	0	10
					(1)		
<i>Myiodinastes maculatus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	>11.000.000	0	10
					(1)		
<i>Myiophobus fasciatus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	10.000.000	- 0	11
					11.000.000		
					(2)		
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000	- 0	13
					7.000.000 (4)		
<i>Myiornis auricularis</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	- 1	15
					4.000.000 (5)		
<i>Serpophaga subcristata</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000	- 0	12
					10.000.000		
					(3)		
<i>Tyrannus melancholicus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	>11.000.000	0	10

(1)

Vireonidae

<i>Vireo chivi</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	>11.000.000	0	10
--------------------	--------	--------	--------	--------	-------------	---	----

(1)

Troglodytidae

<i>Troglodytes musculus</i>	NAV	LC (2)	LC (2)	LC (2)	10.000.000	- 0	10
-----------------------------	-----	--------	--------	--------	------------	-----	----

(2)

11.000.000

(2)

Turdidae

<i>Turdus albicollis</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	>11.000.000	0	10
--------------------------	--------	--------	--------	--------	-------------	---	----

(1)

<i>Turdus amaurochalinus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000	- 0	13
------------------------------	--------	--------	--------	--------	-----------	-----	----

7.000.000 (4)

<i>Turdus flavipes</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000	- 0	13
------------------------	--------	--------	--------	--------	-----------	-----	----

7.000.000 (4)

<i>Turdus leucomelas</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	- 0	14
--------------------------	--------	--------	--------	--------	-----------	-----	----

4.000.000 (5)

<i>Turdus rufiventris</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000	- 0	12
---------------------------	--------	--------	--------	--------	-----------	-----	----

10.000.000

(3)

<i>Turdus subalaris</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000	- 0	13
-------------------------	--------	--------	--------	--------	-----------	-----	----

10.000.000

(3)

Passerellidae

<i>Zonotrichia capensis</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	10.000.000 - 0	13
					11.000.000	
					(4)	

Parulidae

<i>Geothlyps aequinoticalis</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000 - 0	12
					10.000.000	
					(3)	

<i>Basileuterus culicivorus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	10.000.000 - 0	11
					11.000.000	
					(2)	

<i>Myiostops leucoblepharus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 1	15
					4.000.000 (5)	

<i>Setophaga pitiayumi</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	10.000.000 - 0	11
					11.000.000	
					(2)	

Thraupidae

<i>Habia rubica</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000 - 0	12
					10.000.000	
					(3)	

<i>Haplospiza unicolor</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 1	15
					4.000.000 (5)	

<i>Lanio melanops</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	10.000.000 - 0	11
					11.000.000	

(2)

<i>Poospiza cabanisi</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 1	15
					4.000.000 (5)	
<i>Saltator similis</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000 - 0	13
					7.000.000 (4)	
<i>Sicalis flaveola</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000 - 0	12
					10.000.000	
					(3)	
<i>Tachyphonus coronatus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 1	15
					4.000.000 (5)	
<i>Tangara preciosa</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 0	14
					4.000.000 (5)	
<i>Stephanophorus</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 0	14
<i>diadematus</i>					4.000.000 (5)	
<i>Coereba flaveola</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	10.000.000 - 0	11
					11.000.000	
					(2)	
<i>Tangara cyanocephala</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	600.000 - 1	16
					1000.000 (6)	
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000 - 1	15
					4.000.000 (5)	
<i>Sporophila caerulescens</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	5.000.000 - 0	13
					7.000.000 (4)	
<i>Tangara sayaca</i>	LC (3)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	8.000.000 - 0	12

10.000.000

(3)

Fringilidae

<i>Euphonia calybea</i>	NT (5)	LC (2)	LC (2)	LC (2)	2.000.000	-	1	17
					4.000.000	(5)		

Discussion

Habitat degradation, fragmentation and destruction, together with illegal hunting and knowledge gaps are the main threats for birds in the southernmost portion of the Brazilian Atlantic Forest (Marini et al. 2005). According to the National Action Plan for the Birds Threatened with Extinction in the Atlantic Forest (IBAMA / MMA 2015), which started in 2016, studies on the population genetic structure and population dynamics, allied to the control of illegal hunting and long-term monitoring are fundamental for bird preservation in the region. According to the National Research Centre for the Conservation of Wild Birds (IBAMA / MMA 2015), all species we identified as priority species for conservation – *M. squamosus*, *P. atricapillus* and *A. leucophthalmus* – are not included in any national action plan for conservation throughout their distribution.

Below we present specific conservation measures for those five priority bird species we identified in this study, explicitly focusing their threats in the Atlantic Forest and the ASNP.

Environmental fragmentation, caused mainly by the conversion of habitat into agriculture and cattle breeding, is the main threat to, *M. squamosus*, *P. atricapillus* and *A. leucophthalmus* (BirdLife International 2014). We strongly recommend the expropriation

and restoration of the areas illegally used for agriculture and livestock breeding within the limits of the ASNP, as well as in its surroundings, since land regularization is today the main obstacle to the maintenance of forest remnants in ASNP (IBAMA / MMA 2004).

The lack of a permanent bird-monitoring programme in the remnants of the Atlantic Forest in the south of Brazil leads to a significant gap in the ecological knowledge of these species. As such, we suggest the creation of a long-term monitoring scheme in order to define the population status and trend of each of those three species in southern Brazil. Increased political, human and financial support to the ongoing – but occasional – surveillance operations to quantify and limit illegal captures and species trade are fundamental. These surveillance operations should also be coupled with environmental education directed to different stakeholders (children, bird breeders and traders, general public) as a means to reduce future illegal captures and commercial supply and demand.

Both *A. leucophthalmus* and *P. atricapillus* are highly susceptible to the impacts of habitat fragmentation and destruction (Giraudó et al. 2008). However, little is known about these two species in southern Brazil, and this is probably the main threat to their conservation. Since there are no specific conservation measures in the national territory or in the southern portion of the Atlantic Forest, an urgent measure is the monitoring and studies of basic biology (ecology, behaviour and reproduction) and population dynamics and genetics studies.

In our opinion, the release of captivity birds is not recommended until we gather more knowledge on the population genetic structure of these species along their distribution range and, more specifically, in the southernmost portion of the Atlantic Forest. Also, studies on the survival and breeding potential of captivity birds in natural conditions are fundamental to evaluate the appropriateness of the release of those

specimens as an additional conservation measure. In the future, and under strict sanitary programmes, captivity bird release back into nature may become a way to increase population sizes of those priority species.

References

Manuscrito redigido conforme normas da Revista Brasileira de Ornitologia.

Adeodato, S. 2016. Extremos da Mata Atlântica. São Paulo: *Fundação SOS Mata Atlântica*. ISBN 978-85-98946-12-2.

Almeida, M.E.C. 2003. Estrutura de comunidade de aves em áreas de Cerrado da Região Nordeste do estado de São Paulo. *São Carlos: UFSCar*. 134p.

Anjos, L. 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, 76: 429-434.

Atlântica, S. M. 2014. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br>. (Acesso em 04/10/2016).

Backes, P; Irlang, B. 2004. Mata Atlântica: as árvores e a paisagem. V.1 Editora Paisagem do Sul.

Bencke, G. A., Dias, R. A., Bugoni, L., Agne, C. E., Fontana, C. S., Maurício, G. N., & Machado, D. B. 2010. Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 100(4), 519-556.

Bencke, G.A.; Fontana, C.S.; Dias, R.A.; Maurício, G.N. & Mähler JR., J.K.F. 2003. Aves. In: **Fontana, C.S.; Bencke, G.A. & Reis, R.E. (Orgs.)**. Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, EDIPUCRS. p. 189-479.

CEMAVE .2016. Centro Nacional de pesquisa e Conservação das aves silvestres. <http://www.icmbio.gov.br/cemave/> [accessed in November 2016].

Ferreira, C. L. et al. 2004. Planejamento estratégico da reserva da biosfera da Mata Atlântica. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2003. 54 p. ; (Caderno da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica : série gestão da RBMA, 25)

Gallindo-leal, C. E., Câmara, I. G. 2005. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional. Belo Horizonte.

Giraud, A. R., Matteucci, S. D., Alonso, J., Herrera, J., & Abramson, R. R. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodiversity and Conservation*, 17(5), 1251-1265.

IBAMA/MMA. 2004. Plano de manejo do Parque Nacional de Aparados da Serra e Serra Geral. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Instituto Brasileiro de geografia e Estatística. 2004. Biomas Continentais do Brasil. Mapa Temático. 1:5.000.000. Disponível em http://geoftp.ibge.gov.br/mapas/tematicos/mapas_murais/vegetacao.pdf. Accessed in November 2016

Juvenal, J.C. 2010. *Avifauna de duas áreas do Parque Nacional de Ilha Grande, Paraná, Brasil*. Master dissertation. Universidade estadual do Paraná. Marechal Cândido Rondon.

Karr, J. R. & Freemark, K.E. 1983. Habitat Selection and Environmental Gradients: Dynamics in the "Stable" Tropics. *Ecology*, 64, 1481-1494.

Krob, A. J. D. 2010. Processo de criação do Mosaico Porta de Torres: I oficina de planejamento. Porto Alegre: Instituto Curicaca. 21 p.

Lagos, A. R., & Muller, B. L. A. 1994. Hotspot Brasileiro - Mata Atlântica, *Saúde & Ambiente em Revista*, V.2, nº.2, P.35-45.

Maas, B., Clough, Y., & Tschardtke, T. 2013. Bats and birds increase crop yield in tropical agroforestry landscapes. *Ecology letters*, 16(12), 1480-1487.

Mantovani, W. 2003. Delimitação do bioma Mata Atlântica: implicações legais e conservacionistas. *Ecosistemas Brasileiros: Manejo e Conservação*. 1º ed. Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza, p.287-295.

Marini, M. A., & Garcia, F. I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 95-102.

Marques, J.T, ramos pereira, M.J, Marques, T.A, Santos, C.D., Santana , J., et al.. 2013. Optimizing Sampling Design to Deal with Mist-Net Avoidance in Amazonian Birds and Bats. *PLoS ONE* 8(9): e74505. doi:10.1371/journal.pone.0074505.

IV. CONCLUSÃO

Diferenças de composição, riqueza, abundância relativa e diversidade na avifauna, dada a presença de diferenças altitudinais, refletem a variedade de habitats encontrados e o tipo de vegetação nas formações florestais estudadas. Enquanto que em baixas altitudes observamos a presença de matas tropicais, em altitudes elevadas observamos a presença de Floresta com Araucária, intercaladas com Campos de Altitude, no planalto do Rio Grande do Sul. Dessa forma, as diferenças na avifauna estão, também, ligadas ao tipo de vegetação que ocorre nestas duas faixas de altitude.

Alta riqueza funcional da Floresta Ombrófila Densa está ligada ao fato de que, neste tipo de ambiente, observamos a presença de diversas espécies funcionalmente incomuns. Já a alta divergência funcional em Mata com Araucária se deve ao fato que neste ambiente, temos manchas de floresta intercaladas por uma matriz de campo. Este tipo de configuração, aliado a condições mais extremas de clima, proporciona a presença de espécies florestais como também a presença de espécies de áreas mais abertas, como campos e bordas de florestas. Esta configuração permite que as espécies ocupem diferentes nichos, afim de melhor aproveitar os recursos disponíveis.

Nos estados do sul do Brasil (RS e SC), pouco sobrou da extensão original de Mata Atlântica – cerca de 12% no Rio Grande do Sul e 23% em Santa Catarina. A região das escarpas da serra geral, descendo pela encosta do litoral até a região de torres é ainda o maior continuo de mata existente no estado. No entanto este se encontra extremamente fragmentado, sendo essa uma das principais ameaças à conservação das aves no Brasil.

Nesta região, em especial no Parque Nacional de Aparados da Serra, observamos a presença de algumas espécies criticamente ameaçadas de extinção ou em estado de conservação vulnerável. No PNAS, temos cinco das oito formações de vegetação descritas para todo o Bioma Mata Atlântica, o que permite a presença de espécies

adaptadas a diversos tipos de ambientes (sejam essas espécies ameaçadas ou não). Neste sentido, ações de conservação para a avifauna residente ou não, mas que de alguma forma dependem dos ambientes existentes do parque e em toda a região se fazem extremamente necessárias, bem como estudos e monitoramentos duradouros para que essas ações possam ser desenvolvidas e efetivamente implementadas.

Unidades de conservação como o PNAS, que albergam maior heterogeneidade de ambientes naturais são mais eficientes no seu objetivo de preservação ambiental; o PNAS deverá assim ser foco de especial atenção – política e financeira –, dada a grande pressão que sofre pela conversão agrícola e silvícola no seu entorno. Estas alterações drásticas poderão levar ao decréscimo do número de efetivos ou mesmo à extinção local de espécies de aves (e não só) nestas áreas limítrofes, resultando num isolamento das populações de algumas espécies na área protegida, em particular aquelas com menor capacidade de dispersão ou que não atravessem ambientes muito alterados.

O presente trabalho deixou em aberto algumas questões, que serão de grande interesse para o futuro, sendo de destacar i) a análise dos padrões de substituição de espécies ao longo de todo o gradiente altitudinal no sul da Mata Atlântica; ii) a comparação da diversidade filogenética entre fisionomias florestais; e iii) a avaliação da efetividade da implementação de monitoramentos de longo prazo em todas as formações do parque, incluindo os campos e áreas alagadas na detecção de espécies raras e/ou ameaçadas.

VII. ANEXOS

Anexo 1. Recibo da submissão do manuscrito *Priority species for conservation in the southernmost portion of the Brazilian Atlantic Forest* na revista Brasileira de Ornitologia.

#1401 SUMMARY

[SUMMARY](#) [REVIEW](#) [EDITING](#)

SUBMISSION

Authors	Danielle Franco, Maria João Ramos Pereira
Title	Priority bird species for conservation in the southernmost portion of the Brazilian Atlantic Forest
Original file	1401-5673-1-SM.DOCX 2017-01-03
Supp. files	None ADD A SUPPLEMENTARY FILE
Submitter	danielle franco 
Date submitted	January 3, 2017 - 02:02 PM
Section	Conservation
Editor	None assigned

STATUS

Status	Awaiting assignment
Initiated	2017-01-03
Last modified	2017-01-03
