



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



Tese de Doutorado

**Estrutura de habitat, diversidade e comportamento da avifauna em
sistemas de silvicultura em Floresta Ombrófila Mista**

André de Mendonça-Lima

Porto Alegre, abril de 2012.

Estrutura de habitat, diversidade e comportamento da avifauna em sistemas
de silvicultura em Floresta Ombrófila Mista

André de Mendonça-Lima

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título Doutor em Ciências com ênfase em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

Comissão examinadora:

Dr. Andreas Kindel (UFRGS)

Dr. Luiz dos Anjos (UEL)

Dr. Paulo Z. de Tarso Antas (FUNATURA)

Porto Alegre, abril de 2012.

Agradecimentos

“Buenas”, este trabalho é fruto da colaboração de muitas pessoas e não é só meu, embora eu seja o responsável direto pelo que está aqui! Sempre em primeiro lugar, agradeço a minha adorável e amada esposa Cristiane Carvalho Paes e a nossa magnífica filha Marina pelos momentos de aconchego e que me fizeram esquecer um pouco da tese. Sim, há vida além da tese...Também, aos meus familiares, agregados e amigos que sempre proporcionam momentos de muita alegria, me deram apoio e que tiveram papel fundamental na minha formação como pessoa!

Não posso deixar de render minhas graças a excepcional Sandra Hartz, que além de orientadora é uma grande amiga. A troca de idéias, a companhia nos campo, principalmente os da Flona São Chico, e o afeto sempre foram confortadores. Valeu Sandrica!!

Gostaria de enaltecer a vivência e a troca de idéias e experiências com o pessoal do Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades e do Laboratório de Ecologia Funcional e Filogenética, em especial: Alan Bolsan, André B. Lima, Andreas Kindel, Camila Both, Clarissa Britz, Fernanda Z. Teixeira, Fernanda S. Silveira, Fernanda Brum, Gisele Pinheiro, Graziela Iob, Guilherme Seger, Isadora Esperandio, Jan Karel F. Mähler Jr., Jorge Bernardo Silva, Larissa Oliveira, Leandro Duarte, Marcos Carlucci, Ronei Baldissera, Tais Guimarães e Vagner L. Camilotti.

Agradeço os oráculos Camila Both, Leandro Duarte, Ronei Baldissera e Vinicius Bastazini pela troca de idéias a respeito da análise dos dados. Também aos professores Andreas Kindel, Milton Mendonça e Sandra Muller pelas sugestões valorosas na parte estatística quando da avaliação de minha qualificação.

Este trabalho não sairia caso não houvesse o apoio logístico da Fazenda Florestal Gateados, o qual agradeço nas pessoas de Emílio Einsfeld Filho, Valdir Dhiel, Mário Dobner e Maite Ribeiro.

Sou grato ao apoio nos trabalhos de campo a Antônio Carlos dos Santos (Guinho), Francisco (seu Chico), Luiz Carlos, Giuliano Brusco, Cláudio Reis, Cristiane Silva e Guilherme Seger. A identificação e auxílio na coleta de dados de vegetação a Guilherme Seger, Rodrigo Bergamin, Glauco Schussler e Martin Grings. A Sandra Müller e Letícia Trojan pela gentileza de fornecer planilhas com formulas para cálculo dos parâmetros fitossociológicos.

Aproveito para agradecer pela companhia em campo, momentos de descontração, troca de idéias e pela coleta de dados biométricos das espécies que ocorreram na área estudada a André Barcellos, Bianca Espíndola, Carlos Eduardo Agne, Clarissa Britz, Cristiane Oliveira, Felipe Zílio, Giuliano Brusco e Graziela Casas. Também agradeço ao pessoal do Laboratório de Ornitologia do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, em especial a Dra. Carla S. Fontana; ao Laboratório de Ornitologia da Fundação Zôobotânica do Rio Grande do Sul, na pessoa de Glayson Bencke, e ao Museu de Historia Natural Capão da Imbuia, na pessoa de Antenor Silva Jr. pela permissão para medição e/ou envio de dados biométricos de aves que foram amostradas durante meus estudos. Com certeza, mais próximo do que se imagina, sairá um trabalho com estes dados.

Sou grato ao Dr. Paulo Zuquim de Tarso Antas pelas discussões e trocas de idéias durante os campos na Aracruz/Fibria, envio de bibliografias importantes para o trabalho e

aceite para formar a banca de avaliação desta tese. Agradeço, também aos Drs. Andreas Kindel e Luiz dos Anjos pelo aceite em participarem como avaliadores deste estudo.

Não poderia deixar de agradecer aos Professores e Funcionários do Programa de Pós-graduação em Ecologia/UFRGS pelos ensinamentos passados e pelo trabalho valoroso que prestam a esta instituição.

Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa durante o curso e a UFRGS pelo auxílio recebido quando fui a congressos para apresentação dos trabalhos oriundos deste estudo.

Ficou mais extensa do que eu pensava, mas vamos lá! Para finalizar gostaria de dedicar esta tese às muitas mães que tive! Sim, pois minha primeira mãe me deixou um pouco cedo demais (eu tinha 4 meses)! De cara tive um pai que foi uma mãezona, mais sete “irmãs” (Alcides, Ico, Maria, Lísia, Inês, Gisele e Gil), tias (cito em especial a Meméia, Regininha, Silvia, Ana e Heloisa), a vó Mimi, os vôs Paulo (o Paradedda e o Carvalho) e a cunhada (Virginia). Ainda tinham a Sônia, a Luciana e a Taninha! Como se vê, perdi uma ganhei um montão! Que aos poucos se tornou um exército! Somem-se ainda as mães de alguns amigos (em especial Consuelo e Analor) e as da ciência (Carla Fontana, Sandra Hartz e Denise Rieth). Buenas, cheguei até aqui pra dizer que não fui criado pela original, mas duvido que ela tenha dito que me criaria melhor! Eu diria que me criaria no mesmo patamar! Tenho certeza que, se de algum lugar ela nos vê, ela esta bem satisfeita e agradece a todos que citei aqui neste parágrafo pela minha boa criação! Eu também sou muito grato a todos! E de coração, gostaria de dedicar a vocês esta tese!!

Resumo

A silvicultura está em franco progresso na América do Sul e as áreas de plantio têm ocupado cada vez mais territórios. No Brasil o conhecimento dos efeitos desta atividade sobre a fauna e flora nativas ainda está em formação e poucos estudos tem sido realizados na Floresta Ombrófila Mista. Os capítulos 1 e 2 discorrem sobre aspectos teóricos envolvidos na elaboração do estudo e sobre a descrição da região/área estudada, respectivamente. No capítulo 3 foi efetuado estudo sobre como o estabelecimento de espécies em plantios comerciais de *Pinus elliottii* e *Araucaria angustifolia* afetam a riqueza, densidade e composição de plantas lenhosas nativas e quais características das espécies colonizadoras são selecionadas nestes ambientes. Não houve diferença na riqueza rarefeita encontrada entre os tratamentos amostrados, contudo a densidade e a composição de espécies foram diferentes. As características de dispersão dos frutos foram diferentes entre os tratamentos e entre os plantios exóticos e nativos, com maior frequência de zoocoria ocorrendo nos plantios de *P. elliottii*. No capítulo 4 foi desenvolvido um estudo para verificar se a riqueza, a densidade, a composição e parâmetros de diversidade da avifauna são afetados por variáveis ambientais estruturais de plantios nativos e exóticos de diferentes idades e com e sem sub-bosque. A riqueza rarefeita, a densidade e a diversidade de aves foi mais elevada em floresta nativa e plantios com sub-bosque do que em plantios sem sub-bosque. Conforme a análise de correlação canônica houve a formação de três grupos definidos pelos parâmetros fitossociológicos: (1) plantios de *P. elliotti* sem sub-bosque, (2) plantios de *P. elliottii* com sub-bosque e (3) plantios de *A. angustifolia* e floresta nativa. Nos capítulos 4 e 5 existe a indicação de que a distribuição das espécies de plantas lenhosas de sub-bosque e

de aves dos plantios é aninhada, onde as assembleias encontradas nos plantios são sub-grupos da assembleia observada em ambiente florestal nativo. O desenvolvimento do capítulo 5 foi baseado nas táticas de forrageamento empregadas para a captura de presas por *Phylloscartes ventralis* nos diferentes plantios trabalhados. O comportamento de forrageio de *P. ventralis* foi diferente entre as áreas amostradas, onde as principais alterações foram relacionadas a manobras de ataque a presas, ao ângulo e o substrato de forrageio, a altura e a localização horizontal onde as presas foram capturadas. Na ordenação os plantios de *P. elliottii* com sub-bosque e *A. angustifolia* aparecem junto com as áreas de floresta nativa indicando que houve poucas modificações no comportamento de forrageio entre estas áreas quando comparadas a plantios de *P. elliottii* sem sub-bosque. A partir dos resultados obtidos foi realizado o capítulo 6 onde se reúnem todas as considerações e conclusões obtidas. Os resultados indicam que existe alteração quanto aos parâmetros de vegetação, avifauna e comportamento quando se comparam a floresta nativa e os plantios de espécies nativas e exóticas. Fica evidente a importância de utilização de espécies nativas como alternativa a espécies exóticas em áreas de silvicultura. Outra característica importante para implementação de medidas de mitigação aos impactos desta atividade econômica é a possibilidade de manutenção do sub-bosque em áreas de plantios comerciais.

Palavras-chave: silvicultura; avifauna; sub-bosque; manejo; diversidade; zoocoria; características funcionais; forrageio; *Phylloscartes ventralis*; Floresta Ombrófila Mista.

Abstract

Silviculture has been in sheer progress in South America and the planting areas have increasingly taken up new territories. In Brazil knowledge of the effects of this activity on native flora and fauna is still being built and few studies have been conducted in the Araucaria Forest. Chapters 1 and 2 present theoretical aspects involved in preparing the study and the description of the region / area studied, respectively. In chapter 3 a study was conducted on how the establishment of species in *Pinus elliottii* and *Araucaria angustifolia* commercial plantations affects the richness, density and composition of native woody plants and which characteristics of the colonizing species are selected in such environments. No difference in rarefied richness was found between the treatments sampled, but the density and composition of the species were different. The characteristics of fruit dispersion were different between the treatments and between exotic and native plantations, with higher incidence of zoochory in *P. elliottii* plantations. Chapter 4 presents the study carried out to verify whether the avifauna's richness, density, composition and parameters of diversity are affected by structural environmental variables of native and exotic plantations of different ages and with and without understory. The rarefied richness, density and diversity of birds were higher in native forest and in plantations with understory than in plantations without understory. According to canonical correlation analysis, there was the formation of three groups defined by phytosociological parameters: (1) *P. elliotti* plantations without understory, (2) *P. elliottii* plantations with understory and (3) *A. angustifolia* and native forest plantations. Chapters 4 and 5 indicate that the distribution of species of understory woody plants and of plantation birds is nested, the assemblies found in plantations being subsets

of the assembly observed in native forest environment. The development of chapter 5 was based on the foraging tactics employed in prey capture by *Phylloscartes ventralis* in the different plantations in study. The foraging behavior of *P. ventralis* was different in the sampled areas, the chief alterations being related to prey attack maneuvers, foraging angle and substrate, height and horizontal location where prey was captured. In ordination, *P. elliottii* plantations with understory and *A. angustifolia* rank along with the native forest areas, which indicates that there were few modifications in foraging behavior between these areas as compared to *P. elliottii* plantations without understory. From the results obtained chapter 6 was created, gathering all the considerations and conclusions made. The results indicate that there is alteration regarding parameters of vegetation, avifauna and behavior when comparing native forest and plantations of native and exotic species. This evidences the importance of employing native species as an alternative to exotic ones in silviculture areas. Another important feature in implementing measures for mitigating the impacts of this economic activity is the possibility of maintaining the understory in commercial plantation areas.

Key words: silviculture; avifauna; understory; management; diversity; zoochory; functional traits; foraging; *Phylloscartes ventralis*; Araucaria Forest.

Sumário

Índice de tabelas.....	12
Índice de figuras.....	13
Capítulo 1. Introdução geral.....	19
Referências.....	25
Capítulo 2. Descrição da área de estudo.....	38
Referências.....	44
Capítulo 3. Comparing diversity and functional traits of tree communities in plantations and native forests in southern Brazil.....	45
Abstract.....	46
Introduction.....	47
Methods.....	49
Results.....	52
Discussion.....	53
Acknowledgements.....	58
References.....	59
Capítulo 4. Quando a estrutura do habitat realmente importa: possibilidade de mitigar impactos de plantios comerciais sobre a avifauna em Floresta Ombrófila Mista.....	76
Resumo.....	77
Introdução.....	78
Material e Métodos.....	80
Resultados.....	85

Discussão.....	87
Agradecimentos.....	93
Referências.....	93
Capítulo 5. Quando a plasticidade do comportamento possibilita a ocupação de diversos habitats: forrageio de <i>Phylloscartes ventralis</i> (Aves: Tyrannidae) em áreas de silvicultura na Floresta Ombrófila Mista, no sul do Brasil.....	109
Resumo.....	110
Introdução.....	111
Material e Métodos.....	113
Resultados.....	117
Discussão.....	119
Agradecimentos.....	124
Referências.....	124
Capítulo 6. Considerações finais.....	144
Referências.....	148

Índice de tabelas

Capítulo 3.

Table 1: Results of ANOVAs and MANOVAs of rarefied richness, density, basal area and functional traits measured in a native forest and two different types of plantations (*Pinus elliottii* and *Araucaria angustifolia*).....68

Appendix A. Species and number of individuals recorded in the sampling areas. NF: native forest; AP: *Araucaria angustifolia* plantation; PP: *Pinus elliottii* plantation.....74

Capítulo 4.

Tabela 1. Composição e densidade (numero de indivíduos/ha) de espécies de aves observadas em Floresta nativa (NF), plantios de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque (AP), plantios de *Pinus elliottii* com sub-bosque (PS), plantios de *P. elliottii* antigos sem sub-bosque (OP), plantios de *P. elliottii* de meia idade sem sub-bosque (MP) na Fazenda Florestal Gateados e os resultados do teste G aplicados a densidade média para as espécies registradas em mais de um tipo de ambiente. Legenda: todos os testes possuem significância com $P \leq 0,05$. Diferenças significativas são indicadas com * e não significativas com ns., junto ao valor do teste G.....101

Tabela 2. Valores médios, máximos e mínimos (max./min.) de Área Basal, Densidade total por área (DTA), Sub-bosque, Diversidade de Shannon (H') e Dominância de Simpson (D) para a vegetação entre os tratamentos amostrados.....104

Índice de figuras

Capítulo 2.

Figura 1. Mapa regional (A) e da localização da Fazenda Florestal Gateados, em laranja (B).....39

Figura 2. Mapa esquemático dos sítios de amostragem na area de estudos. Legenda: elipses brancas e pretas = sítios de amostragem; áreas pretas = floresta nativa; áreas cinza escuro = plantios de *P. elliotii* com 25 anos de idade e sem sub-bosque; áreas cinza médio = plantios de *P. elliotii* com 7 anos de idade e sem sub-bosque; áreas cinza claro = áreas com vegetação diversa da que foi amostrada (*e. g.* campos, banhado, plantios com outras espécies ou com diferentes idades); áreas brancas com pontos pretos = plantios de *P. elliotii* com 27 anos de idade e com sub-bosque; áreas brancas com listras pretas = plantios de *A. angustifolia* com 30 anos de idade e com sub-bosque.....41

Figura 3. Interior dos plantios de *P. elliotii* com sete anos de idade e sem sub-bosque.....42

Figura 4. Interior dos plantios de *P. elliotii* com 27 anos de idade e com sub-bosque.....43

Figura 5. Interior dos plantios de *A. angustifolia* com 30 anos de idade e com sub-bosque.....43

Capítulo 3.

Figure 1: PCoA scatterplot of first and second principal axes of the composition of woody plant species in native forest and *Pinus elliotii* and *Araucaria angustifolia* plantations. Sampling areas: ▲ = Native forest, ■ = *Pinus elliotii* plantations with

understory and ● = *Araucaria angustifolia* plantations with understory. Species showing coefficient of correlation higher than 0.5 with ordination axis 1 or 2. Legend: Algua = *Allophylus guaraniticus*, Arang = *Araucaria angustifolia*, BIsal = *Blepharocalix salicifolius*, Ciamo = *Cinnamomum amoenum*, Datom = *Dasyphyllum tomentosum*, Libra = *Lithraea brasiliensis*, Ludiv = *Luehea divaricata*, Ocpul = *Ocotea pulchella*, ,Parig = *Parapiptadenia rigida*, Piang = *Piptocarpha angustifolia*, Qubra = *Quillaja brasiliensis*, Scter = *Schinus terebinthifolius*, Sebra = *Sebastiania brasiliensis*, Sosan = *Solanum sanctaecatharinae*, Sytet = *Symplocos tetrandra*, Syuni = *Symplocos uniflora*, Vaque = *Vasconcella quercifolia*.....69

Figure 2: PCA scatterplot of first and second principal axes of the composition of species traits in native forest and *Pinus elliottii* and *Araucaria angustifolia* plantations. Sampling areas: ▲ = Native forest, ■ = *Pinus elliottii* plantations with understory and ● = *Araucaria angustifolia* plantations with understory. Legend: Traits: zoo = zoochoric fruit, nzoo = non-zoochoric fruit, bw = brown diaspore, rd = red diaspore, yl = yellow diaspore, bl = black diaspore, or = orange diaspore, pl = purple diaspore, gr = green diaspore, wh = white diaspore, size = mean size of diaspore. Types of fruits: legu = legume, drup = drupe, pine = pine, caps = capsule, cyps = cypsela, ber = berry, sama = samara, ache = achene, cras = craspedium, sync = syncarp, foll = follicle.....71

Figure 3. Frequency of zoochory in the native forest and *Pinus elliottii* and *Araucaria angustifolia* plantations. Sampling areas: NF = Native forest, PP = *Pinus elliottii* plantations with understory and AP = *Araucaria angustifolia* plantations with understory.....73

Capítulo 4.

Figura 1A- D. “Box plots” para os valores de riqueza rarefeita da avifauna entre os tratamentos amostrados demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: NF (floresta nativa), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P \leq 0,05$) entre os tratamentos.....105

Figura 2. Diagrama de ordenação “triplo” do primeiro e segundo eixos da Análise de Correlação Canônica demonstrando o arranjo das áreas (em negrito) em virtude dos efeitos dos parâmetros da vegetação (setas) e a distribuição das aves que apresentaram diferença significativa quanto a densidade nos tratamentos amostrados. Legendas: NF (sítios de amostragem em Floresta Nativa), AP (sítios de amostragem em plantios de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque), PS (sítios de amostragem em plantios de *Pinus elliottii* antigos com sub-bosque), OP (sítios de amostragem em plantios de *Pinus elliottii* antigos sem sub-bosque), MP (sítios de amostragem em plantios de *Pinus elliottii* de meia idade sem sub-bosque), H' (Índice de diversidade de Shannon para a vegetação arbórea), Abasa (Área Basal para a vegetação arbórea), D (Índice de dominância de Simpson para a vegetação arbórea), DTA (densidade total por área para a vegetação arbórea), Sub (Índice de Sub-bosque), Sigr (*Sittasomus griseicapillus*), Syru (*Synallaxis ruficapilla*), Heco (*Heliobletus contaminatus*), Leam (*Leptopogon amaurocephalus*), Phvi (*Phyllomyias virescens*), Myca (*Myiopagis caniceps*), Phve (*Phylloscartes ventralis*),

Plmy (*Platyrrinchus mystaceus*), Myfa (*Myiophobus fasciatus*), Laeu (*Lathrotriccus euleri*), Scvi (*Schiffornis virescens*), Viol (*Vireo olivaceus*), Cych (*Cyanocorax chrysops*), Trmu (*Troglodytes musculus*), Turu (*Turdus rufiventris*), Tual (*Turdus albicollis*), Pyru (*Pyrrhocomma ruficeps*), Pime (*Pipraeidea melanonota*), Zoca (*Zonotrichia capensis*), Poca (*Poospiza cabanisi*), Cybr (*Cyanocompsa brissonii*), Papi (*Parula pitiayumi*), Bacu (*Basileuterus culicivorus*), Bale (*Basileuterus leucoblepharus*).....107

Capítulo 5.

Figura 1. Distribuição das frequências das classes de altura onde ocorreu a manobra de ataque a presas de *Phylloscartes ventralis* em floresta nativa e áreas de silvicultura.

Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7 anos), H1 (classe 0 – 2 m), H2 (classe 2 – 4 m), H3 (classe 4 – 6 m), H4 (classe 6 – 8 m), H5 (classe 8 – 10 m), H6 (classe 10 – 12 m), H7 (12 – 14 m), H8 (classe 14 – 16 m), H9 (classe 16 – 18 m), H10 (classe 18 – 20 m), H11 (classe 20 – 22 m), H12 (classe 22 – 24 m).....132

Figura 2. Distribuição das frequências das manobras de ataque a presas em floresta nativa e áreas de silvicultura. Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7

anos), Le (leap), Lu (lunge), Ro (reach-out), Sh (sally-hover), Sp (sally-pounce), Ss (sally-strike), St (sally-stall).....134

Figura 3. Distribuição das frequências dos substratos utilizados durante o forrageio em floresta nativa e áreas de silvicultura. Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7 anos), Av (acícula verde), As (acícula seca), Fv (folha verde), Fs (folha seca), R1 (ramos < 1 cm), R2 (5 cm > ramos > 1 cm), Ar.....136

Figura 4. Distribuição das frequências dos ângulos dos substratos utilizados durante o forrageio em floresta nativa e áreas de silvicultura. Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7 anos).....138

Figura 5. Distribuição das frequências das posições onde ocorreram os ataques a presas durante o forrageio em floresta nativa e áreas de silvicultura. Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7 anos).....140

Figura 6. Diagrama de ordenação para os escores de ordenação (PCA) das unidades amostrais e as variáveis medidas para *P. ventralis* em plantios de *P. elliotti*, A.

angustifolia e floresta nativa. As variáveis representadas no diagrama apresentam correlação superior a 0.5 com os eixos 1 e 2. Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7 anos), H2 (classe de altura 2 – 4 m), H3 (classe de altura 4 – 6 m), H6 (classe de altura 10 – 12 m), H7 (classe de altura 12 – 14 m), H9 (classe de altura 16 – 18 m), H10 (classe 18 – 20 m), H11 (classe 20 – 22 m), Sh (sally-hover), Sp (sally-pounce), Av (acícula verde), Fv (folha verde), R1 (ramos < 1 cm), Horiz (substrato horizontal), Vert (substrato vertical), Midl (posição da manobra de forrageio central em relação ao eixo da árvore).....142

Capítulo 1. Introdução geral

Uma das maiores causas da perda da diversidade biológica local e regional nos trópicos é devido à alteração de habitats pelo homem (Pimm *et al.* 1995, Johns 1997, Durán e Kattan 2005, Anjos *et al.* 2011). Entre as diversas modificações ambientais promovidas está a protagonizada pela indústria da silvicultura que tem crescido sensivelmente na América Latina e que visa, entre outras ações, satisfazer as necessidades do mercado que utiliza a madeira como recurso (Evans 1999). Como reflexo do incremento desta demanda, no ano de 2005 o Brasil possuía cerca de 5,300,000 ha de plantios de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp. e no ano de 2010 este total chegou a cerca de 6,500,000 ha, o que significa um aumento superior a 20 % (ABRAF 2011). Avaliar adequadamente o impacto da silvicultura se torna, portanto, importante, especialmente no cenário atual onde cada vez mais existe a necessidade de compatibilizar desenvolvimento econômico com preservação ambiental (Meijaard *et al.* 2005, Tallis *et al.* 2008).

Literatura recente sugere que, plantações monoespecíficas podem ser utilizadas como catalisadoras para a recuperação de áreas degradadas (Lugo 1997, Parrota *et al.* 1997, Otsamo 2000, Senbeta *et al.* 2002, Barbosa *et al.* 2009) e, também, como habitat para diversos grupos de animais (Degraaf e Evans 1979, Carey e Johnson 1995, Demaynadier e Hunter 1998, Grialou *et al.* 2000, Martikainen *et al.* 2000, Sullivan *et al.* 2001, Moore *et al.* 2002, Summerville e Crist 2002, Artman 2003, Fogarty e Vilella 2003, Patriquin e Barclay 2003, Thompson *et al.* 2003, Mazurek e Zielinski 2004, Corley *et al.* 2006, Barlow *et al.* 2007, McCord *et al.* 2007, Berndt *et al.* 2008, Koh 2008, Pawson *et al.* 2008, Thompson *et al.* 2003, Fonseca *et al.* 2009, Quine e Humphrey 2010,

Lutinski *et al.* 2011). Contudo, a ocorrência de um distúrbio, neste caso o plantio de talhões com apenas uma espécie de árvore, alterara a estrutura da vegetação e beneficia espécies que apresentam determinadas qualidades ou atributos (Wunderle 1997, Carneiro e Rodrigues 2007).

A implantação de plantios comerciais altera a dinâmica do ambiente, pois este tipo de sistema simplifica a complexidade estrutural da vegetação e afeta a distribuição, diversidade e o comportamento de elementos da fauna (Maurer e Whitmore 1981, Robinson e Holmes 1982, Clout e Gaze 1984, Kavanagh e Stanton 2005, Müller *et al.* 2007), bem como padrões de dispersão de propágulos (Wunderle 1997). O tipo de síndrome de dispersão (McLachlan e Bazely 2001, Oberhauser 2002, Carneiro e Rodrigues 2007, Barbosa *et al.* 2009), características físicas do diásporo (Neri *et al.* 2005), entre outros atributos podem favorecer a colonização de algumas espécies em plantios comerciais em detrimento de outras. Além disso, o manejo empregado no plantio pode ter efeito sobre os tipos funcionais das plantas que ocorrem em áreas com silvicultura (Renyan *et al.* 2009). Logo, pode-se tentar estabelecer um manejo adequado em tratamentos silviculturais que possibilitem a existência de uma estrutura complexa e que permitam um menor impacto deste tipo de sistema sobre o ambiente, possibilitando sua utilização por um maior número de espécies (Bazzaz 1975, Rosenzweig 1995).

Diversos estudos relacionados ao estabelecimento e características funcionais de plantas nativas em áreas de silvicultura e sobre aspectos ecológicos da avifauna associada a estes ambientes tem sido desenvolvidos principalmente na Europa e América do Norte (Franzeb 1983, Peck 1989, Yahner 1997, Marzluff *et al.* 2000, Sallabanks *et al.* 2000, Adamik *et al.* 2003, Decocq *et al.* 2004, Haeussler *et al.* 2007, Vanderwel *et al.* 2007,

Renyan *et al.* 2009). De modo geral, existem diferenças na composição de espécies e na maneira como são dispersas as plantas lenhosas que ocupam áreas de silvicultura (Brockhoff *et al.* 2003, Geldenhuys 1997, Prévosto *et al.* 2011). Também, estudos indicam a ocorrência de modificações significativas no comportamento, abundância, riqueza, diversidade e composição da avifauna relacionados à estrutura da vegetação e à idade dos plantios (Moss 1979, Franzeb 1983, Dellasala *et al.* 1996, Hagar *et al.* 1996, Heltzel e Leberg 2006, Haney *et al.* 2008, Styring *et al.* 2011). Assim, salienta-se que alterações nos parâmetros de comportamento, diversidade, estrutura e composição de uma assembléia de aves podem ser ocasionadas por mudanças em virtude de diferenças dos atributos físicos do ambiente (McCoy e Bell 1991).

Pesquisas sobre os efeitos de sistemas de silvicultura na região neotropical ainda são escassos e encontram-se em processo de formação. Existem estudos sobre regeneração de plantas lenhosas e sobre parâmetros ecológicos de aves em plantios comerciais (Barbosa *et al.* 2009, Carneiro e Rodrigues 2007, Machado e Lamas 1996, Neri *et al.* 2005, Onofre *et al.* 2010, Volpato *et al.* 2010, Zurita *et al.* 2006), porém trabalhos considerando aspectos comportamentais de aves ainda são raros e foram desenvolvidos na América Central (Pomara *et al.* 2003; Wunderle e Latta 1998). Assim, ainda existe a necessidade de estudar os efeitos decorrentes desta atividade sobre os elementos de flora e fauna para que sejam criados mecanismos e ações que visem mitigar os impactos da silvicultura sobre o meio ambiente.

No início do século XX já se considerava importante a necessidade de executar estudos experimentais com avifauna em áreas de plantios comerciais (Adams 1908) e pouco se conhece sobre a dinâmica da vegetação nativa que pode se estabelecer em

plantios comerciais. Diversos estudos foram realizados em todos os continentes, todavia a maioria da informação sobre estes temas provém de países do hemisfério norte (Sabo e Holmes 1983; Dellasala *et al.* 1996; Brooks *et al.* 1999; Consuell 1999; Robinson e Robinson 1999; Dale *et al.* 2000; Barber *et al.* 2001; Blake e Loiselle 2001; Bourque e Villard 2001; Smith *et al.* 2001; Putz *et al.* 2001; Young e Hutto 2002; Petit e Petit 2003; Carlo *et al.* 2004; Jobes *et al.* 2004; Castelletta *et al.* 2005; Guénette e Villard 2005; Heltzel e Leberg 2006). Deste modo poucos estudos tem sido desenvolvidos na América do Sul, onde o conhecimento sobre estes temas ainda esta um uma fase inicial de construção e pouco se sabe sobre os efeitos destes plantios e técnicas de manejo associadas sobre elementos da fauna e flora nativas.

As alterações provocadas pela silvicultura podem ocasionar diversos impactos, tais como: prejudicar espécies especialistas de hábitat, perdas populacionais para espécies de populações restritas, perda de hábitat, afetar a disponibilidade de recursos alimentares e alterações na reprodução (Meijaard *et al.*, 2005). Todavia, poucos estudos têm desenvolvido a importante questão do manejo e/ou estrutura florestal e as suas implicações e influências sobre as comunidades de aves florestais no Brasil (Almeida 1979; Aleixo 1999; Marsden *et al.* 2001; Dário *et al.* 2002; Pozza e Pires 2003; Azevedo-Ramos *et al.* 2005, Faria *et al.* 2006; Volpato *et al.* 2010) e como estes novos ambientes podem ser ocupados pela vegetação nativa (Neri *et al.* 2005; Carneiro e Rodrigues 2007; Barbosa *et al.* 2009; Modna *et al.* 2010; Onofre *et al.* 2010). Não se desenvolveram estudos que relacionem aspectos comportamentais em áreas de silvicultura na região neotropical e os poucos trabalhos sobre este tema foram efetuados em áreas com plantios de cacau (Wunderle e Latta 1998; Pomara *et al.* 2003; Dietsch *et al.* 2007).

O estabelecimento e o manejo de florestas plantadas com *Pinus* vem possibilitando o abastecimento de madeira que era suprido com a exploração do pinheiro-brasileiro (*Araucaria angustifolia*) (Embrapa, 2012). Logo, essa prática estabeleceu-se como uma importante aliada dos ecossistemas florestais nativos, pois vem suprindo uma parcela cada vez maior da necessidade atual de madeira (Embrapa, 2012). A produção florestal com *Pinus* está bem desenvolvida no Sul do Brasil, onde existe uma área estimada em 1,8 milhões de hectares, com Santa Catarina entre os estados com maior área de plantio desta cultura (Embrapa, 2012). Deste modo, esta cultura embasa o crescimento local/regional com grande aporte de renda, empregos e fornecimento de matéria prima para indústrias moveleiras e de celulose. A realização deste estudo poderá elucidar aspectos populacionais e comportamentais da avifauna em uma região pouco estudada de Santa Catarina e junto a uma atividade comercial que proporciona alteração estrutural no ambiente, bem como compreender quais os aspectos envolvidos na colonização dos plantios comerciais por plantas lenhosas nativas. Os dados obtidos a partir deste trabalho podem subsidiar ações de manejo florestal que possibilitem a manutenção da biodiversidade regional.

Os objetivos deste estudo foram:

- Geral

- verificar se existem diferenças nos parâmetros analisados para a vegetação e a avifauna entre ambientes de floresta nativa, plantios de *Araucaria angustifolia* e de *P. elliottii* com diferentes idades e estrutura.

- Específicos

- determinar se existe diferença em relação a riqueza e densidade entre os plantios com sub-bosque e a mata nativa;
- constatar se diferentes tipos de plantios são colonizados por diferentes espécies de plantas lenhosas ou plantas com diferentes atributos;
- determinar se áreas estruturalmente mais complexas apresentam maior diversidade, densidade e diferente composição de espécies do que áreas menos complexas;
- verificar se existem espécies de aves que se beneficiam da presença/ausência de sub-bosque em plantios comerciais;
- constatar se as espécies que ocorrem nos plantios são um sub-conjunto da assembléia das aves existente na floresta nativa;
- constatar se existe alteração do comportamento de forrageio em virtude de diferenças na estrutura da vegetação e entre plantios com espécie exótica e nativa.

No presente estudo nós trabalhamos com a hipótese de que áreas de plantios comerciais de espécies exóticas apresentam uma menor riqueza e densidade de plantas lenhosas nativas e aves do que as áreas com plantios comerciais de espécie nativa e floresta nativa. Para a avifauna, também se espera que a diversidade, a dominância e a composição sejam diferentes entre os ambientes amostrados. Com relação ao comportamento, se espera que ocorra alteração nos padrões de forrageio de *Phylloscartes ventralis* entre os tratamentos amostrados.

Adicionalmente, se considerou que áreas estruturalmente mais complexas apresentam maior diversidade, densidade e diferente composição de espécies de aves do que áreas menos complexas e que a complexidade estrutural também irá influenciar o

comportamento de *P. ventralis*. Ainda, com relação à composição das aves, também foi testado se a avifauna encontrada em cada um dos tratamentos pertence a um sub-conjunto das espécies que compõem a assembléia amostrada no ambiente florestal nativo, resultando em um padrão aninhado de distribuição. A hipótese alternativa para a vegetação foi a de que em áreas de florestas nativas exista uma maior quantidade de atributos representados pelas lenhosas quando comparadas a plantios, e que entre os plantios existe uma maior quantidade de atributos em áreas de culturas de espécies nativas do que com exóticas. Como hipótese alternativa, sugere-se que plantios com árvores nativas tendem a causar menor alteração no comportamento de forrageio de *P. ventralis* quando comparados a plantios com espécies exóticas.

A resposta da avifauna e da vegetação será devido à maior complexidade estrutural dos ambientes trabalhados, tanto para parâmetros de diversidade, densidade, riqueza e composição nas diferentes fisionomias amostradas quanto para os parâmetros relacionados ao comportamento de forrageio das espécies.

Referências

- ABRAF. 2010. Anuário estatístico a ABRAF 2011 ano base 2010. ABRAF, Brasília.
- Adamík, P.; M. Kornan e J. Vojtek. 2003. The effect of habitat structure on guild patterns and the foraging strategies of insectivorous birds in forests. *Biologia* 58: 275-285.
- Adams, C. C. 1908. The ecological succession of birds. *Auk* 25:109-153.
- Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *Condor* 101: 537-548.

- Almeida, A. F. 1979. Influência do tipo de vegetação nas populações de aves em uma floresta implantada de *Pinus* spp, na região de Agudos, SP. IPEF 18: 59-77.
- Anjos, L.; C. D. Collins; R. D. Holt; G. H. Volpato; L. B. Mendonça; E. V. Lopes; R. Boçon; M. V. Bisheimer; P. P. Serafini e J. Carvalho. 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* 144: 2213-2222.
- Artman, V. L. 2003. Effects of commercial thinning on breeding bird populations in western Hemlock Forests. *Am. Midl. Nat.* 149: 225-232.
- Azevedo-Ramos, C.; O. Carvalho Jr. e R. Nasi. 2005. Animais como indicadores: uma ferramenta para acessar a integridade biológica após a exploração madeireira em florestas tropicais? Belém, IPAM, CIFOR e UFP.
- Barber, D. R.; T. E. Martin; M. A. Melchiors; R. E. Thill e T. B. Wigley. 2001. Nesting success of birds in different silvicultural treatments in southeastern U. S. Pine forests. *Conserv. Biol.* 15: 196-207.
- Barbosa, C. E. A.; T. Benato; A. L. Cavalheiro e J. M. D. Torezan. 2009. Diversity of regenerating plants in reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 years of age in Paraná State, Brazil. *Rest. Ecol.* 17: 60-67.
- Barlow, J.; T. A. Gardner; I. S. Araújo; T. C. Ávila-Pires; A. B. Bonaldo; J. E. Costa; M. C. Espósito; L. V. Ferreira; J. Hawes; M. I. M. Hernandez; M. S. Hoogmoed; R. N. Leite; N. F. Lo-Man-Hung; J. R. Malcolm; M. B. Martins; L. A. M. Mestre; R. Miranda-Santos; A. L. Nunes-Gutjahr; W. L. Overal; L. Parry; S. L. Peters; M. A. Ribeiro-Junior; M. N. F. Silva; C. Silva-Motta e C. A. Peres. 2007. Quantifying the

- biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104: 18555-18560.
- Bazzaz, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485–488.
- Berndt, L. A.; E. G. Brockerhoff e H. Jactel. 2008. Relevance of exotic pine plantations as a surrogate habitat for ground beetles (Carabidae) where native forest is rare. *Biodivers. Conserv.* 17: 1171-1185.
- Blake, J. G. e B. A. Loiselle. 2001. Bird assemblage in second-growth and old-growth forests, Costa Rica: perspectives from mist nests and point counts. *Auk* 118: 304-326.
- Bourque, J. e M.-A. Villard. 2001. Effects of selection cutting and landscape-scale harvesting on the reproductive success of two neotropical migrant bird species. *Conserv. Biol.* 15: 184-195.
- Brockerhoff, E. G.; C. E. Ecroyd; A. C. Leckie e M. O. Kimberley. 2003. Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. *For. Ecol. Manage.* 185: 307–326.
- Brooks, T. M.; S. L. Pimm e J. O. Oyugi. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conserv. Biol.* 13: 1140-1150.
- Carlo, T. A.; J. A. Collazo e M. J. Groom. 2004. Influences of fruit diversity and abundance on bird use of two shaded coffee plantations. *Biotropica* 36: 602-614.
- Carey, A. B. e M. L. Johnson. 1995. Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. *Ecol. Appl.* 5: 336-352.
- Carneiro, P. H. M. e R. R. Rodrigues. 2007. Management of monospecific commercial reforestations for the forest restorations of native species of high diversity. Pp. 129-

144. Em: Rodrigues, R. R.; S. V. Martins e S. Gandolfi (Eds.). High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. Nova Science Publishers, New York.
- Castelletta, M.; J. Thiollay e N. S. Sodhi. 2005. The effects of extreme forest fragmentation on the bird community of Singapore Island. *Biol. Conserv.* 121: 135-155.
- Clout, M. N. e P. D. Gaze. 1984. Effects of plantation forestry on birds in New Zealand. *J. Appl. Ecol.* 21: 795-815.
- Consuell, J. (Ed.). 1999. Life after logging: the impacts of commercial timber extraction in tropical rain forests. RF, Greenpeace, FoE e EDF.
- Corley, J.; P. Sackmann; V. Rusch; J. Bettinelli e J. Paritsis. 2006. Effects of pine silviculture on the ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) of the patagonian Steppe. *For. Ecol. Manage.* 222: 162-166.
- Dale, S.; K. Mork; R. Solvang e A. J. Plumptre. 2000. Edge effects on the understory birds community in a logged forest in Uganda. *Conserv. Biol.* 14: 265-276.
- Dário, F. R.; M. C. V. Vicenzo; A. F. Almeida. 2002. Avifauna em fragmentos da mata atlântica. *Ciênc. Rural* 32: 989-996.
- Decocq, G.; M. Aubert; F. Dupont; D. Alard; R. Saguez; A. Wattez-Franger; B. Foucault; A. Delelis-Dusollier e J. Bardat. 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *J. Appl. Eco.* 41: 1065-1079.

- DeGraaf, R. M. e K. E. Evans (Eds.). 1979. Workshop proceedings: management of north central and northeastern forests for nongame birds. USDA. Forest Service General Technical Report NC-51, Minnesota.
- Dellasala, D. A.; J. C. Hagar; K. A. Engel; W. C. McComb; R. L. Fairbanks e E. G. Campbell. 1996. Effects of silvicultural of temperate rain forest on breeding and wintering bird communities, Prince of Wales Island, southeast Alaska. *Condor* 98: 706-721.
- Demaynadier, P. G. e M. L. Hunter, Jr. 1998. Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conserv. Biol.* 12: 340-352.
- Dietsch, T. V.; I. Perfecto e R. Greenberg. 2007 Avian foraging behavior in two different types of coffee agroecosystem in Chiapas, Mexico. *Biotropica* 39: 232-240.
- Durán, S. M. e G. H. Kattan. A test of utility of exotic tree plantations for understory birds and food resources in Colombian Andes. *Biotropica* 37: 129-135.
- Embrapa. 2007. Cultivo do *Pinus*. Disponível em: <
<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Pinus/CultivodoPinus/index.htm>> (acesso em: 04/03/2012).
- Evans, J. 1999. Planted forests of the wet and dry tropics: their variety, nature, and significance. *New For.* 17: 25-36.
- Faria, D.; R. R. Laps; J. Baumgarten e M. Cetra. 2006. Bat and bird assemblages from forest and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 15: 587-612.
- Fogarty, J. H. e F. J. Vilella. 2003. Use of native forest and *Eucalyptus* plantations by *Eleutherodactylus* Frogs. *J. Wildl. Manage.* 67: 186-195.

- Fonseca, C. R.; G. Ganade; R. Baldissera; C. G. Becker; C. R. Boelter; A. D. Brescovit; L. M. Campos; T. Fleck; V. S. Fonseca; S. M. Hartz; F. Joner; M. I. Käffer; A. M. Leal-Zanchet; M. P. Marcelli; A. S. Mesquita; C. A. Mondin; C. P. Paz; M. V. Petry; F. N. Pionvensan; J. Putzke; A. Stranz; M. Vergara e E. M. Vieira. 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 142: 1209-1219.
- Franzeb, K. E. 1983. A comparison of avian foraging behavior in unlogged and logged Mixed-coniferous Forest. *Willson Bull.* 96: 60-76.
- Geldenhuys, C. J. 1997. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. *For. Ecol. Manage.* 99: 101-115.
- Grialou, J. A.; S. D. West e R. N. Wilkins. 2000. The Effects of forest clearcut harvesting and thinning on terrestrial salamanders. *J. Wildl. Manage.* 64: 105-113.
- Guénette, J.-S. e M.-A. Villard. 2005. Thresholds in forest bird response in habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conserv. Biol.* 19: 1168-1180.
- Haeussler, S.; Y. Bergeron; S. Brais e B. D. Harvey. 2007. Natural dynamics-based silviculture for maintaining plant biodiversity in *Populus tremuloides*: dominated boreal forests of eastern Canada. *Can. J. Bot.* 85: 1158-1170.
- Hagar, J. C.; W. C. McComb e W. H. Emmingham. 1996. Bird communities in commercially thinned and unthinned Douglas-fir stands of western Oregon. *Wildl. Soc. Bull.* 24: 353-366.
- Haney, A.; S. Apfelbaum e J. M. Burris. 2008. Thirty years of post-fire succession in a southern Boreal Forest bird community. *Am. Midl. Nat.* 159: 421-433.

- Helzel, J. M. e P. L. Leberg. 2006. Effects of selective logging on breeding bird communities on Bottomland Hardwood Forests in Louisiana. *J. Wildl. Manage.* 70: 1416-1424.
- Jobes, A. P.; E. Nol e D. R. Voigt. 2004. Effects of selection cutting on birds communities in contiguous eastern hardwood forests. *J. Wildl. Manage.* 68: 51-60.
- Johns, A. J. 1997. Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forests. Cambridge University Press, UK.
- Kavanagh, R. P. e M. A. Stanton. 2005. Vertebrate species assemblages and species sensitivity to logging in the forests of north-eastern New South Wales. *For. Ecol. Manage.* 209: 309-341.
- Koh, L. P. 2008. Can oil palm plantations be made more hospitable for forest butterflies and birds? *J. Appl. Ecol.* 45: 1002-1009.
- Lugo, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *For. Ecol. Manage.* 99: 09-19.
- Lutinski, C. J.; J. A. Lutinski; M. K. M. Costa; F. R. M. Garcia. 2011. Análise faunística de gafanhotos na Floresta Nacional de Chapecó, Santa Catarina. *Pesq. Flor. Bras.* 31: 43-50.
- Machado, R. B. e I. R. Lamas. 1996. Avifauna associada a uma reflorestamento de eucalipto no Município de Antônio Dias, Minas Gerais. *Ararajuba* 4: 15-22.
- Marsden, S. J.; M. Whiffin e M. Galetti. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 10: 737-751.

- Martikainen, P.; J. Siitonen; P. Punttila; L. Kaila e J. Rauh. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biol. Conserv.* 94: 199-209.
- Marzluff, J. M.; M. G. Raphael e R. Sallabanks. 2000. Understanding the effects of forest management on avian species. *Wildl. Soc. Bull.* 28: 1132-1143.
- Maurer, B. A.; R. C. Whitmore. 1981 Foraging of five birds species in two forests with different vegetation structure. *Wilson Bull.* 93: 478-490.
- Mazurek, M. J. e W. J. Zielinski. 2004. Individual legacy trees influence vertebrate wildlife diversity in commercial forests. *For. Ecol. Manage.* 193: 321-334.
- McCord, S. B.; R. S. Grippo e D. M. Eagle. 2007. Effects of silviculture using best management practices on stream macroinvertebrate communities in three ecoregions of Arkansas, USA. *Water Air Soil Pollut.* 184: 299-311.
- McCoy, E. D. e S. S. Bell. 1991. Habitat structure: the evolution diversification of a complex topic. Pp. 03-17. Em: Bell, S. S.; E. D. McCoy e H. R. Mushinsky. *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space.* Chapman and Hall, New York.
- McLachlan, S. M. e Bazely, D. R. 2001. Recovery patterns of understory herbs and their use as indicator of Deciduous Forest regeneration. *Conserv. Biol.* 15: 98-110.
- Meijaard, E.; D. Sheil; R. Nasi; D. Augeri; B. Rosenbaum; D. Iskandar; T. Setyawati, M. Lammertink; I. Rachmatika; A. Wong; T. Soehartono; S. Stanley e T. O'Brien. 2005. *Life after logging: reconciling wildlife conservation and production forestry in Indonesian Borneo.* CIFOR, Borgor.

- Modna, D.; G. Durigan e M. V. C. Vital. 2010. *Pinus elliottii* Engelm as facilitator of riparian forest regeneration in savanna region, Assis, SP, Brazil. *Sci. For.* 38: 73-83.
- Moore, J.-D.; R. Ouimet; C. Camiré e D. Houle. 2002. Effects of two silvicultural practices on soil fauna abundance in a northern hardwood forest, Québec, Canada. *Can. J. Soil Sci.* 82: 105-113.
- Moss, D. 1979. Even-aged plantations as a habitat for birds. Pp. 413-427. Em: Ford, E. D.; D. C. Malcolm e J. Atterson (Eds.). *The ecology of even-aged forest plantations.* Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge.
- Müller, J.; T. Hothorn e H. Pretzsch. 2007. Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European Beech *Fagus sylvatica* L. *For. Ecol. Manage.* 242: 297-305.
- Neri, A. V.; E. P. Campos; T. G. Duarte; J. A. A. Meira Neto; A. F. Silva e G. E. Valente. 2005. Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de *Eucalyptus* em área de Cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 19: 369-376.
- Oberhauser, U. 2002. Secondary forest regeneration beneath pine (*Pinus kesyia*) plantations in the northern Thai highlands: a chronosequence study. *For. Ecol. Manage.* 99: 171-183.
- Onofre, F. F.; V. L. Engel e H. Cassola. 2010. Natural regeneration of Atlantic Forest species in the understory of *Eucalyptus saligna* Smith. in a former forest production unit at the Parque das Neblinas, Bertioga, SP. *Sci. For.* 38: 39-52.
- Otsamo, R. 2000. Secondary forest regeneration under fast growing forest plantations on degraded *Imperata cylindrica* grasslands. *New For.* 19: 69-93.

- Parrotta, J. A.; J. W. Turnbull e N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *For. Ecol. Manage.* 99: 01-07.
- Patriquin, K. J. e R. M. R. Barclay. 2003 Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested Boreal Forest. *J. Appl. Ecol.* 40: 646-657.
- Pawson, S. M.; E. G. Brockerhoff; E. D. Meenken e R. K. Didham. 2008. Non-native plantation forests as alternative habitat for native forest beetles in a heavily modified landscape. *Biodivers. Conserv.* 17: 1127-1148.
- Peck, K. M. 1989. Tree species preference shown by foraging birds in forest plantations in northern England. *Biol. Conserv.* 48: 41-57.
- Petit, L. J. e D. R. Petit. 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for neotropical bird conservation. *Conserv. Biol.* 17: 687-694.
- Pimm, S. L.; G. J. Russell; J. L. Gittleman e T. M. Brooks. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347-350.
- Pomara, L. Y.; R. J. Cooper e L. J. Petit. 2003. Mixed-species flocking and foraging behavior of four neotropical warblers in panamaian shade coffee fields and forests. *Auk* 120: 1000-1012.
- Pozza, D. D.; J. S. R. Pires. 2003. Bird communities in two fragments of semideciduous forest in rural São Paulo State. *Bras. J. Biol.* 63: 307-319.
- Prévosto, B., A. Bousquet-Mélou; C. Ripert e C. Fernandez. 2011. Effects of different site preparation treatments on species diversity, composition, and plant traits in *Pinus halepensis* woodlands. *Plant Ecol.* 212: 627-638.
- Putz, F. E.; G. M. Blate; K. H. Redford; R. Fimbel e J. Robinson. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conserv. Biol.* 15: 07-20.

- Quine, C. P. e J. W. Humphrey. 2010. Plantations of exotic tree species in Britain: irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species? *Biodivers. Conserv.* 19: 1503-1512.
- Renyan, D.; W. Chao; W. Xiao-an; Z. Zhihong e G. Hua. 2009. Differences in plant species diversity between Conifer (*Pinus tabulaeformis*) Plantations and Natural Forests in middle of the Loess Plateau. *Rus. J. Ecol.* 40: 501-509.
- Robinson, S. K. e R. T. Holmes. 1982. Foraging behavior of forest birds: the relationships among search tactics, diet, and habitat structure. *Ecology* 63: 1918-1931.
- Robinson, W. D. e S. K. Robinson. 1999. Effects of selective logging on forest bird populations in a fragmented landscape. *Conserv. Biol.* 13: 58-66.
- Rosenzweig, M. L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press, New York.
- Sabo, S. R. e R. T. Holmes. 1983. Foraging niches and the structure of forest bird communities in contrasting montane habitats. *Condor* 85: 121-138.
- Sallabanks, R.; E. B. Arnett e J. M. Marzluff. 2000. An evaluation of research on the effects of timber harvest on bird populations. *Wildl. Soc. Bull.* 28: 1144-1155.
- Senbeta, F.; D. Teketay e B. A. Näslund. 2002. Native wood species regeneration in exotic tree plantations at Munessa-Shashemene Forest, southern Ethiopia. *New For.* 24: 131-145.
- Smith, A. L.; J. S. Ortiz e R. J. Robertson. 2001. Distribution patterns of migrant and residente birds in successional forests of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica* 33: 153-170.

- Styring, A. R.; R. Ragai; J. Unggang; R. Stuebing; P. A. Hosner e F. H. Sheldon. 2011. Bird community assembly in Bornean industrial tree plantations: effects of forest age and structure. *For. Ecol. Manage.* 261: 531-544.
- Sullivan, T. P.; D. S. Sullivan e P. M. F. Lindgren. 2001. Stand structure and small mammals in young Lodgepole Pine Forest: 10-year results after thinning. *Ecol. Appl.* 11: 1151-1173.
- Summerville, K. S. e T. O. Crist. 2002. Effects of timber harvest on forest Lepidoptera: community, guild, and species responses. *Ecol. Appl.* 12: 820-835.
- Tallis, H.; P. Kareiva; M. Marvier e A. Chang. 2008. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 105: 9457-9464.
- Thompson, I. D.; J. A. Baker e M. Ter-Mikaelian. 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *For. Ecol. Manage.* 177: 441-469.
- Vanderwel, M. C.; J. R. Malcolm e S. C. Mills. 2007. A meta-analysis of bird responses to uniform partial harvesting across North America. *Conserv. Biol.* 21: 1230-1240.
- Volpato, G. H., V. M. Prado e L. Anjos. 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *For. Ecol. Manage.* 260: 1156-1163.
- Wunderle, J. M., Jr. 1997. A role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *For. Ecol. Manage.* 99: 223-235.
- Wunderle, J. M., Jr. e S. C. Latta. 1998. Avian resource use in dominican Shade Coffee Plantations. *Wilson Bull.* 110: 271-281.

- Yahner, R. H. 1997. Long-term dynamics of bird communities in a managed forested landscape. *Wilson Bull.* 109: 595-613.
- Young, J. S. e R. L. Hutto. 2002. Use of a land bird monitoring database to explore effects of partial-cut timber harvesting. *For. Sci.* 48: 373-378.
- Zurita, G. A.; N. Rey; D. M. Varela; M. Villagra e M. I. Bellocq. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird communities from the local and regional perspectives. *For. Ecol. Manage.* 235: 164-173.

Capítulo 2. Descrição da área de estudo

Este estudo foi realizado na Fazenda Florestal Gateados (FFG) com sede localizada no Município de Campo Belo do Sul, no planalto catarinense, com entrada pela rodovia SC-458 (Figura 1). A Fazenda abrange os municípios de Campo Belo do Sul (14.214 ha) e Capão Alto (3.391 ha), totalizando mais de 17.000 ha, possui altitude em torno de 1000 metros e enquadra-se nas coordenadas 28° 0' S e 50° 49' W. Segundo a classificação climática de Köeppen a região da área de estudo apresenta clima do tipo Cfb e temperatura média anual de 16°C, com verões frescos, sem estações secas e geadas severas frequentes (Santa Catarina 1986).

A FFG possui 6.844,30 hectares de efetivo plantio de *Pinus* spp, com reflorestamentos desde o plantio até 32 anos de idade. A empresa atualmente centraliza suas atividades na produção e comercialização de toras de *Pinus*. Tem uma produção aproximada de 20.000 toneladas de madeira por mês. Também são efetuados plantios para diversificação com *Eucalyptus* spp., *Cryptomeria japonica*, *Cupressus lusitanica*, *Cunninghamia lanceolata* e *Araucaria angustifolia*. A FFG inicialmente era utilizada para pecuária extensiva, criação de gado leiteiro e exploração da *A. angustifolia*. A partir de 1978 iniciam-se atividades florestais com *A. angustifolia* e a partir de 1981 com *P. elliottii*. As áreas de plantio foram, usualmente, implementadas em locais ocupados por campos. Atualmente a FFG apresenta cerca de 3.800 ha de reserva legal, 1.500 ha de áreas de preservação permanente, 7.000 ha de floresta nativa, 7.000 ha de *Pinus* spp. e 500 ha de *A. angustifolia*.

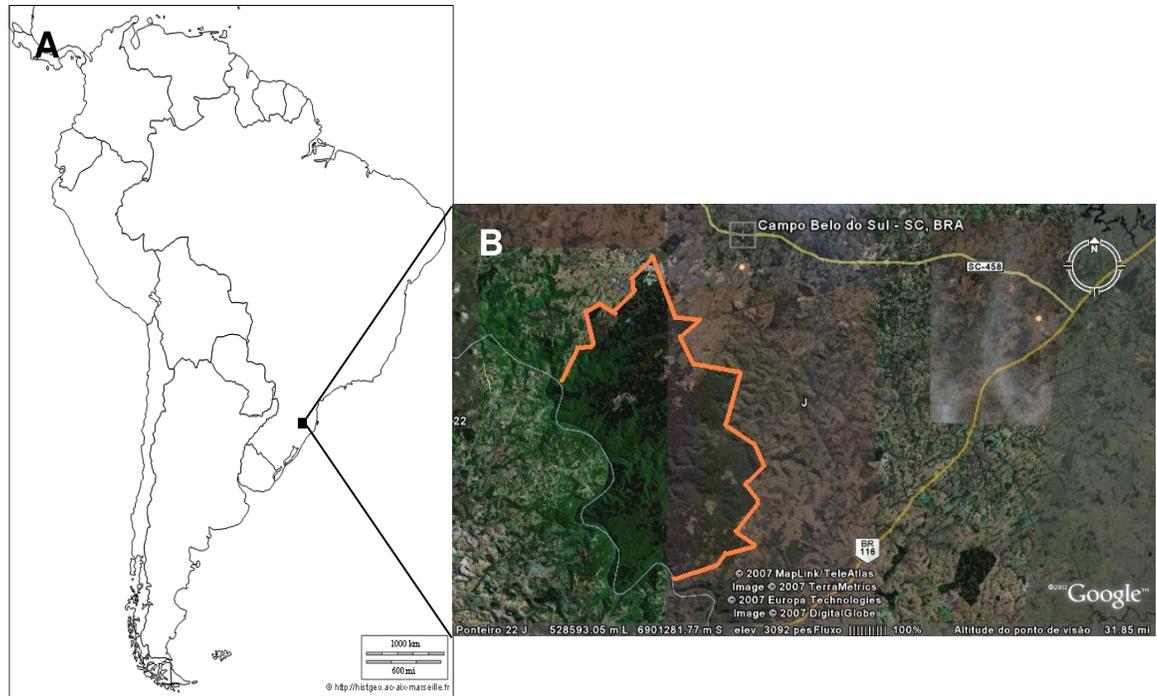


Figura 1. Mapa regional (A) e da localização da Fazenda Florestal Gateados, em laranja (B).

A vegetação situada na área de estudo é denominada de Floresta de Araucária na Bacia Pelotas-Canoas, onde ocorre principalmente ao longo de rios, encostas e vales, enquanto que, nos terrenos ondulados predominam campos e capões (Klein 1978). A Mata com Araucária ou Floresta Ombrófila Mista é a formação florestal mais representativa do Estado de Santa Catarina, distribuindo-se por quase todo o planalto em altitudes que variam de 500 a 1.500 metros (Klein 1960). A Floresta Ombrófila Mista caracteriza-se por apresentar um grande número de espécies da família Myrtaceae (Klein 1984). Também se salienta a presença do pinheiro-brasileiro (*Araucaria angustifolia*), do pinheiro-bravo (*Podocarpus lambertii*) e do xaxim (*Dicksonia sellowiana*) (Klein 1978).

O forte desenvolvimento do setor madeireiro no planalto catarinense quase dizimou as florestas com araucária, existindo atualmente poucas áreas com

remanescentes típicos da região (Rosário 1996). A derrubada do pinheiro-brasileiro (*A. angustifolia*) aumentou nitidamente nos anos 50 e atingiu o pico depois de apenas vinte anos, quando os arvoredos mais densos foram esgotados, quando tal árvore foi um importante produto de exportação com valor mais elevado que o açúcar (Dean 1997). Este fato contribuiu muito para que a Mata Atlântica do sudeste do Brasil fosse considerado um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (Brown e Brown 1992).

A área da FFG possui floresta nativa em toda a calha junto ao rio Pelotas e zela pela manutenção das Áreas de Preservação Permanente (APP's) no seu interior, embora em décadas passadas tenha sofrido com o processo de extração de madeira nativa. A retirada de árvores com madeiras nobres deixou de ocorrer à cerca de 40 anos e, desde então, a floresta tem se regenerado. Deste modo, formou-se um grande maciço florestal bem preservado e de elevado valor na conservação de espécies para a região. As matas da encosta dos rios Pelotas, Vacas Gordas, Varões, Limeira, entre outros, apresentam até 20 metros de altura, e cerca de três a quatro estratos (Obs. pes.).

O estudo foi realizado em floresta nativa e talhões de *P. elliottii* e *A. angustifolia* que estavam em contato direto com o ambiente florestal (Figura 2). Este fato foi importante, pois houve possibilidade de acesso tanto para a vegetação que poderia ocupar os talhões quanto para as espécies de aves que ocorreram nos ambientes amostrados. Os plantios de *P. elliottii* foram separados por idade e presença de sub-bosque sendo três tipos amostrados: (1) plantios com sete anos de idade e sem sub-bosque (MP) (Figura 3), (2) plantios com 25 anos de idade e sem sub-bosque (OP) e (3) plantios com 27 anos de idade e com sub-bosque (PS) (Figura 4). O único tipo de plantio de *A. angustifolia* estudado possuía 30 anos e apresentava sub-bosque (AP) (Figura 5). Há mais de 40 anos

não ocorre extração de madeira na floresta nativa (NF) amostrada e a mesma encontra-se inserida em um fundo de vale e encosta, apresentando sub-bosque denso. O alto grau de integridade biótica da floresta nativa pode ser constatado a partir da presença e nidificação de grandes rapinantes florestais como *Spizaetus ornatus* e *S. melanoleucus* e de ocorrência de mamíferos como *Tayassu pecari* (observações pessoais).

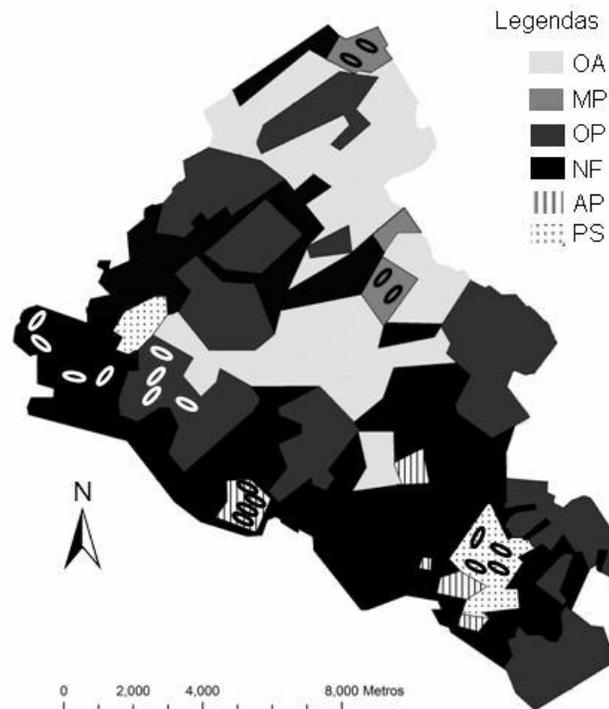


Figura 2. Mapa esquemático dos sítios de amostragem na área de estudos. Legenda: elipses brancas e pretas = sítios de amostragem; NF = floresta nativa; OP = plantios de *P. elliotii* com 25 anos de idade e sem sub-bosque; MP = plantios de *P. elliotii* com 7 anos de idade e sem sub-bosque; OA = áreas com vegetação diversa da que foi amostrada (e.g. campos, banhado, plantios com outras espécies ou com diferentes idades); PS = plantios de *P. elliotii* com 27 anos de idade e com sub-bosque; AP = plantios de *A. angustifolia* com 30 anos de idade e com sub-bosque.

A partir de Figura 2 nota-se que os sítios de amostragem de MP foram os mais distantes dos de NF, embora sejam margeados por ambiente florestal nativo. Os sítios de amostragem de OP foram os mais próximos dos de NF e os locais de amostragem de PS e AP foram praticamente envolvidos pelo ambiente florestal nativo. O ambiente florestal nativo está praticamente todo conectado ao longo da área de estudo e margeia quase todos os sítios amostrais, demonstrando que, potencialmente, as espécies florestais podem acessar todas as áreas de plantio trabalhadas.



Figura 3. Interior dos plantios de *P. elliotii* com sete anos de idade e sem sub-bosque.



Figura 4. Interior dos plantios de *P. elliottii* com 27 anos de idade e com sub-bosque.



Figura 5. Interior dos plantios de *A. angustifolia* com 30 anos de idade e com sub-bosque.

Referências

- Brown, K. S., Jr. e G. G. Brown. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests, p. 119-142. Em: Whitmore, T. C. e J. A. Sayer (Eds.). Tropical deforestation and species extinction. Chapman and Hall, London.
- Dean, W. 1997. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. Editora Companhia das Letras, São Paulo.
- Klein, R. M. 1960. O Aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia* 12: 17-44.
- Klein, R. M. 1978. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina: resenha descritiva da cobertura original. Herbário Barbosa Rodrigues ,Itajaí.
- Klein, R. M. 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. *Sellowia* 36: 5-54.
- Rosário, L. A. 1996. As aves em Santa Catarina: distribuição geográfica e meio ambiente. Florianópolis:FATMA.
- Santa Catarina. 1986. Atlas de Santa Catarina. GAPLAN/SUEGI.

Capítulo 3. Comparing diversity and functional traits of tree communities in plantations and native forests in southern Brazil

Artigo submetido para “Journal of Tropical Ecology”

André de Mendonça-Lima^{a,*}, Leandro D. S. Duarte^b & Sandra M. Hartz^a

Running title: Communities and traits in tree plantations

Key-words: functional traits; plant community; silviculture; tree richness; zoochory.

^a Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Setor 4, Prédio 43422, sala 102, Caixa Postal 15007, Av. Bento Gonçalves 9500, Porto Alegre – RS- Brazil, CEP 91501-970, e-mails: mendoncalima@hotmail.com (AML, corresponding author*) and sandra.hartz@ufrgs.br (SMH). Tel/Fax: 55-51-33086775/55-51-33087626.

^b Laboratório de Ecologia Filogenética e Funcional, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Setor 4, Prédio 43422,, Caixa Postal 15007, Av. Bento Gonçalves 9500, Porto Alegre – RS- Brazil, CEP 91501-970, e-mail: leandro.duarte@ufrgs.br. Tel: 55-51-33086937

Abstract: The impact of exotic and native tree plantations is poorly understood in the neotropical region. Here we investigated how different tree species grown in plantation stands affect the richness, density and composition of native woody-tree species, and which traits of colonizing species are selected for in those environments. The tree species were categorized based on reproductive traits, including the dispersal syndrome and the color, type and size of fruit. Analyses of variance were carried out to assess differences in abundance and in rarefied richness of tree species in the plantation and native-forest areas. Patterns of species composition and reproductive traits were assessed by multivariate analyses of variance with permutation tests. The native forest showed a higher stem density of woody species compared to the plantations. The composition of native woody species showed differences between the native forest and the plantation areas. Species reproductive traits showed a significant difference between the two types of plantations the higher frequency of zoochoric fruits in the *P. elliotii* plantation area indicated the importance of the fauna in creating and sustaining the understory structure in this kind of plantation.

Introduction

Human alteration of tropical-forest habitats is one of the main causes of biodiversity loss at local and regional scales (Durán & Kattan 2005). However, monocultures of exotic species can be utilized as catalysts for the recovery of degraded areas (Barbosa *et al.* 2009, Lugo 1997, Otsamo 2000, Parrota *et al.* 1997, Senbeta *et al.* 2002). Dispersal of propagules is fundamental to biodiversity restoration, and can be potentially accelerated by forestry practices on degraded land (Wunderle 1997). Nevertheless, the disturbance associated with monocultures of exotic trees can affect the structure of the vegetation community, which may benefit from the presence of species with particular functional traits (Decocq *et al.* 2004).

The seed dispersal syndrome (Barbosa *et al.* 2009, Carneiro & Rodrigues 2007, McLachlan & Bazely 2001, Oberhauser 2002) and the physical characteristics of the diaspore (Neri *et al.* 2005), among other traits, can favor the colonization of particular tree species in commercial plantations. Additionally, the kind of management can affect the functional types of plants occurring in managed stands (Nagaike 2002, Nagaike *et al.* 2003, Renyan *et al.* 2009, Ruben *et al.* 1999). Therefore, proper management of monoculture stands would make it possible to develop a complex vegetation community, which would reduce the environmental impacts associated with this kind of commercial practice. The enhancement of habitat structural complexity is associated with an increase in species diversity (Bazzaz 1975, Rosenzweig 1995), which can augment the presence of diverse propagule dispersers. Results from a study carried out in a managed forest in Uganda suggest that the occurrence of many native woody species may be due to their dispersal by frugivores (Chapman & Chapman 1996). These results indicate that the

abundance, diversity and food preferences of frugivorous animals can affect the forest structure (Clark *et al.* 2001). Therefore, particular habitat features associated with the increase of structural complexity in commercial plantations would facilitate the presence of animal seed dispersers.

The Atlantic Forest is one of the largest humid tropical forests of the Americas. It once covered *ca.* 150 million hectares of highly heterogeneous environments (Ribeiro *et al.* 2009). The Mixed Ombrophilous Forest (MOF) is situated in the southern part of the Atlantic Forest, and is characterized by the presence of the Paraná pine (*Araucaria angustifolia*). Over time, this forest has been largely devastated, and presently occupies *ca.* 12% of its original extent (Ribeiro *et al.* 2009). In the State of Santa Catarina, MOF originally covered *ca.* 30% of the state's territory, and present estimates are that only 2% has been left intact (Mähler Junior & Larocca 2009). *Pinus elliottii* replaced *A. angustifolia* in the timber industry in the 1950s and since then the landscape has been changed by the insertion of the exotic tree plantations.

In the present study, we examined the hypothesis that commercial plantation stands with exotic trees show lower richness and density of native woody species than stands with native-tree plantations and areas of native forests. Alternative hypotheses were that (1) native-forest show more functional traits represented by woody plants than the plantation stands, and that (2) comparing plantation areas, there are more functional traits in stands of a native tree than in exotic-tree stands. Therefore, our aim was to evaluate whether different kinds of plantation stands were colonized by diverse plant species and by plant species with diverse traits. Additionally, we evaluated whether there

were differences in the richness and density of native woody species between plantation stands with a well developed understory and the native forest.

Methods

Study area

The study was carried out in stands of commercial plantations of *P. elliottii* and *A. angustifolia*, both with presence of understory, as well as in areas of native forests in a commercial tree farm located in the Campo Belo do Sul municipality (27°59' S and 50°53' W), southern Brazil (1,000 m a.s.l.). The climate is typical of the southern Brazilian highlands, with cool summers, no dry season and frequent severe frosts (Köppen Cfb classification). The mean annual temperature is 16° C.

The characteristic feature of the region is the *Araucaria* forests, which occur mainly between 400 and 1,000 m a.s.l. along watercourses, valleys, hillsides, and grasslands on the plateau (IBGE 1992). The presence of *A. angustifolia* comprises the main physiognomy; these trees occur in continuous forest habitats as well as in patches embedded in the plateau grasslands (Rambo 1951). The forest on the hillsides and valleys of the study area can be considered a disturbed forest but with a high level of biotic integrity because it was only selectively logged decades ago (Formento *et al.* 2004). At the time of the study, the *Pinus elliottii* plantation was 27 years old and the *A. angustifolia* plantation areas were *ca.* 30 years old. Both plantations were surrounded by native forest.

Sampling design

Four sampling sites were located within each of three different vegetation types, at least 100 m from the edge: native forest (NF), *P. elliotii* plantations (PP), and *A. angustifolia* plantations (AP). At each sampling site, six plots were delimited 100 m distant from each other along a line. Secondary, perpendicular 50 m-long lines were established from each of the six marked points. Within each secondary line, five secondary points (10 m from each other) were marked. Ten meters distant from and perpendicular to each secondary point, a point-centered quarter (Cottam & Curtis 1956) was established, and the closest individual tree with a diameter at breast height (DBH) ≥ 4.77 cm was sampled in each of the four quadrants. Subsequently, the individuals were identified to species and the relative density of these was calculated. Field data was obtained from January to April 2009. In the plantations, individuals that were conspecific with the planted trees were disregarded in the analysis. This precaution was needed because our main intention was to analyze the arrival of propagules from outside the stands.

Plants were categorized by traits related to dispersal: dispersal syndrome (zoochoric or not), color (brown, red, yellow, black, orange, purple, green or white), type (legume, drupe, pine, capsule, cypsela, berry, achene, samara, craspedium, syncarp, follicle), and size of diaspore, based on the literature (Almeida *et al.* 2008, Arzolla *et al.* 2010, Budke *et al.* 2005, Cappelatti & Schmitt 2009, Catharino *et al.* 2006, Freitas & Carrijo 2008, Grings & Brack 2009, Klauberg *et al.* 2010, Leyser *et al.* 2009, Liebsch & Acra 2007, Mikich & Silva 2001, Onofre *et al.* 2010, Silva & Rodal 2009, Tozzi & Silva, 2007, Viani & Vieira 2007, Wiesbauer *et al.* 2008), and field data. The type of dispersal syndrome may be important for plantations, because it indicates how the seeds can reach them. Zoochory is the kind of dispersion in which diaspores are carried by animals.

Species of plants that have zoochoric dispersion are attractive and/or food sources in their diaspores (Van Der Pijl 1982), and some features such as color and size are important for selection of fruits by animals (Knight & Siegfried 1983, Snow 1981).

Statistical analyses

Richness values computed in each sampling site were rarefied to remove the effect of sample size (Gotelli & Colwell 2001) using the program PAST (Hammer *et al.* 2001). Next, the rarefied richness values were used in analysis of variance with permutation tests (Manly 1997). The test criterion was the sum of square Euclidian distances between groups of sampling units (Pillar & Orlóci 1996). The same test was used to check for differences in the density of native plants between the plantations and the native forest.

MANOVAs were carried out to check for differences in the composition of species and in the composition of species traits among sampling sites. For MANOVAs we used the same permutation design as in the previous ANOVA. A matrix resulting from the multiplication of the matrix of sites \times species and the matrix of traits \times species was utilized for the analyses. A Principal Coordinates Analysis (PCoA) was done in order to graphically characterize the changes in species composition. The species data were standardized by marginal rows and column totals, and the similarity measure was based on Euclidean distances. A Principal Components Analysis (PCA) was done to characterize the species traits based on a correlation similarity matrix. All analyses were done in MULTIV 2.63 statistical software (Pillar 2006).

We tested if assemblages on plantations are a subgroup of species present on native forest with the Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill (NODF;

Almeida-Neto *et al.* 2008). The metric ranges from 0 to 100, where the maximum value representing a perfectly nested assemblage. It was generated a matrix of presence/absence of species for each site sampled, and from this we calculated the index of nesting. The analysis of nestedness was performed in the NODF software (Almeida-Neto & Ulrich 2011).

Results

Sixty-three woody species were counted in the native forest, 40 in the *A. angustifolia* plantations and 35 in the *P. elliottii* plantations (Appendix A). However, rarefied richness was not significantly different between the native forest and the two types of plantations, as well as between the two types of plantations (Table 1). As expected, the native forest showed a higher density of woody plants (mean 1,041.1 individuals/ha \pm 119.92 standard error) compared to the plantations (355.7 individuals/ha \pm 79.5). The plantations did not differ significantly from each other in the density of woody plants (PP = 239.2 individuals/ha \pm 78.2 and AP = 472.3 individuals/ha \pm 119.6) (Table 1).

The composition of woody species differed between the native forest and the plantations, as well as between the two plantation types (Table 1). Eighteen species of woody plants occurred in plantations but not in native forest (Appendix A), eight of these occurred only in PP or AP. Most of these species were pioneers or secondary successional stages. MANOVA indicated a significant difference in the composition of traits found in the two types of plantations. However, woody species have a nested pattern of distribution according to the index NODF (nestedness = 49.33). Thus, the species recorded in plantations represent subsets of those found in native forest. Although,

plantations may be also be colonized by woody early stages that have not be found in the native forest.

Visual inspection of the PCoA scatterplot indicated the existence of three groups of species compositions, with the plots of *A. angustifolia* plantations positioned near the plots of native forest (Figure 1). The first axis separated the native-forest and *A. angustifolia* plantations areas from the *P. elliottii* plantations, while the second axis segregated the areas of native forest and *P. elliottii* from the *A. angustifolia* areas. The PCA showed the same pattern as the PCoA. There were three distinct groups of plots, and again the plantations of *A. angustifolia* were positioned near the native forest areas (Figure 2). The plantations showed a wider range of functional traits compared to the native forest. Higher proportion of zoochoric fruit traits were commonly found in plantations of *P. elliottii*, while non-zoochoric traits were more frequent in the *A. angustifolia* plantations (Figure 3). This pattern signaled the importance of associated fauna for the dispersion of propagules, and also for the maintenance of an understory composed of native woody species within the exotic-tree plantation stands.

Discussion

Rarefied richness of native woody species did not differ between the native forest and plantations, or between the two types of plantations. Similar results were found in Thailand (Kamo *et al.* 2002), but different results were found in Ethiopia, where Yirdaw (2001) found differences in the number of woody species in the understory of plantations and native forest. Neither study used rarefaction techniques that allow for meaningful standardization and comparison of datasets (Gotelli & Colwell 2001). Some studies

emphasized the importance of forest remnants near extensive plantations as a propagule source for native woody plants in the plantation understories (Yirdaw & Luukkanen 2003, Neri *et al.* 2005). The plantation areas in the present study were contiguous to the native forest; however we avoided sampling areas in the edges of different forest habitats.

Our results showed that there were no differences in the rarefied richness between the two types of plantations studied too. Studies in different regions of the world have either contradictory result. In Africa, the richness of woody species in the understories of plantations of *Pinus* spp. and *Eucalyptus saligna* did not differ (Geldenhuis 1997), while Yirdaw (2001) found differences in understories of *Pinus patula*, *Cupressus lusitanica*, *Grevillea robusta* and *Juniperus procera*. In France, Decocq *et al.* (2004) showed that the type of management can affect the richness of woody plant species in the understory. The authors reported that selective cutting “close to nature” negatively affected the colonization of stands by native species. In the Mediterranean, the initial stages of succession in managed forests showed a higher richness of understory vegetation compared to later stages of succession (Prévosto *et al.* 2011). Some studies stated that the species used in the plantations, which compose the plantation canopy, seemed to affect the abundance of woody species to a greater degree than their richness (Parrota 1995, Yirdaw 2001). This pattern could lead to differences in the densities and compositions of native woody species found either within plantations of exotic or native trees.

The difference in the densities of native woody species between native forest and the plantations was evident, but the two types of plantations did not show differences in the densities of woody species. Our results corroborated a study performed in Uganda (Fimbel & Fimbel 1996), which showed a higher concentration of woody juveniles in

native forest than in plantations of *Pinus caribae* and *Cupressus lusitanus*. However, the same study showed a higher rate of regeneration of native species in the stands of *P. caribae* compared to *C. lusitanus*. Nonetheless, some investigators have reported significant differences in understory density between plantation stands with different tree species (Senbeta *et al* 2002). Therefore, it was suggested that diverse factors could influence the occurrence of native woody species within commercial plantations, such as the distance from source areas (Kamo *et al.* 2002; Yirdaw & Luukkanen 2003), the plantation age (Brockerhoff *et al.* 2003), the activity of dispersers (Howe & Smallwood 1982), and the type of colonizer propagules (Chapman & Chapman 1996, Geldenhuys 1997, Neri *et al.* 2005). These factors could lead to differences in the density or even in the composition of native woody species occurring in the managed habitats. In the present study, the stands were of similar ages, so it could be that the age of stands was exerting an important effect in maintaining the same densities of native woody species in the understories of the two kinds of plantations. Another important factor was the presence of the native forest contiguous to the plantation stands. Therefore, the source of propagules was the same for the *P. elliottii* as for the *A. angustifolia* plantation.

The composition of native woody species differed between the native forest and the plantations, and between the two types of plantation. However, a study carried out in South Africa did not find a clear pattern in the composition of understory woody species in *Pinus* spp. and *Eucalyptus saligna* plantations (Geldenhuys 1997). On the other hand, in New Zealand, Brockerhoff *et al.* (2003) found differences in species composition in *Pinus radiata* plantations associated with the openness of the dossel in later stages of succession. In the Mediterranean, *Pinus halepensis* forests under different kinds of

management exhibited different understory compositions (Prévosto *et al.* 2011). The plantation areas in the present study were the same age, and only the native forest was older. It follows that the species composition of the plantation stands was quite different compared to the native forest, which could influence the arrival of propagules to these habitats. The trees in the canopy of plantations could exert an important influence on the arrival and establishment of propagules in diverse ways, including shading and moisture retention, among other aspects (Parrota 1995, Yirdaw 2001).

The functional traits analyzed in the present study showed some degree of dissimilarity between the two types of plantation. On the other hand, the functional traits in the plantations and in the native forest were similar. Woody species that possess zoochoric fruits were more frequently found in the *P. elliottii* stands, whereas non-zoochoric fruits predominated in the *A. angustifolia* stands. A similar pattern was found in Uganda, where few anemochoric plant species were found in *Pinus* spp. plantations, which contrasts with the frequency of this dispersal type found in other tropical forests (Chapman & Chapman 1996). High frequencies of the zoochory dispersion syndrome in exotic plantations were also found in studies in South Africa, Ethiopia, and other regions of Brazil (Geldenhuys 1997, Modna *et al.* 2010, Onofre *et al.* 2010, Yirdaw 2001). Data on the regeneration of native species in commercial plantations of *A. angustifolia* indicated that the animal-based dispersal syndrome showed the highest proportions among plantations of different ages, followed by anemochory and autochory (Barbosa *et al.* 2009). The proportion of species dispersed by animals in plantations of *P. elliottii* and *A. angustifolia* was always higher than the proportion of non-zoochoric species; however, the difference was more noticeable in plantations of *P. elliottii*. It is interesting that *A.*

angustifolia is considered a nurse plant in native-grassland areas, because its diaspores are an important food resource for birds and mammals (Duarte *et al.* 2006). In this context, it was not surprising that non-zoochoric fruits showed the same frequency of occurrence in the native forest and in the *A. angustifolia* stands. Seedlings found below *A. angustifolia* in the highland grasslands of southern Brazil mainly have small black, red, or purple berry-like diaspores dispersed by vertebrates (Duarte *et al.* 2006, Duarte *et al.* 2007). In plantations of this tree we found higher frequencies of berry, schizocarp, cypsela, syncarp, and capsule types. In general the type of plantation affect the predominant dispersal syndrome. However, the plantation structures could affect the ability of certain species to complete their life cycles, due to altered habitat conditions.

As discussed above, the species used in commercial plantations (canopy composition) may function as environmental filters, in the sense that the stand structure can select for the set of native species that will be able to colonize the plantations. The structure of commercial plantations may determine how the process of colonization can proceed and which species can compose the plant community within the silviculture stands, but plantations do not influence the predominant dispersal mode in the region (Janzen 1988). In the present study the understory composition was a different subset in each type of plantation, affecting the zoochoric/non-zoochoric proportion trait. Another factor that can influence the formation of plant community in the understories of plantation stands is the arrival of propagules dispersed by the fauna from adjacent areas, or by animals dwelling in the stands. Here, it is necessary to point out that *P.elliottii* plantations were attractive for the fruit dispersers as far as *Araucaria* plantations. Thus, probably the canopy of the *P. elliottii* plantation exerted a negative influence on the non-

zoochoric dispersion trait species. It is necessary investigate in the further studies the ecological factors that determine the presence of this species inside these plantations, like the soil conditions and the competition with the *P. elliottii* species.

The hypotheses of this study were partially accepted, because the pattern of richness in the native forest did not differed from those found in the plantations. The alternatives hypotheses were partially accepted too. The composition of woody species found in the understories of plantations represented a subsample of those found in the native forest, with different levels of species abundances. The woody species that composed the communities occurring in the plantations possessed different traits. The proportion of diaspores with zoochoric syndrome was higher in the *P. elliottii* plantations when compared to the native forest. This denotes the importance of the fauna for the establishment of understory vegetation in exotic tree plantations, and also indicates the existence of a restriction on the arrival of other kinds of diaspores to the understory of the plantations, mainly in *P. elliottii* plantations for non-zoochoric diaspores. Thus, plantations show that they can be colonized by native wood species, although there are structural differences in regards to native forest. This fact shows that the plantations, if properly managed, can be catalysts for recovery degraded areas, although the structure of these environments are different from what can be found in nature.

Acknowledgements

We are grateful for the logistical support of the staff of the Fazenda Florestal Gateados, especially Valdir Dhiel, Mário Dobner and Maite Ribeiro. We thank Guilherme Seger, Rodrigo Bergamin, Glauco Schussler, Martin Grings and Letícia Dadalt for plant

identifications. Andreas Kindel, Luiz dos Anjos, Paulo Antas and Seth Bigelow for comments and suggestions . Our appreciation to Cristiane Oliveira, Giuliano Brusco and Cláudio Reis for field assistance. The first author received a doctorate scholarship from CAPES. SMH is researcher from CNPq (306816/2010-5).

References

- ALMEIDA, S. R., WATZLAWICK, L. F., MYSZKA, E. & VALERIO, A. F. 2008. Florística e síndromes de dispersão de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em sistema Faxinal. *Ambiência* 4: 289-297.
- ALMEIDA-NETO, M., GUIMARÃES, P., GUIMARÃES, P. R., LOYOLA, R. D. & ULRICH, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117:1227–1239.
- ALMEIDA-NETO, M. & ULRICH, W. 2011. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling and Software* 26: 173-178.
- ARZOLLA, F. A. R. D. P., VILELA, F. E. S. P., PAULA, G. C. R. & SHEPHERD, G. J. 2010. Regeneração natural em clareiras de origem antrópicas na Serra da Cantareira, SP. *Revista do Instituto Florestal* 22: 155-169.
- BARBOSA, C. E. A., BENATO, T., CAVALHEIRO, A. L. & TOREZAN, J. M. D. 2009. Diversity of regenerating plants in reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 years of age in Paraná State, Brazil. *Restoration Ecology* 17: 60-67.

- BAZZAZ, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485–488.
- BROCKERHOFF, E. G., ECROYD, C. E., LECKIE, A. C. & KIMBERLEY, M. O. 2003. Diversity and succession of adventive and indigenous vascular understorey plants in *Pinus radiata* plantation forests in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 185: 307–326.
- BUDKE, J. C., ATHAYDE, E. A., GIEHL, E. L. H., ZÁCHIA, R. A. & EISINGER, S. M. 2005. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. *Iheringia* 60: 17-24.
- CAPPELATTI, L. & SCHMITT, J. L. 2009. Caracterização da Flora Arbórea de um fragmento urbano de Floresta Estacional Semidecidual no Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas* 60: 341-354.
- CARNEIRO, P. H. M. & RODRIGUES, R. R. 2007. Management of monospecific commercial reforestations for the forest restorations of native species of high diversity Pp. 129-144 in RODRIGUES, R. R., MARTINS, S. V. & GANDOLFI, S. (Eds.). *High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil*. Nova Science Publishers, New York. 286 pp.
- CATHARINO, E. L. M., BERNACCI, L. C., FRANCO, G. A. D. C., DURIGAN, G. & METZGER, J. P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6: 01-28.

- CHAPMAN, C. A. & CHAPMAN, L. J. 1996. Exotic tree plantations and the regeneration of the natural forests in Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation* 76: 253-257.
- CLARK, C. J., POULSEN, J. R. & PARKER, V. T. 2001. The role of arboreal seed dispersal groups on the seed rain of a Lowland Tropical Forest. *Biotropica* 33: 606-620.
- COTTAM, G. & CURTIS, J. T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37: 451-460.
- DECOCQ, G., AUBERT, M., DUPONT, F., ALARD, D., SAGUEZ, R., WATTEZ-FRANGER, A., FOUCAULT, B., DELELIS-DUSOLLIER, A. & BARDAT, J. 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* 41: 1065-1079.
- DUARTE, L. S., DOS-SANTOS, M. M. G, HARTZ, S. M. & PILLAR, V. P. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* 31: 520-528.
- DUARTE, L. S., CARLUCCI, M. B., HARTZ, S. M. & PILLAR, V. P. 2007. Plant dispersal strategies and the colonization of *Araucaria* forest patches in a grassland-forest mosaic. *Journal of Vegetation Science* 18: 847-858.
- DURAN, S. M. & KATTAN, G. H. 2005. A test of utility of exotic tree plantations for understory birds and food resources in Colombian Andes. *Biotropica* 37: 129-135.
- FIMBEL, R. A. & FIMBEL, C. C. 1996. A role of exotic conifer plantations in rehabilitating degraded tropical Forest lands: a case study from the Kibala Forest in Uganda. *Forest Ecology and Management* 81: 215-226.

- FORMENTO, S., SCHORN, L. A. & RAMOS, R. A. B. 2004. Dinâmica estrutural arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista em Campo Belo do Sul, SC. *Cerne* 10: 196-212.
- FREITAS, M. F. & CARRIJO, T. T. 2008. A Família Myrsinaceae nos contrafortes do Maciço da Tijuca e entorno do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 59: 813-828.
- GELDENHUYS, C. J. 1997. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. *Forest Ecology and Management* 99: 101-115.
- GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- GRINGS, M. & BRACK, P. 2009. Árvores na vegetação nativa de Nova Petrópolis, Rio Grande do Sul. *Iheringia* 64: 05-22.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 01-09. URL: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- HOWE, H. F. & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 13: 201–228.
- IBGE. 1992. *Manual técnico da vegetação brasileira. Série manuais técnicos em geociências*. IBGE, Rio de Janeiro. 92 pp.
- JANZEN, D. H. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75: 105–116.

- KAMO, K., VACHARANGKURA, T., TIYANON, S., VIRIYABUNCHA, C., NIMPILA, S. & DOANGSRISEN, B. 2002. Plant species diversity in tropical planted forests and implication for restoration of forest ecosystems in Sakaerat, northeastern Thailand. *Japan Agricultural Research Quarterly* 36: 111-118.
- KLAUBERG, C., PALUDO, G. F., BORTOLUZZI, R. L. C. & MANTOVANI, A. 2010. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. *Biotemas* 23: 35-47.
- KNIGHT, R. S. & SIEGFRIED, W. R. 1983. Inter-relationship between type, size and color of fruits and dispersal in southern African trees. *Oecologia* 2/3: 405-412.
- LEYSER, G., VINISKI, M., DONIDA, A. L., ZANIN, E. M. & BUDQUE, J. C. 2009. Espectro de dispersão em um fragmento de transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional na Região do Alto Uruguai, Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas* 60: 355-366.
- LIEBSCH, D. & ACRA, L.A. 2007. Diaspore Dispersion Syndromes in a Mixed Ombrophilous Forest Fragment in Tijucas do Sul, PR. *Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais* 5: 167-175.
- LUGO, A. E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99: 09-19.
- MÄHLER JUNIOR, J. F. K. & LAROCCA, J. F. 2009. Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da Floresta com Araucária. Pp. 243-252 in FONSECA, C. R., SOUZA, A. F., LEAL-ZANCHET, A. M., DUTRA, T., BACKES, A. & GANADE, G. (Eds.). *Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável*. Holos Editora, Ribeirão Preto. 328 pp.

- MANLY, B. F. J. 1997. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo methods in biology*. Chapman and Hall, London. 399 pp.
- MCLACHLAN, S. M. & BAZELY, D. R. 2001. Recovery patterns of understory herbs and their use as indicator of deciduous forest regeneration. *Conservation Biology* 15: 98-110.
- MIKICH, S. B. & SILVA, S. M. 2001. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 15: 89-113.
- MODNA, D., DURIGAN, G. & VITAL, M. V. C. 2010. *Pinus elliottii* Engelm as facilitator of riparian forest regeneration in savanna region, Assis, SP, Brazil. *Scientia Forestalis* 38: 73-83.
- NAGAIKE, T. 2002. Differences in plant species diversity between conifer (*Larix kaempferi*) plantations and broad-leaved (*Quercus crispula*) secondary forests in central Japan. *Forest Ecology and Management* 168: 111-123.
- NAGAIKE, T., HAYASHI, A., ABE, M. & ARAI, N. 2003. Differences in plant species diversity in *Larix kaempferi* plantations of different ages in central Japan. *Forest Ecology and Management* 183: 177-193.
- NERI, A. V., CAMPOS, E. P., DUARTE, T. G., MEIRA NETO, J. A. A., SILVA, A. F. & VALENTE, G. E. 2005. Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de *Eucalyptus* em área de Cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 369-376.

- OBERHAUSER, U. 2002. Secondary forest regeneration beneath pine (*Pinus kesyia*) plantations in the northern Thai highlands: a chronosequence study. *Forest Ecology and Management* 99: 171-183.
- ONOFRE, F. F., ENGEL, V. L. & CASSOLA, H. 2010. Natural regeneration of Atlantic Forest species in the understory of *Eucalyptus saligna* Smith. in a former forest production unit at the Parque das Neblinas, Bertioga, SP. *Scientia Forestalis* 38: 39-52.
- OTSAMO, R. 2000. Secondary forest regeneration under fast growing forest plantations on degraded *Imperata cylindrica* grasslands. *New Forests* 19: 69-93.
- PARROTTA, J. A. 1995. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* 6: 627-636.
- PARROTTA, J. A., TORNBULL, J. W. & JONES, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 01-07.
- PILLAR, V. D. & ORLÓCI, L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science* 7: 585-592.
- PILLAR, V. D. 2006. *MULTIV; Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling; User's Guide v. 2.4*. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, Brazil. Software and manual available from:
<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/ecoqua/MULTIV.html>
- PRÉVOSTO, B., BOUSQUET-MÉLOU, A., RIPERT, C. & FERNANDEZ, C. 2011. Effects of different site preparation treatments on species diversity, composition, and plant traits in *Pinus halepensis* woodlands. *Plant Ecology* 212: 627-638.

- RAMBO, B.A. 1951. A imigração da selva higrófila no Rio Grande do Sul. *Anais Botânicos do Herbario "Barbosa Rodrigues"* 3: 55-91.
- RENYAN, D., CHAO, W., XIAO-AN, W., ZHIHONG, Z. & HUA, G. 2009. Differences in plant species diversity between conifer (*Pinus tabulaeformis*) plantations and natural forests in middle of the Loess Plateau. *Russian Journal of Ecology* 40: 501-509.
- RIBEIRO, M. C., METZGER, J. P., MARTENSEN, A. C., PONZONI, F. J. & HIROTA, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- ROSENZWEIG, M.L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, New York. 460 pp.
- RUBEN, J. A., BOLGER, D. T., PEART, D. R. & AYRES, M. 1999. Understory herb assemblages 25 and 60 years after clearcutting of a northern hardwood forest, USA. *Biological Conservation* 90: 203-215.
- SENBETA, F., TEKETAY, D. & NÄSLUND, B. A. 2002. Native wood species regeneration in exotic tree plantations at Munessa-Shashemene Forest, southern Ethiopia. *New Forests* 24: 131-145.
- SILVA, M. C. N. A. & RODAL, M. J. N. 2009. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 23: 1040-1047.
- SNOW, D. W. 1981. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica* 13: 1-14.

- TOZZI, A. M. G. A. & SILVA, M. J. 2007. Sinonimizações em *Lonchocarpus* Kunth (Leguminosae - Papilionoideae - Millettieae). *Rodriguésia* 58: 275-282.
- VAN DER PIJL, L. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. Springer-Verlag, New York. 156 pp.
- VIANI, R. A. G. & VIEIRA, A. O. S. 2007. Flora arbórea da bacia do rio Tibagi (Paraná, Brasil): Celastrales *sensu* Cronquist. *Acta Botanica Brasilica* 21: 457-472.
- WIESBAUER, M. B., GIEHL, E. L. H. & JARENKOW, J. A. 2008. Padrões morfológicos de diásporos de árvores e arvoretas zoocóricas no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 22: 425-435.
- WUNDERLE, J. M., JR. 1997. A role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223-235.
- YIRDAW, E. 2001. Diversity of naturally-regenerated native woody species in forest plantations in the Ethiopian highlands. *New Forests* 22, 159-177.
- YIRDAW, E. & LUUKKANEN, O. 2003. Indigenous woody species diversity in *Eucalyptus globulus* Labill. ssp. *globulus* plantations in the Ethiopian highlands. *Biodiversity and Conservation* 12: 567-582.

Appendix A. Species and number of individuals recorded in the sampling areas. NF: native forest; AP: *Araucaria angustifolia* plantation; PP: *Pinus elliottii* plantation.

Table 1: Results of ANOVAs and MANOVAs of rarefied richness, density, basal area and functional traits measured in a native forest and two different types of plantations with understory (*Pinus elliottii* and *Araucaria angustifolia*).

Legend: * = $p < 0.05$ (significant).

Variables	Contrast	Sum of squares		
		Between groups	Within groups	Total
Rarefied richness	Native Forest × Plantations	6.3		
	<i>Araucaria</i> plantation × <i>Pinus</i> plantation	6.3	30.95	43.56
Density*	Native Forest × Plantations*	524.47		
	<i>Araucaria</i> plantation × <i>Pinus</i> plantation	78.62	187.36	790.45
Composition*	Native Forest × Plantations*	1045.8		
	<i>Araucaria</i> plantation × <i>Pinus</i> plantation*	915	1737	3697.80
Traits*	Native Forest × Plantations	0.65		
	<i>Araucaria</i> plantation × <i>Pinus</i> plantation*	1.27	4.55	6.48

Figure 1

Figure 1. PCoA scatterplot of first and second principal axes of the composition of woody plant species in native forest and *Pinus elliottii* and *Araucaria angustifolia* plantations. Sampling areas: ▲ = Native forest, ■ = *Pinus elliottii* plantations with understory and ● = *Araucaria angustifolia* plantations with understory. Species showing coefficient of correlation higher than 0.5 with ordination axis 1 or 2. Legend: Algua = *Allophylus guaraniticus*, Arang = *Araucaria angustifolia*, Blsal = *Blepharocalix salicifolius*, Ciamo = *Cinnamomum amoenum*, Datom = *Dasyphyllum tomentosum*, Libra = *Lithraea brasiliensis*, Ludiv = *Luehea divaricata*, Ocpul = *Ocotea pulchella*, ,Parig = *Parapiptadenia rigida*, Piang = *Piptocarpha angustifolia*, Qubra = *Quillaja brasiliensis*, Scter = *Schinus terebinthifolius*, Sebra = *Sebastiania brasiliensis*, Sosan = *Solanum sanctaecatharinae*, Sytet = *Symplocos tetrandra*, Syuni = *Symplocos uniflora*, Vaque = *Vasconcella quercifolia*.

Figure 1

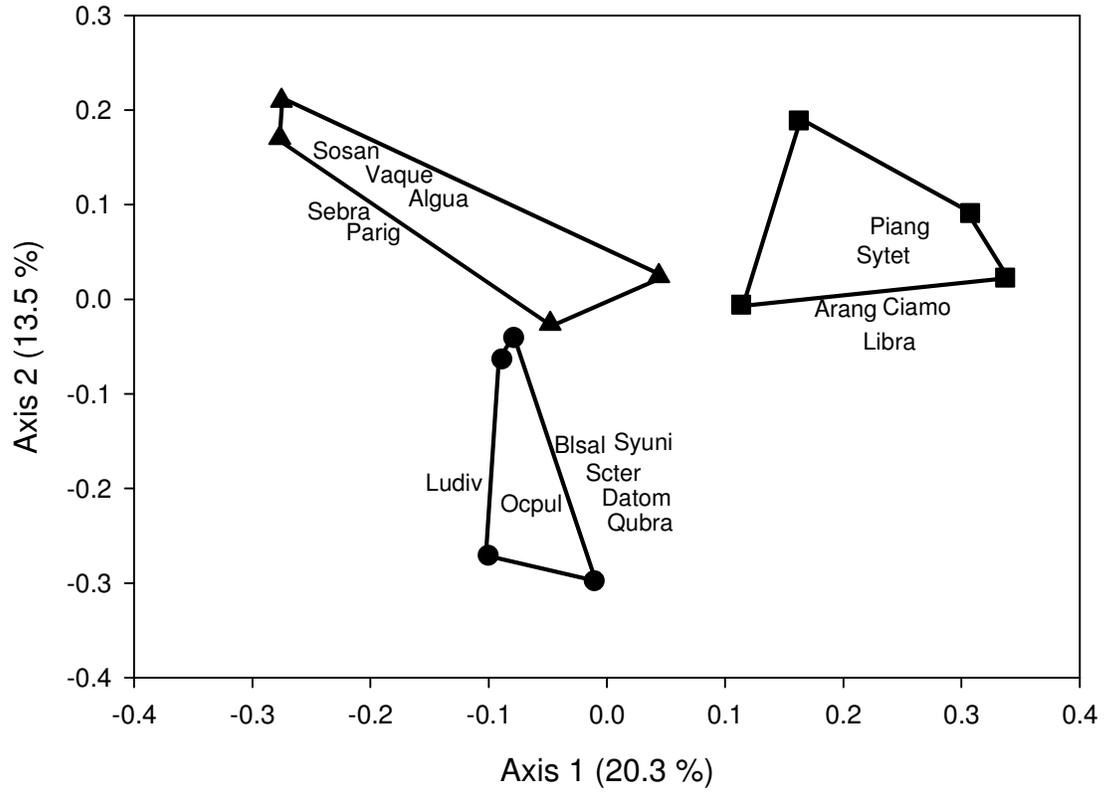


Figure 2

Figure 2. PCA scatterplot of first and second principal axes of the composition of species traits in native forest and *Pinus elliottii* and *Araucaria angustifolia* plantations. Sampling areas: ▲ = Native forest, ■ = *Pinus elliottii* plantations with understory and ● = *Araucaria angustifolia* plantations with understory. Legend: Traits: zoo = zoochoric fruit, nzoo = non-zoochoric fruit, bw = brown diaspore, rd = red diaspore, yl = yellow diaspore, bl = black diaspore, or = orange diaspore, pl = purple diaspore, gr = green diaspore, wh = white diaspore, size = mean size of diaspore. Types of fruits: legu = legume, drup = drupe, pine = pine, caps = capsule, cyps = cypsela, ber = berry, sama = samara, ache = achene, cras = craspedium, sync = syncarp, foll = follicle.

Figure 2

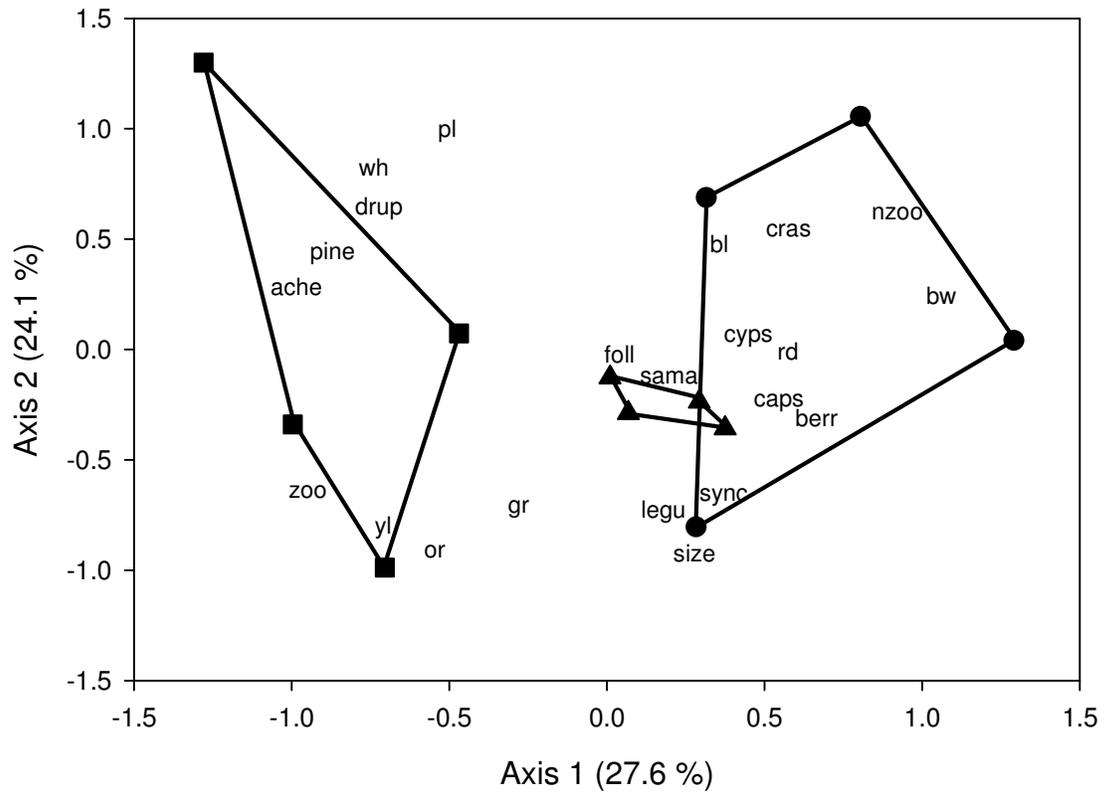
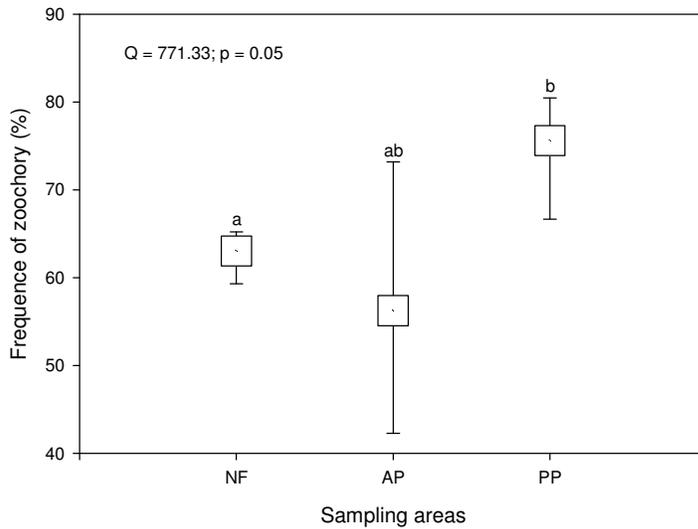


Figure 3

Figure 3. Frequency of zoochory based on individuals number in the native forest and *Pinus elliottii* and *Araucaria angustifolia* plantations. Sampling areas: NF = Native forest, PP = *Pinus elliottii* plantations with understory and AP = *Araucaria angustifolia* plantations with understory. Different letters indicate significant difference ($p < 0.05$) between the treatments.



Appendix

Appendix A. Species and number of individuals recorded in the sampling areas. NF: native forest; AP: *Araucaria angustifolia* plantation; PP: *Pinus elliottii* plantation.

Species	Sampling areas											
	NF1	NF2	NF3	NF4	AP1	AP2	AP3	AP4	PP1	PP2	PP3	PP4
<i>Albizia edwallii</i>	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allophylus edulis</i>	4	12	5	6	2	0	2	0	2	1	3	0
<i>Allophylus guaraniticus</i>	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aegiphila obducta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Araucaria angustifolia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Aspidosperma cf. australe</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baccharis dentata</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baccharis semiserrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Banara tomentosa</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Bauhinia forficata</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Blepharocalix salicifolius</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	6	2	0	0	0	0	0	5	0	0	0	4
<i>Capsicodendrum dinisii</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Casearia decandra</i>	7	0	4	2	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Casearia sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cedrela fissilis</i>	0	3	5	2	1	0	1	2	0	0	1	0
<i>Celtis iguanea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cestrum intermedium</i>	2	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Chomelia obtusa</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cinnamomum amoenum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	2	1
<i>Clethra scabra</i>	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Coutarea hexandra</i>	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cupania vernalis</i>	7	12	14	12	1	1	1	3	18	20	1	3
<i>Dasyphyllum spinescens</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Dasyphyllum tomentosum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Duranta vestita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Eugenia uniflora</i>	4	0	1	0	0	0	2	2	0	0	0	0
<i>Eugenia uruguayensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gochnatia polymorpha</i>	16	4	0	4	0	0	0	0	1	0	7	1
<i>Inga cf. virescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Lamanonia ternata</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Lithraea brasiliensis</i>	0	1	0	0	3	1	0	0	1	5	6	2
<i>Lonchocarpus campestris</i>	0	4	1	1	0	0	1	0	0	3	0	2
<i>Luehea divaricata</i>	2	1	7	10	10	8	2	4	1	0	1	1

Species	Sampling areas											
	NF1	NF2	NF3	NF4	AP1	AP2	AP3	AP4	PP1	PP2	PP3	PP4
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0	6	2	1	1	1	0	0	0	1	0	2
<i>Maytenus aquifolia</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maytenus evonymoides</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Miconia cinerascens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Mimosa scabrella</i>	1	1	0	0	0	4	1	0	0	1	0	0
<i>Myrceugenia glauscens</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrcia bombycina</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Myrcianthes gigantea</i>	1	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Myrcianthes pungens</i>	3	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Myrsine ferruginea</i>	2	1	0	0	1	1	0	3	0	2	1	1
<i>Myrsine guianensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Myrsine umbellata</i>	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nectandra lanceolata</i>	1	7	0	4	4	1	0	2	0	0	0	0
<i>Nectandra megapotamica</i>	10	9	17	13	7	1	2	7	6	0	0	7
<i>Ocotea puberula</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ocotea pulchella</i>	0	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0
<i>Parapiptadenia rigida</i>	0	1	2	2	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Patagonula americana</i>	0	0	2	7	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phytolacca dioica</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piptocarpha angustifolia</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	5	7	3	2
<i>Poecilanthe parviflora</i>	0	1	8	2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Prunus myrtifolia</i>	3	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quillaja brasiliensis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Randia ferox</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rollinia rugulosa</i>	8	11	1	5	0	0	1	6	1	3	0	0
<i>Rollinia sylvatica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Roupala brasiliensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rupretchia laxiflora</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sambucus australis</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sapium glandulatum</i>	5	6	3	0	1	2	0	1	0	0	0	0
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	3	6	5	11	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sebastiania commersoniana</i>	6	10	2	0	0	0	3	2	2	0	1	3
<i>Solanum compressum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Solanum sanctaecatharinae</i>	2	2	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Styrax leprosus</i>	2	3	1	0	2	0	0	0	0	5	0	1
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Symplocos tetrandra</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	6	7	1
<i>Symplocos uniflora</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichilia clauseni</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vasconcella quercifolia</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xylosma ciliatifolia</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	1	2
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**Capítulo 4. Quando a estrutura do habitat realmente importa:
possibilidade de mitigar impactos de plantios comerciais sobre a
avifauna em Floresta Ombrófila Mista**

Artigo a ser submetido para “Forest Ecology and Management”

André de Mendonça-Lima¹ e Sandra M. Hartz^{1,2}

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia, Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Prédio 43411/209, Av. Bento Gonçalves 9500, Porto Alegre - RS- Brasil, CEP 91501-970.

mendoncalima@hotmail.com

² sandra.hartz@ufrgs.br

“Highlights”:

Plantios com sub-bosque possibilitam maior riqueza e densidade de aves

O padrão de distribuição da avifauna foi aninhado

A presença do sub-bosque em plantios comerciais pode mitigar impacto sobre a avifauna

Espécies de árvores nativas devem ser utilizadas como alternativa para a silvicultura

Resumo: Atualmente existe preocupação e necessidade de compatibilizar o desenvolvimento com o máximo de integridade ecológica. A indústria da silvicultura é um bom exemplo disto. No norte da América existe volume muito maior de conhecimento sobre esta área quando comparado ao sul deste continente. Com este estudo pretendeu-se elucidar questões sobre a ecologia da assembléia de aves em diferentes tratamentos envolvendo floresta nativa e plantios de diferentes espécies, idades com e sem presença de sub-bosque. Para cada tratamento foram marcados quatro sítios amostrais com seis pontos de contagem. Foi efetuada uma rarefação com os dados de riqueza, calculadas densidade, diversidade e dominância e com a composição das aves realizou-se uma análise de aninhamento. Em cada sitio amostral foram medidos parâmetros fitossociológicos (dominância, diversidade, densidade total por área, índice de sub-bosque e área basal) que posteriormente utilizamos para fazer uma CCA com os dados sobre a densidade da avifauna. A partir de ANOVAs testamos a riqueza, a diversidade, a dominância e a densidade para as aves e todos os parâmetros da vegetação, e uma MANOVA foi executada para testar a composição de espécies de aves entre os diferentes ambientes amostrados. Os resultados indicam que há maior riqueza de aves em plantios com sub-bosque quando comparados aos demais plantios. A densidade de aves foi diferente entre os tratamentos estudados, onde plantios sem sub-bosque apresentam valores baixos para este parâmetro. Os índices de diversidade e dominância para a avifauna e para a vegetação foram diferentes entre os ambientes amostrados, bem como os demais parâmetros fitossociológicos. Os dados indicaram um padrão aninhado de distribuição da avifauna. A CCA indica a formação de três grupos básicos em relação a composição da avifauna: (1) plantios sem sub-bosque, (2) floresta nativa e plantio de *Araucaria angustifolia* e (3) plantio de *Pinus elliotti* com sub-bosque. Este trabalho indica a importância de um manejo silvicultural que permita a permanência do sub-bosque como forma de mitigação ao impacto do plantio comercial tradicional, que retira este componente do ambiente, sobre a avifauna. Também se evidencia a importância de utilização de espécies nativas para a utilização em sistemas de plantio silvicultural por não apresentarem diferenças em relação a mata nativa, quando manejadas com presença de sub-bosque. Locais onde houve a ocorrência do sub-bosque proporcionaram um

ambiente que acolheu uma maior diversidade de aves e podem, deste modo, contribuir para a manutenção da diversidade regional.

Palavras chave: silvicultura; avifauna; manejo; Mata Atlântica; diversidade; habitat.

1. Introdução

A destruição ou alteração de habitats desencadeia diversos processos, tais como efeitos de insularização (Lynch e Whigham, 1984), aumento na predação de ninhos (Chalfoun et al., 2002), aumento de parasitismo (Barber et al., 2001), substituição de competidor devido a alterações na estrutura do habitat (Askins e Philbrick, 1987), disponibilidade de recursos (Blake e Loiselle, 1991), entre outros que modificam aspectos ecológicos para uma infinidade de espécies de aves. Diversas alterações ambientais efetuadas pela ação humana podem explicar o recente declínio de espécies em diversos locais do planeta (Pimm et al., 1995), especialmente da avifauna em Florestas Tropicais (Johns, 1997; Duran e Kattan, 2005; Anjos et al., 2011). Uma das formas de alteração da dinâmica do ambiente é a implantação de plantios comerciais de árvores, que simplificam a complexidade estrutural da vegetação e afetam a diversidade, densidade, composição e riqueza da avifauna (Munn, 1985; Terborgh e Petren, 1991; Maldonado-Coelho e Marini, 2000; Kirk e Hobson, 2001).

Plantios florestais comerciais têm sido denominados de desertos verdes (Bremer e Farley, 2010; Viani et al., 2010). O termo “deserto” é utilizado como forma metafórica de haver vida muito menos diversificada no interior dos plantios comerciais. Todavia, dependendo do tipo de manejo e do local onde está estabelecida, a área do plantio pode aumentar a conectividade contribuindo para a manutenção da biodiversidade, principalmente quando inserida em áreas degradadas e quando árvores nativas são utilizadas (Bremer e Farley, 2010). Assim, plantios comerciais manejados adequadamente podem permitir a manutenção de comunidades e populações de animais nativos (e. g. Clout e Gaze, 1984; Beesea e Bryant, 1999; Artman, 2003; Legrand et al., 2007; Fonseca, 2009). Se manejados adequadamente, os plantios podem formar habitats estruturalmente mais complexos que possibilitariam a ocorrência de uma maior diversidade de aves (MacArthur e MacArthur, 1961; Wilson, 1974). Deste modo,

podemos supor que ambientes florestais, estruturalmente mais complexos, permitem a coexistência de espécies capazes de colonizar áreas de silvicultura, com e sem presença de sub-bosque, dependendo das necessidades para o seu estabelecimento. Assim, um padrão aninhado de distribuição de espécies poderia ser esperado em um gradiente de heterogeneidade ambiental, onde ocorreriam sub-grupos aninhados de espécies formados a partir de seqüências ordenadas de extinção e colonização (Ulrich, 2009). Todavia, a substituição de espécies poderia ser outro padrão envolvido na formação de assembleias entre os diferentes habitats. Os padrões de aninhamento e de substituição de espécies não são mutuamente exclusivos (Baselga, 2010).

Diversos estudos têm sido realizados em áreas de produção e exploração madeireira para melhor compreender aspectos da biologia e conservação das espécies que as utilizam (Yahner, 1997; Marzluff et al., 2000; Sallabanks et al., 2000; Vanderwel et al., 2007; Volpato et al., 2010; Pietrek e Branch, 2011). Porém, a maioria dos trabalhos referentes a este assunto foi realizada no hemisfério norte, principalmente na Europa e América do Norte, enquanto que poucos foram elaborados na América do Sul.

No início do século 20 foi relatada a importância da execução de estudos sobre a avifauna em plantios comerciais (Adams, 1908). De modo geral, ocorrem modificações significativas na abundância, riqueza, diversidade e composição da avifauna relacionados à estrutura da vegetação e à idade dos plantios (Moss, 1979; Dellasala et al., 1996; Hagar et al., 1996; Heltzel e Leberg, 2006; Haney et al., 2008; Styring et al., 2011). Assim, salienta-se que alterações na diversidade, estrutura e composição de uma assembléia de aves podem ser ocasionadas por mudanças em virtude de diferenças em parâmetros da vegetação, que estruturam o habitat (*e. g.* altura, sombreamento, disposição dos galhos e folhas, dominância de espécies).

Estudos esparsos com enfoque em aves e silvicultura têm sido realizados na área de cobertura da Floresta Ombrófila Mista, formação vegetal típica das áreas de altitude de Mata Atlântica, conhecidas também como Florestas com Araucária. Este tipo de formação encontra-se seriamente ameaçado e apresenta, atualmente, apenas de 2 a 5 % de sua área original de distribuição (Mähler Junior e Larocca, 2009). Logo, as perspectivas para muitas espécies de aves são obscuras neste tipo de ambiente, visto que este é um dos tipos de floresta mais desmatados no Brasil (Anjos, 2009). Na Argentina, foi estudado o

efeito de plantios exóticos e nativos maduros sobre a riqueza e a composição de aves, com relação a guildas de dependência florestal (Zurita et al., 2006). Neste mesmo país, foram realizados estudos da importância de plantios de *Araucaria angustifolia* sobre a ocorrência de *Leptasthenura setaria* (Cabanne et al., 2007; Pietrek e Brach, 2011), ave associada a este tipo de pinheiro. No Brasil, foram realizados dois estudos neste tipo de formação florestal, ambos com plantios de espécies exóticas e nativas no interior de unidades de conservação (Fonseca et al., 2009; Volpato et al., 2010). Não se tem uma visão de como são as relações entre as aves em plantios comerciais tradicionais, uma vez que em unidades de conservação o manejo dos plantios é diferente quando comparados a sistemas de plantios comerciais onde se subtrai o sub-bosque periodicamente (Fonseca et al., 2009). Salienta-se, desta maneira, que estudos abordando áreas de silvicultura e avifauna em floresta com Araucária são recentes e que a construção do conhecimento sobre este tema ainda está em uma fase inicial no neotrópico.

No presente estudo foi atestada a hipótese de que áreas de plantios comerciais de espécies exóticas possuem menor riqueza, diversidade, densidade e composição diferente de aves do que áreas de plantios comerciais de espécies nativas e floresta nativa. Adicionalmente consideramos que plantios com sub-bosque, estruturalmente mais complexos, apresentam maior diversidade, densidade e diferente composição de espécies do que áreas menos complexas, ou seja, plantios sem sub-bosque. Com relação à composição, também testamos a hipótese de que a avifauna encontrada em cada uma das áreas amostradas pertence a um sub-conjunto das espécies que compõem a assembléia amostrada nos ambientes florestais nativos, resultando em um padrão aninhado de distribuição.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Florestal Gateados (FFG) com sede no município de Campo Belo do Sul, estado de Santa Catarina, entre as coordenadas 28° 0' S e 50° 49' W. A FFG tem cerca de 14200 ha, sendo 6300 de uma unidade de conservação de uso sustentável e o restante basicamente com plantios de *Pinus* spp. com diversas idades. Na FFG também existem plantios de *Eucalyptus* spp., *Cryptomeria japonica*, *Cupressus*

lusitanica, *Cunninghamia lanceolata* e *A. angustifolia*. A área estudada encontra-se em altitudes superiores a 1000 m e conforme a classificação climática de Köppen apresenta clima do tipo Cfb com verões frescos, sem estações secas e geadas severas frequentes (Santa Catarina, 1986). Este clima é típico do planalto meridional brasileiro com temperatura média anual de 15,6° C e precipitação média anual é cerca de 1400 mm (Santa Catarina, 1986).

A região é caracterizada por apresentar florestas contínuas e campos nas áreas mais elevadas do planalto. Em zonas de contato entre floresta/campo ocorrem manchas florestais entremeadas aos campos (Rambo, 1951; Klein, 1978; IBGE, 1992). A presença de *A. angustifolia*, que ocorre nas cotas entre 400 a 1000 m de altitude, é uma das características mais marcantes desta fisionomia (Klein, 1978; IBGE, 1992). Destaca-se que a Floresta Ombrófila Mista caracteriza-se por apresentar um grande número de espécies da família Myrtaceae (Klein, 1984). Embora tenha havido extração seletiva de árvores em décadas passadas, a floresta mostra-se atualmente razoavelmente próxima de seu estado original, com alta integridade biótica (Formento et al., 2004). Um exemplo desta integridade foram os registros de nidificação de *Spizaetus ornatus* e *S. melanoleucus*, bem como a ocorrência de grupos de *Tayassu pecari* em florestas no interior da FFG (obs. pess.).

2.2. Coleta de dados

A amostragem ocorreu em talhões de plantios comerciais de *Pinus elliottii* e *A. angustifolia* e em ambiente florestal nativo (NF). Os plantios de *P. elliottii* foram separados por idade e presença de sub-bosque sendo três tipos amostrados: (1) plantios com sete anos de idade e sem sub-bosque (MP), (2) plantios com 25 anos de idade e sem sub-bosque (OP) e (3) plantios com 27 anos de idade e com sub-bosque (PS). O único tipo de plantio de *A. angustifolia* estudado possuía 30 anos e apresentava sub-bosque (AP). Salienta-se que todos os plantios estudados possuem área de contato (borda) com floresta nativa. Há mais de 40 anos não ocorre extração de madeira na floresta nativa amostrada e a mesma encontrava-se inserida em um fundo de vale e encosta, apresentando sub-bosque denso. Foram estabelecidos cinco diferentes tipos de

tratamentos, sendo demarcados quatro sítios de amostragem para cada um dos tratamentos (NF, OP, OS, MP e AP).

Os sítios de amostragem apresentavam uma distância mínima de 100 m de qualquer borda. No interior de cada sítio amostral foram demarcados seis pontos de contagem de aves em linha, numerados de 1 a 6, com distância de 100 m entre si. Os pontos de contagem tinham raio fixo de 25 m, porém para os cálculos de densidade foram estabelecidos 3 raios: de 0 – 5, de 5 – 15 e de 15 – 25. A fórmula da densidade (d) foi baseada em Buckland et al. (2008), onde $d = \text{número de aves contadas} / (\text{número de pontos} \times \pi \times \text{raio}^2)$. Quando indivíduos de uma espécie ocorreram em mais de um raio os cálculos foram efetuados para os raios em que cada ave apareceu e posteriormente sua densidade era somada. Durante o mês de outubro de 2008 foram amostrados os pontos de contagem ímpares de todos os sítios de amostragem, enquanto que em outubro de 2009 foram amostrados os pares. Logo, a distância entre dois pontos de um mesmo sítio, durante as contagens, foi de 200 m. Em cada ano foram efetuadas contagens em 12 pontos para cada tipo de vegetação ou três pontos para cada sítio amostral. O tempo de permanência em cada ponto foi de 10 minutos. As contagens iniciavam 30 minutos após o nascer do sol e se estenderam até 3 horas após o sol nascer, desta maneira em um dia de trabalho foi possível efetuar contagens em 2 sítios de um mesmo tratamento. Ressalta-se que as contagens foram efetuadas no período reprodutivo das aves neste ambiente (Volpato et al., 2009). Como o objetivo do trabalho não foi o inventariamento da avifauna em plantios e na floresta nativa, que fatalmente necessitaria de maior esforço, mas identificar se ocorrem diferenças entre os tratamentos se optou por este desenho amostral que possibilita otimizar a amostragem com um número menor de pontos de contagem. A nomenclatura e a classificação das aves segue o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2011).

Para a estrutura da vegetação foi efetuada uma amostragem em cada ponto de contagem baseada no quadrante centrado no ponto (Cottam e Curtis, 1956). Foi percorrido um transecto de 50 m com pontos de amostragem a cada 10 m, em direção transversal ao do trajeto entre os pontos de contagem das aves. Como critério de inclusão os indivíduos amostrados deveriam possuir um perímetro na altura do peito igual ou superior a 15 cm. O indivíduo mais próximo do ponto central em cada um dos quadrantes

($n = 4$) que estivesse dentro do critério de inclusão era amostrado, incluindo árvores mortas. Posteriormente, foram calculadas a densidade total por área (DTA), área basal, diversidade de Shannon e a dominância de Simpson nos sítios amostrados. Durante a amostragem houve a inclusão de apenas um indivíduo por quadrante. Também, em cada ponto de contagem foi efetuada a contagem de toques da vegetação do sub-bosque e, posteriormente o cálculo do índice de altura para avaliar a complexidade estrutural do sub-bosque (Longcore, 2003) nos sítios. A partir dos pontos cardeais e colaterais (direção), que representavam oito locais para medição de características do sub-bosque, foi sorteado um valor de 1 a 25 m de distância, a partir do centro do ponto de contagem. Após o sorteio percorria-se a distância em cada direção e, no local correto, foi verificado quantos toques de vegetação ocorriam em uma haste de 3m, graduada a cada 0,5 m, colocada junto ao solo na posição vertical.

2.3. Análises

Os dados de riqueza de espécies de aves em cada sítio foram rarefeitos, para padronizar as amostras em virtude da diferença no número de indivíduos registrados (Gotelli e Colwell, 2001), com auxílio do programa PAST (Hammer et al., 2001). Posteriormente, foi efetuada uma ANOVA com teste de permutação (estatística Q, Pillar e Orlóci, 1996) para avaliar a riqueza rarefeita entre os diferentes tratamentos amostrados. Também foram realizadas ANOVAs com teste de permutação a fim de comparar se os plantios e a floresta nativa foram diferentes em relação a densidade, diversidade de Shannon e dominância de Simpson para as aves registradas. Foi realizada uma MANOVA com teste de permutação para verificar se existem diferenças na composição de espécies de aves que ocorreram nas áreas amostradas. Para todos os testes estatísticos foi utilizado um limite de confiança inferior ou igual a 0,05 (significativo). As análises de variância foram realizadas usando-se o programa MULTIV 2.63 (Pillar, 2006), para todas as comparações foram efetuadas análises de todos os contrastes entre pares e como índice de dissimilaridade foi utilizada a distância euclidiana.

Para verificar se a densidade das aves foi diferente entre os distintos ambientes amostrados foi efetuado um Teste G para cada espécie que apresentou ocorrência em pelo menos dois tipos de tratamento. Foi utilizada a média da densidade de cada espécie

obtida através das contagens de 2008 e 2009 para a realização destas análises, que foram efetuadas com auxílio do programa BioEstat 5.0 (Ayres et al., 2005).

A fim de avaliar se a composição das espécies presentes em plantios representa um sub-conjunto das espécies que ocorreram na floresta nativa foi efetuada uma análise de aninhamento com auxílio do programa NODF (Almeida-Neto e Ulrich, 2011). Como a meta foi testar a ocorrência de um padrão aninhado na composição de espécies entre os tratamentos, foi calculado o NODF apenas para as colunas. Tal métrica é considerada mais satisfatória para constatar o aninhamento em comunidades (Almeida-Neto et al., 2008). Para o teste em relação aos modelos nulos foram geradas 4 matrizes de presença/ausência de espécies, formadas por um conjunto que possuía cada um dos tratamentos amostrados. Cada matriz observada foi testada em relação a dois modelos nulos, criados a partir das matrizes de dados originais com auxílio do programa NODF. O primeiro modelo manteve o número de presenças, mas permitiu que a presença ocorresse em qualquer local da matriz (linhas equiprováveis e colunas equiprováveis). O segundo modelo manteve a frequência das espécies, mas a frequência das áreas não foi preservada (linhas fixas e colunas equiprováveis). Após foi calculado o aninhamento para cada matriz observada e a média equivalente de dez matrizes geradas aleatoriamente em cada modelo nulo, para obter dois grupos de 4 pares de valores de aninhamento (o valor observado e seu respectivo valor em cada modelo nulo). Foi efetuado um Teste t pareado, no programa BioEstat (Ayres et al., 2005), para cada modelo nulo, com a finalidade de avaliar se o aninhamento observado foi maior do que o esperado (Schneck et al. 2011).

Com os dados de vegetação foram calculadas a área basal (AB), a densidade total de árvores por área (DTA), a diversidade de espécies de Shannon, a dominância de espécies de Simpson e a densidade de sub-bosque. Os índices de diversidade de Shannon e de dominância de Simpson foram calculados com auxílio do programa DivEs – Diversidade de Espécies (Rodrigues, 2007). Os dados de vegetação dos diferentes tipos de plantios e floresta nativa foram analisados através de ANOVAs com teste de permutação no programa MULTIV 2.63 (Pillar, 2006), para todas as comparações foram efetuadas análises de todos os contrastes entre pares e como índice de dissimilaridade foi utilizada a distância euclidiana.

Para testar a significância dos efeitos das variáveis independentes (diversidade e dominância da vegetação, área basal, DTA e o índice de sub-bosque) sobre a riqueza rarefeita e a densidade de aves (variáveis dependentes) para os diferentes tratamentos amostrados (variáveis categóricas) foi utilizada uma Análise de Covariância (ANCOVA) com auxílio do programa Statistica (Statsoft, 2004).

A fim de caracterizar graficamente a variação na composição de espécies como resposta a aspectos da estrutura da vegetação foi efetuada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) e a significância das correlações foi testada a partir de Testes de Monte Carlo com auxílio do programa CANOCO (Ter Braak e Smilauer, 1998).

3. Resultados

Foram identificadas 84 espécies de aves nos diferentes ambientes amostrados (Tabela 1). Deste total 65 ocorreram em NF, 56 em AP, 41 em áreas de PS, 16 em MP e 14 em OP. Tanto os dados da riqueza rarefeita ($Q = 43,92$; $P = 0,001$) quanto os de densidade ($Q = 157000$; $P = 0,001$) demonstraram que há diferença destes parâmetros entre as áreas amostradas (Figura 2A e B). Apenas seis espécies ocorreram em todos os tipos de ambientes amostrados (*Lepidocolaptes falcinellus*, *Phylloscartes ventralis*, *Vireo olivaceus*, *Turdus amaurochalinus*, *Turdus albicollis* e *Parula pitiayumi*) e o maior compartilhamento de espécies ($n = 18$) ocorreu entre a mata nativa e plantios que apresentaram sub-bosque (Tabela 1). Vinte e quatro espécies que ocorreram em mais de um tipo de tratamento apresentaram diferenças quanto à densidade (Tabela 1). Os dados também indicaram que há diferenças entre a riqueza rarefeita e a densidade entre diferentes pares de tratamentos (Figura 2A e B). Informamos, contudo, que algumas espécies que durante a amostragem não ocorreram em determinados ambientes puderam ser observadas em mais ambientes, como *Leptasthenura setaria*, *Cyanocorax caeruleus* e *C. chrysops*.

Os Índices de Diversidade de Shannon ($Q = 5,46$; $P = 0,001$) e de Dominância de Simpson ($Q = 0,97$; $P = 0,001$) para as aves foi significativamente diferente considerando os tratamentos amostrados (Figura 2C e D). Cabe ressaltar que os valores médios mais elevados para a diversidade foram registrados em Floresta Nativa ($H' = 1,30$), seguido

pelos plantios com sub-bosque de *A. angustifolia* ($H' = 1,25$) e *P. elliotii* ($H' = 1,19$). Os menores valores médios para o índice de dominância foram registrados na Floresta nativa ($D = 0,03$) e no plantio de *A. angustifolia* ($D = 0,04$). Tanto para diversidade quanto para a dominância os contrastes indicaram diferenças entre os tratamentos sem sub-bosque e os tratamentos com sub-bosque e entre PS x NF (Figuras 2C e D).

Com relação à composição de espécies de aves a MANOVA indicou que houve diferença entre as áreas amostradas ($Q = 0,93$; $P = 0,001$). Entre os contrastes só não houve diferença entre MP x OP, plantios sem-sub-bosque e com diferentes idades. Todas as outras comparações apresentaram diferenças significativas. Ainda assim, de acordo com as análises de aninhamento se observa que as espécies ocorrem em um padrão aninhado de distribuição (aninhamento médio = 56,32), onde as assembleias de aves encontradas nos plantios são sub-grupos da assembleia observada em ambiente florestal nativo. O padrão de aninhamento se manteve diante da comparação do observado com os modelos nulos 1 ($t_{1,6} = 4,01$; $P \leq 0,007$) e 2 ($t_{1,6} = 4,28$; $P \leq 0,005$).

Os resultados obtidos através das ANOVA's com os dados de área basal, DTA, sub-bosque, diversidade de Shannon e dominância de Simpson indicaram haver diferenças entre as áreas estudadas com relação aos parâmetros de vegetação analisados (Tabela 2). As ANCOVAs demonstraram que as variáveis de vegetação não apresentaram efeitos significantes sobre a riqueza rarefeita e diversidade das aves, porém com relação da densidade da avifauna houve significância nos parâmetros diversidade de Shannon da vegetação ($df = 1$; $F = 6,78$; $P = 0,02$), área basal ($df = 1$; $F = 10,30$; $P = 0,009$) e DTA ($df = 1$; $F = 12,07$; $P = 0,005$).

A CCA indica quais variáveis ambientais e espécies de aves foram mais representativas para cada um dos tipos de vegetação amostrada (Figura 3). O primeiro eixo da ordenação explicou 38% da variação encontrada, enquanto que o segundo eixo representou 21,3% desta. Os plantios de *P. elliotii* sem sub-bosque formaram um grupo com características de altos valores de Dominância, com baixa riqueza de espécies e valores baixos de H' . O PS forma um grupo isolado, mas com maior riqueza do que o grupo anterior e compartilha com o grupo anterior os valores elevados de área basal. Os ambientes NF e AP compartilham um grande número de espécies em comum, porém aquele apresenta valores mais elevados para os índices de sub-bosque e H' . A distancia

entre PS é maior em relação a OP e MP do que para NF e AP, fato que evidencia a importância da manutenção do sub-bosque como medida de aumento de complexidade da estrutura de habitat no plantio. Os valores de DTA foram mais claramente notados para as áreas de AP, sendo menores junto a NF. Os testes de Monte Carlo indicaram significância no primeiro eixo da ordenação ($P = 0,001$), indicando que o padrão de abundância das espécies e as variáveis ambientais foram consistentes e correlacionadas. Assim, se constatam, basicamente, três grandes grupos formados (1) pela NF e AP, (2) PS e (3) plantios de *P. elliotii* sem sub-bosque.

4. Discussão

De uma maneira usual a riqueza e a densidade de aves seguem um padrão de aumento de ambientes mais simplificados para os mais complexos (Kaphengst e Ward, 2008; MacArthur e MacArthur, 1961; Sekercioglu, 2002; Willson, 1974), que pode ser de plantios com sub-bosque para florestas nativas (Barlow et al., 2007) ou de gramíneas para o ambiente florestal (Wen et al., 2002). Estes padrões puderam ser parcialmente observados no presente estudo, uma vez que não houve diferença apenas com relação à riqueza observada entre AP e NF, e para a densidade não houve diferença entre plantios com sub-bosque e NF. Estas relações já haviam sido destacadas nos trabalhos de Volpato et al. (2010), para abundância e riqueza, e Fonseca et al. (2009), para riqueza, embora Zurita et al. (2006) tenham registrado menor riqueza quando comparados plantios de *A. angustifolia* e floresta nativa. Ainda, para o presente estudo, pode-se verificar maior riqueza de aves em MP do que em OP, plantios que não apresentam sub-bosque e possuem diferentes idades. Este fato é pouco estudado no neotrópico, uma vez que os estudos foram realizados usualmente em Unidades de Conservação. Estes locais possuem sistemas com manejo alternativo onde a presença de sub-bosque nativo nos talhões é uma constante (Fonseca et al., 2009) e não representam a realidade para os plantios comerciais convencionais, onde sub-bosque praticamente inexistente. Esta relação entre MP e OP foi diferente da encontrada por Styring et al. (2011), em áreas de silvicultura em Borneo, onde a riqueza aumentou com o aumento da idade do plantio. Em geral, para o presente estudo a riqueza e a densidade de aves seguiram um padrão reconhecido de aumento no

número de indivíduos e espécies em ambientes estruturalmente mais complexos. Embora para a riqueza tenha ocorrido aumento de espécies em ambientes mais recentes.

Em um trabalho clássico, MacArthur e MacArthur (1961) relacionam que a diversidade de aves está ligada a diversidade estrutural do habitat. Podemos pensar que a dominância também está ligada a estrutura de habitat, porém, contrariamente a diversidade, locais estruturalmente mais simples apresentam maiores valores de dominância. Neste estudo esta relação foi uma constante, pois quando a diversidade atingiu maiores valores a dominância apresentou valores mais baixos. Esta tendência também foi constatada em trabalhos realizados nas América do Norte (Haskell et al., 2006) e do Sul (Zurita et al., 2006), onde a diversidade de aves foi mais elevada em floresta nativas quando comparadas a plantios. Todavia, existem exceções onde se tenha constatado que a diversidade de aves foi maior em talhões com corte parcial do que em floresta madura ou talhões com corte total (King e DeGraaf, 2000). No presente estudo, além de apresentar esta relação de maior diversidade e menor dominância em NF do que nos plantios exóticos, salienta-se que houve diferenças destes parâmetros entre plantios com e sem sub-bosque. Outro aspecto importante foi a constatação de valores da diversidade mais elevados e da dominância mais baixos nos ambientes mais complexos. Tais resultados, demonstram a importância da inserção de espécies nativas e a presença do sub-bosque em sistemas de silvicultura, como forma de mitigar os efeitos desta atividade econômica sobre elementos da fauna.

O estudo de Clout e Gaze (1984) indicou que o maior problema da conversão da mata nativa pelos plantios de coníferas na Nova Zelândia não foi a redução da riqueza ou a densidade de aves, mas a mudança na composição da avifauna. No presente estudo a composição de espécies foi diferente entre os tratamentos. Contudo, um estudo em plantios de *Pinus* spp. e *A. angustifolia* demonstrou que a composição de aves foi similar entre ambos (Zurita et al., 2006). Basicamente, estudos entre plantios e florestas nativas têm demonstrado que ocorrem diferenças na composição das espécies entre estes ambientes (Ansell et al., 2011; Barlow et al., 2007; Lance e Phinney, 2001; Nikolov, 2009). Embora, em algumas situações a composição da comunidade possa se manter similar entre plantios e florestas (Lantschner et al., 2008). No presente estudo, não ocorreram diferenças na composição de espécies de aves entre MP e OP, para todas as

outras situações houve diferença. Este é um fato que merece atenção, pois estes plantios possuem uma diferença de 18 anos e são constituídos por um conjunto de espécies muito semelhantes. Tal situação pode ser explicada pela ocupação destes plantios exóticos por um conjunto de poucas espécies oportunistas (*e.g. Phylloscartes ventralis, Troglodytes musculus, Zonotrichia capensis*) e espécies que apresentem requerimentos ecológicos mais específicos não consigam se manter em tal habitat. De um modo geral, diferentes tipos de vegetação fornecem diversificadas condições de habitat para as aves e a composição da comunidade de aves difere de acordo com as condições do habitat (Wen et al., 2002). Usualmente, ambientes com diferentes estruturas de vegetação apresentam modificações na composição de espécies (Haney *et al.*, 2008; Helle, 1985; Hingstorn e Grove, 2010; Nikolov, 2009; Schiek e Song, 2006; Winkler, 2005). Este padrão de estrutura de vegetação pode explicar as alterações na composição da avifauna que ocorreram entre os diferentes tratamentos amostrados.

Apesar das diferenças encontradas na composição das assembleias de aves entre os tratamentos, os dados demonstraram que a distribuição das espécies de aves é aninhada, ou seja, obedece a um padrão onde os ambientes de plantios são formados por sub-conjuntos de espécies que ocorrem na floresta nativa. Em um trabalho desenvolvido em ilhas artificiais na China foi constatado que as assembleias de aves foram significativamente aninhadas e foram aparentemente moldadas por processos de extinção mediados através de efeitos de área e aninhamento do habitat (Wang et al., 2011). Este pode ser o mesmo processo envolvido em plantios onde as áreas de cultivo podem funcionar como ilhas de plantios inseridos em uma matriz florestal. De acordo com Ulrich (2009) sub-grupos aninhados de espécies são gerados por gradientes ambientais e ecológicos, tais como qualidade de habitat, que causam seqüências ordenadas de extinção e colonização de espécies. Desta maneira, podemos caracterizar o sistema estudado como um gradiente de plantios sem sub-bosque, plantios com sub-bosque e floresta nativa. Obviamente, por apresentarem composições de avifauna distintas os tratamentos amostrados indicam que o que se apresenta é um panorama onde ocorre perda ou reposição de espécies em locais com silvicultura, tornando este ambiente empobrecido de aves florestais em relação a NF. Em alguns casos, espécies que não ocorreram em NF, porém em outros tipos de vegetação, tais como campos, banhados e capoeiras,

colonizaram o ambiente formado a partir da silvicultura, como *T. musculus* e *Z. capensis*. As diferenças apresentadas entre o esperado (modelos nulos testados) e o observado indicam que neste sistema a floresta nativa serve de fonte para fornecer espécies que colonizam o ambiente moldado pelo homem (plantios), embora em alguns casos ocorra a substituição de espécies, principalmente em plantios sem presença de sub-bosque.

A ordenação permite observar a intrincada relação entre parte das características dos plantios e a avifauna que as compõem. E segue uma regra geral de relacionar positivamente a diversidade/heterogeneidade de habitat e a diversidade de animais (Tews et al., 2004; Wilson, 1974). Os MP e OP ocupam uma posição que está caracterizada por uma baixa riqueza de aves e valores altos de dominância da vegetação. Talhões jovens foram estruturalmente simples e caracterizados por apresentarem diversidade vertical de folhagem mínima (Legrand et al., 2007). O habitat inicialmente criado pelo manejo de pinheiros em plantios de mesma idade foi importante para espécies de aves associadas a estágios sucessionais iniciais e de ambiente de borda. Este tipo de ambiente, para nosso estudo, foi utilizado por espécies generalistas/oportunistas, tais como *Z. capensis* e *T. musculus*, que também podem ser encontradas em áreas de campo e borda. Diferentemente dos tratamentos anteriores, PS encontra-se mais próximo de NF do que dos MP e OP, mostrando valores mais elevados de diversidade de vegetação e uma maior riqueza de aves do que plantios sem sub-bosque.

Este padrão foi encontrado em plantios exóticos e nativos, onde se verificou que em plantios antigos a riqueza de aves generalistas foi positivamente associada à cobertura de arbustos (Smith et al., 2008). As AP representam áreas de maior DTA e elevado índice de sub-bosque, com uma grande riqueza de espécies. Junto a estes plantios ocorrem os valores elevados de densidade para o *Leptasthenura setaria* (Tabela 1), ave associada a *A. angustifolia* e de interesse para a conservação. Já existem trabalhos indicando a importância de plantios deste pinheiro nativo para a manutenção de tal espécie (Cabanne et al., 2007; Pietreck e Branch, 2011). A NF foi associada a altos valores de sub-bosque e diversidade e a alta riqueza de aves, demonstrando a importância deste tipo de ambiente como fonte fornecedora de espécies para as áreas adjacentes. Este fato foi constatado na Argentina, onde índice de complexidade estrutural e a diversidade da vegetação foram mais elevados em floresta nativa do que em plantios comerciais de *Pinus* spp. e *A.*

angustifolia (Zurita et al.,2006). Logo, percebe-se a formação de três grupos básicos determinados por parâmetros de vegetação que influenciam a presença e a densidade de determinadas espécies de aves.

Poucos trabalhos da América do Sul compararam o efeito de plantios comerciais tradicionais sobre comunidades de animais. O presente estudo, além de apresentar áreas de silvicultura com manutenção do sub-bosque, inclui plantios comerciais que não apresentam este tipo de vegetação. Isto torna importante a comparação entre os plantios de mesmas espécies, porém com estrutura e idades distintas e que de alguma forma acarretam diferentes impactos sobre a assembléia de aves. Pudemos constatar a influência negativa de um plantio convencional, sem sub-bosque, frente a um plantio que mantém a presença de sub-bosque e consegue manter parte da diversidade de aves que ocorre na região. Este fato pode ser visualizado na CCA, onde as áreas de *P. elliotii* com sub-bosque situam-se mais próximas a floresta nativa do que aos plantios sem sub-bosque. Também, houve a possibilidade de contrapor plantios de espécies diferentes, uma nativa e outra exótica com presença de sub-bosque, e nota-se que algumas diferenças sutis puderam ser evidenciadas. Os plantios com *A. angustifolia*, por exemplo, apresentaram valores mais elevados de riqueza de aves, diversidade de aves e maior densidade total por área de vegetação arbórea quando comparados aos plantios de *P. elliotii*. Quando observamos a CCA podemos constatar que os plantios de *A. angustifolia* encontram-se junto aos ambientes de floresta nativa. Desta maneira, plantios de espécies nativas, se bem manejados, podem desempenhar um papel importante na manutenção de diversidade local e regional. Importante salientar que os plantios com sub-bosque podem funcionar como corredores de ligação (Fonseca et al., 2009; Volpato et al., 2010) entre florestas para a grande variedade de espécies de aves que utilizam este estrato, principalmente se o plantio é contíguo a duas manchas/fragmentos florestais.

Para finalizar, não podemos dizer que plantios exóticos são “desertos verdes”, pois se houver manejo adequado, com preservação do sub-bosque, podem ser um reduto que mantém considerável diversidade de espécies. O plantio em forma de mosaico, com talhões apresentando diferentes idades e com a manutenção de áreas de preservação permanente podem ser formas efetivas de mitigar a perda de diversidade biológica em regiões que apresentam como parte de sua economia a silvicultura.

6. Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisa de SMH e a CAPES pela bolsa de doutorado de AML. A Camila Both, Leandro Duarte, Ronei Baldissera e Vinicius Bastazini pelas discussões metodológicas e de análise dos dados. Ao apoio logístico da Fazenda Florestal Gaetados, nas pessoas de Valdir Dhiel, Mário Dobner e Maite Ribeiro. A Cristiane Silva, Antônio Carlos dos Santos (Guinho), Francisco (Chico), Luiz Carlos, Giuliano Brusco e Cláudio Reis pelo auxílio nos trabalhos de campo. Pela identificação e auxílio na coleta de dados de vegetação a Guilherme Seguer, Rodrigo Bergamin, Glauco Schussler e Martin Grings. A Andreas Kindel, Milton Mendonça Jr., Luiz dos Anjos, Paulo Zuquim de Tarso Antas e Sandra Müller pela leitura crítica e sugestões para o manuscrito.

7. Referências

- Adams, C. C., 1908. The ecological succession of birds. *Auk* 15, 109-153.
- Aleixo, A., 1999. Effects of selective logging on a bird community in the brazilian atlantic forest. *Condor* 101, 537-548.
- Almeida-Neto, M., Guimaraes, P., Guimaraes, P. R., Loyola, R. D., Ulrich, W., 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117,1227–1239.
- Almeida-Neto, M., Ulrich, W., 2011. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environ. Model. Softw.* 26, 173-178.
- Anderson, B. W., Ohmart, R. D., Rice J., 1983. Avian and vegetation community structure and their seasonal relationships in the Colorado River Valley. *Condor* 85, 392-405.
- Anjos, L., 2009. Aves da floresta com Araucária, in: Fonseca, C. R., Souza, A. F., Leal-Zanchet, A. M., Dutra, T., Backes, A., Ganade, G. (Eds.), *Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável*. Holos Editora, Ribeirão Preto, pp. 163-169.

- Anjos, L., Collins, C. D., Holt, R. D., Volpato, G. H., Mendonça, L. B., Lopes, E. V., Boçon, R., Bisheimer, M. V., Serafini, P. P., Carvalho, J., 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* 144, 2213-2222.
- Ansell, F. A., Edwards, D. P., Hamer, K. C., 2011. Rehabilitation of Logged Rain Forests: Avifaunal Composition, Habitat Structure, and Implications for Biodiversity-Friendly REDD. *Biotropica* 43, 504-511.
- Artman, V. L., 2003. Effects of Commercial Thinning on Breeding Bird Populations in Western Hemlock Forests. *Am. Midl. Nat.* 149, 225-232.
- Askins, R. A., Philbrick, M. J., 1987. Effect of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bull.* 99, 7-21.
- Ayres, M., Ayres, M. Jr., Ayres, D. L., Santos, A. A. S., 2005. *BioEstat 5.0. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, MCT, Imprensa Oficial do Estado do Pará. 324p.
- Barber, D. R., Martin, T. E., Melchior, M. A., Thill, R. E., Wigley, T. B., 2001. Nesting success of birds in different silvicultural treatments in southeastern U. S. Pine forests. *Conserv. Biol.* 15, 196-207.
- Barlow, J., Gardner, T. A., Araújo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M. S., Leite, R. N., Lo-Man-Hung, N. F., Malcolm, J. R., Martins, M. B., Mestre, L. A. M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A. L., Overal, W. L., Parry, L., Peters, S. L., Ribeiro-Junior, M. A., Silva, M. N. F., Silva-Motta, C., Peres, C. A., 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104, 18555-18560.
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19:134–143.
- Beesea, W. J., Bryant, A. A., 1999. Effect of alternative silvicultural systems on vegetation and bird communities in coastal montane forests of British Columbia, Canada. *For. Ecol. Manag.* 115, 231-242.
- Blake, J. G., Loiselle, B. A., 1991. Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowlands habitats in Costa Rica. *Auk* 108, 114-130.

- Bremer, L. L., Farley, K. A., 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodivers. Conserv.* 19, 3893-3915.
- Buckland, S. T., Marsden, S. J., Green, R. E., 2008. Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conserv. Int.* 18, 91-108.
- Cabanne, G. S., Zurita, G. A., Seipke, S. H., Bellocq, M. I., 2007. Range expansion, density and conservation of the Araucaria Tit-spinetail *Leptasthenura setaria* (Furnariidae) in Argentina: the role of araucaria *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) plantations. *Bird Conserv. Int.* 17, 341-349.
- Castelletta, M., Thiollay, J. M., Sodhi, N. S., 2005. The effects of extreme forest fragmentation on the bird community of Singapore Island. *Biol. Conserv.* 121, 135-155.
- Chalfoun, A. D., Thompson III, F. R., Ratnaswamy, M. J., 2002. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conserv. Biol.* 16, 306-318.
- Chamberlain, D. E., Wilson, J. D., Fuller, R. J., 1999. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biol. Conserv.* 88, 307-320.
- Clout, M. N., Gaze, P. D., 1984. Effects of plantation forestry on birds in New Zealand. *J. Appl. Ecol.* 21, 795-815.
- Comite Brasileiro de Registros Ornitológicos, 2001. Listas das aves do Brasil, 10^a edição. Disponível em: <http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm>
- Cottam, G., Curtis, J. T., 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37, 451-460.
- Cymeris, C., 1991. Can secondary forest aid in the conservation of Brazil's Atlantic Forest birds? TRI Working Paper No. 55, Yale School Forestry Environ. Studies, Yale Univ., New Haven, CT.
- Debinski, D. M., Holt, R. D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.* 14, 342-355.
- Dellasala, D. A., Hagar, J. C., Engel, K. A., McComb, W. C., Fairbanks, R. L., Campbell, E. G., 1996. Effects of silvicultural of temperate rain forest on breeding and wintering bird communities, Prince of Wales Island, southeast Alaska. *Condor* 98, 706-721.

- Díaz, L., 2006. Influences of forest type and forest structure on bird communities in oak and pine woodlands in Spain. *For. Ecol. Manag.* 223, 54-65.
- Duran, S. M., Kattan, G. H., 2005. A test of utility of exotic tree plantations for understory birds and food resources in Colombian Andes. *Biotropica* 37, 129-135.
- Faria, D., Laps, R. R., Baumgarten, J., Cetra, M., 2006. Bat and bird assemblages from forest and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 15, 587-612.
- Fonseca, C. R., Ganade, G., Baldissera, R., Becker, C. G., Boelter, C. R., Brescovit, A. D., Campos, L. M., Fleck, T., Fonseca, V. S., Hartz, S. M., Joner, F., Käffer, M. I., Leal-Zanchet, A. M., Marcelli, M. P., Mesquita, A. S., Mondin, C. A., Paz, C. P., Petry, M. V., Piovensan, F. N., Putzke, J., Stranz, A., Vergara, M., Vieira, E. M., 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 142, 1209-1219.
- Formento, S., Schorn, L. A., Ramos, R. A. B., 2004. Dinâmica estrutural arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista em Campo Belo do Sul, SC. *Cerne* 10, 196-212.
- Gotelli, N. J., Colwell, R. K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4: 379-391.
- Hagar, J. C., McComb, W. C., Emmingham, W. H., 1996. Bird Communities in Commercially Thinned and Unthinned Douglas-Fir Stands of Western Oregon. *Wildl. Soc. Bull.* 24, 353-366.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., T., Ryan, P. D., 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontol. Electron.* 4: 01-09.
- Haney, A., Apfelbaum, S., Burris, J. M., 2008. Thirty Years of Post-fire Succession in a Southern Boreal Forest Bird Community. *Am. Midl. Nat.* 159, 421-433.
- Haskell, D. G., Evans, J. P., Pelkey, N. W., 2006. Depauperate Avifauna in Plantations Compared to Forests and Exurban Areas. *PLoS ONE* 1, 01-10.
- Haveri, B. A., Carey, A. B., 2000. Forest management strategy, spatial heterogeneity, and winter birds in Washington. *Wildl. Soc. Bull.* 28, 643-652.
- Helle, P., 1985. Effects of forest regeneration on the structure of bird communities in northern Finland. *Holarct. Ecol.* 8, 120-132.

- Helzel, J. M., Leberg, P. L., 2006. Effects of selective logging on breeding bird communities on Bottomland Hardwood Forests in Louisiana. *J. Wildl. Manag.* 70, 1416-1424.
- Hingston, A. B., Grove, S., 2010. From clearfell coupe to old-growth forest: Succession of bird assemblages in Tasmanian lowland wet eucalypt forests. *For. Ecol. Manag.* 259, 459-468.
- IBGE, 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Série manuais técnicos em geociências. IBGE, Rio de Janeiro.
- Johns, A. J., 1997. Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forests. Cambridge University Press, UK.
- Kaphengst, T., Ward, D., 2008. Effects of habitat structure and shrub encroachment on bird species diversity in arid savanna in Northern Cape province, South Africa. *Ostrich* 79, 133-140.
- King, D. I., DeGraaf, R. M., 2000. Bird species diversity and nesting success in mature, clearcut and shelterwood forest in northern New Hampshire, USA. *For. Ecol. Manag.* 129, 227-235.
- Kirk, D. A., Hobson, K. A., 2001. Bird-habitat relationships in jack pine boreal forests. *For. Ecol. Manag.* 147, 217-243.
- Klein, R. M., 1978. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina: resenha descritiva da cobertura original. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.
- Klein, R. M., 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. *Sellowia* 36: 5-54.
- Kutt, A. S., 1996. Bird Populations Density in Thinned, Unthinned and Old Lowland Regrowth Forest, East Gippsland, Victoria. *Emu* 96, 280-284.
- Lance, A. N., Phinney, M., 2001. Bird responses to partial retention timber harvesting in central interior British Columbia. *For. Ecol. Manag.* 142, 267-280.
- Lantschner, M. V., Rusch, V., Peyrou, C., 2008. Bird assemblages in pine plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. *Biodivers Conserv* 17, 969-989.
- Legrand, H. G., Chamberlain, M. J., Moser, E. B., 2007. Diversity and Abundance of Breeding Birds in a Managed Loblolly Pine Forest in Louisiana. *Am. Midl. Nat.* 157, 329-344.

- Longcore, T., 2003. Terrestrial Arthropods as Indicators of Ecological Restoration Success in Coastal Sage Scrub (California, U.S.A.). *Restor. Ecol.* 11, 397-409.
- Lynch, J. F., Whigham, D. F., 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. *Biol. Conserv.* 28, 287-324.
- MacArthur, R. H., MacArthur, J. W., 1961. On birds species diversity. *Ecology* 42, 594-598.
- Maldonado-Coelho, M., Marini, M. Â., 2000. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *Condor* 102, 585-594.
- Mähler Junior, J. F. K., Larocca, J. F. 2009. Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da Floresta com Araucária, in: Fonseca, C. R., Souza, A. F., Leal-Zanchet, A. M., Dutra, T., Backes, A., Ganade, G. (Eds), *Floresta com Araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável*. Holos Editora, Ribeirão Preto, pp. 243-252.
- Margalef, D. R., 1958. Information theory in ecology. *Gen. Sys.* 3, 36-71.
- Marzluff, J. M., Raphael, M. G., Sallabanks, R.. 2000. Understanding the Effects of Forest Management on Avian Species. *Wildl. Soc. Bull.* 28, 1132-1143.
- Meijaard, E., Sheil, D., Nasi, R., Augeri, D., Rosenbaum, B., Iskandar, D.; Setyawati, T., Lammertink, M., Rachmatika, I., Wong, A., Soehartono, T., Stanley, S.; O'Brien, T., 2005. Life after logging: reconciling wildlife conservation and production forestry in Indonesian Borneo. CIFOR, Bogor.
- Miller, A. M., Chambers, C. L., 2007. Birds of harvested and unharvested Pine-Oak Forests, Chihuahua, Mexico. *Southwest. Nat.* 52, 271-283.
- Moss, D., 1979. Even-aged plantations as a habitat for birds, in: Ford, E. D., Malcolm, D. C., Atterson, J. (Eds.), *The ecology of even-aged forest plantations*. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge, pp. 413-427.
- Munn, C. A., 1985. Permanent canopy and understory flocks in Amazonia: species composition and population density. *Ornithol. Monogr.* 36, 683-712.
- Nikolov, S. C., 2009. Effect of stand age on bird communities in late successional Macedonian pine forests in Bulgaria. *For. Ecol. Manag.* 257, 580-587.

- Pietrek, A. G., Branch, L. C., 2011. Native plantations as an important element for biodiversity in vanishing forested landscapes: A study of the near threatened araucaria tit spinetail (*Leptasthenura setaria*, Furnariidae). *Austral Ecol.* 36, 109-116.
- Pillar, V. D., 2006. MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomizing testing and bootstrapping resampling, users guide v. 2. 4. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Disponível em:
<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/arquivos/Software/Multiv/MultivManual.pdf>
- Pillar, V.D., Orlóci, L., 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *J. Veg. Sci.* 7, 585-592.
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., Brooks, T. M., 1995. The future of biodiversity. *Science* 269, 347–350.
- Poulsen, B. O., 2002. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodivers. Conserv.* 11, 1551-1566.
- Probst, J. R., Rakstad, D. S., Rugg, D. J., 1992. Breeding bird communities in regenerating and mature broadleaf forests in the USA Lake States. *For. Ecol. Manag.* 49, 43-60.
- Rambo, B. A., 1951. A imigração da selva higrófila no Rio Grande do Sul. *An. Bot. Herb. "Barbosa Rodrigues"* 3, 55-91.
- Rodrigues, W. C., 2007. DivEs – Diversidade de Espécies – Guia do usuário. Seropedica, Entomologistas do Brasil. Disponível em: <http://www.ebras.bio.br/dives/>
- Sallabanks, R., Arnett, E. B., Marzluff, J. M., 2000. An Evaluation of Research on the Effects of Timber Harvest on Bird Populations. *Wildl. Soc. Bull.* 28, 1144-1155.
- Santa Catarina, 1986. Atlas de Santa Catarina. GAPLAN/SUEGI, Florianópolis.
- Schneck, F., Schwarzbald, A., Melo, A. S., 2011. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 30, 1049-1056.
- Schieck, J., Song, S. J., 2006. Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Can. J. For. Res.* 36, 1299–1318.

- Sekercioglu, C. H., 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biol. Conserv.* 107, 229-240.
- Shahabuddin, G., Kumar, R., 2006. Influence of anthropogenic disturbance on bird communities in a tropical dry forest: role of vegetation structure. *Anim. Conserv.* 9, 404-413.
- Smith, G. F., Gittings, T., Wilson, M., French, L., Oxbrough, A., O'Donoghue, S., O'Halloran, J., Kelly, D. L., Mitchell, F. J. G., Kelly, T., Iremonger, S., McKee, A.-M., Giller, P., 2008. Identifying practical indicators of biodiversity for stand-level management of plantation forests. *Biodivers. Conserv.* 17, 991-1015.
- Statsoft, Inc., 2004. Statistica (data analysis software system). Version 7.
- Styring, A. R., Ragai, R., Unggang, J., Stuebing, R., Hosner, P. A., Sheldon, F. H., 2011. Bird community assembly in Bornean industrial tree plantations: Effects of forest age and structure. *For. Ecol. Manag.* 261, 531-544.
- Ter Braak, C. J. F., Smilauer, P., 1998. CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for Windows: software for canonical community ordination. Version 4. Microcomputer Power, New York.
- Terborgh, J., Petren, K., 1991. Development of habitat structure through succession in an Amazonian floodplain forest, in: Bell, S. S., McCoy, E. D., Mushinsky, H. R. (Eds.), *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, New York, pp. 29-45.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielborger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31, 79-92.
- Thiollay, J.-M., 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. *Biodivers. Conserv.* 6, 1155-1173.
- Ulrich, W., 2009. Nestedness analysis as a tool to identify ecological gradients. *Ecol. Quest.* 11, 27-34.
- Ulrich, W., Almeida-Neto, M., Gotelli, N. J., 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118, 03-17.
- Vallejo, B. M. Jr., Aloy, A. B., Ong, P. S., 2009. The distribution, abundance and diversity of birds in Manila's last green spaces. *Landsc. Urban Plan.* 89, 75-85.

- Vanderwel, M. C., Malcolm, J. R., Mills, S. C., 2007. A Meta-Analysis of Bird Responses to Uniform Partial Harvesting across North America. *Conserv. Biol.* 21, 1230-1240.
- Viani, R. A. G., Durigan, G., Melo, A. C. G., 2010. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? *Ciênc. Florest.* 20, 533-552.
- Volpato, G.H., Lopes, E.V., Mendonça, L.B., Boçon, R., Bisheimir, M.V., Serafini, P.P., Anjos, L., 2009. The use of the point-count method for bird survey in the Atlantic forest. *Zoology* 26, 74–78.
- Volpato, G. H., Prado, V. M., Anjos, L., 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *For. Ecol. Manag.* 260, 1156-1163.
- Wang, Y., Chen, S., Ding, P., 2011. Testing multiple assembly rule models in avian communities on islands of an inundated lake, Zhejiang Province, China. *J. Biogeogr.* 38, 1330-1344.
- Wen, W., Maruyama, N., Bo-Wen, L., Morimoto, H., Zhong-Xin, G., 2002. Relationships between bird communities and vegetation structure in Honghua'erji, northern Inner Mongolia. *J. For. Res.* 13, 294-298.
- Whittaker, R. H., 1974. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213-251.
- Willson, M. F., 1974. Avian Community Organization and Habitat Structure. *Ecology* 55, 1017-1029.
- Winkler, D., 2005. Ecological Succession of Breeding Bird Communities in Deciduous and Coniferous Forests in the Sopron Mountains, Hungary. *Acta Silv. Lign. Hung.* 1, 49-58.
- Yahner, R. H., 1997. Long-term dynamics of bird communities in a managed forested landscape. *Wilson Bull.* 109, 595-613.
- Yahner, R. H., 2000. Long-term effects of even-aged management on bird communities in central Pennsylvania. *Wildl. Soc. Bull.* 28, 1102–1110.
- Zurita, G. A., Rey, N., Varela, D. M., Villagra, M., Bellocq, M. I., 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *For. Ecol. Manag.* 235, 164-173.

Tabela 1. Composição e densidade (numero de indivíduos/ha) de espécies de aves observadas em Floresta nativa (NF), plantios de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque (AP), plantios de *Pinus elliottii* com sub-bosque (PS), plantios de *P. elliottii* antigos sem sub-bosque (OP), plantios de *P. elliottii* de meia idade sem sub-bosque (MP) na Fazenda Florestal Gateados e os resultados do teste G aplicados a densidade media para as espécies registradas em mais de um tipo de ambiente.

Legenda: todos os testes possuem significância com $P \leq 0,05$. Diferenças significativas são indicadas com * e não significativas com ns, junto ao valor do teste G.

Especies	Areas					teste G
	MP	OP	PS	AP	NF	
<i>Milvago chimachima</i>	0,85	0,85	0,00	0,00	0,00	
<i>Playa cayana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,85	
<i>Stephanoxis lalandi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0,00	2,36	0,00	0,00	0,00	
<i>Leucochloris albicollis</i>	0,00	0,00	4,06	0,85	5,56	3,76 ns
<i>Trogon surrucura</i>	0,00	1,70	0,00	4,06	6,61	2,96 ns
<i>Trogon rufus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,36	
<i>Ramphastos dicolorus</i>	0,00	0,00	0,00	0,85	0,00	
<i>Picumnus nebulosus</i>	0,00	0,00	2,55	0,00	1,70	0,17 ns
<i>Veniliornis spilogaster</i>	0,85	0,00	1,70	0,00	2,55	0,78 ns
<i>Piculus aurulentus</i>	0,00	0,00	0,00	1,70	0,00	
<i>Colaptes melanochloros</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,85	
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	29,54	
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	0,85	0,00	7,27	5,75	5,56	6,13**
<i>Drymophila malura</i>	0,00	0,00	0,85	2,36	4,06	2,11 ns
<i>Conopophaga lineata</i>	0,00	0,00	0,00	2,36	2,36	
<i>Hylopezus nattereri</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,36	
<i>Scytalopus speluncae</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,85	
<i>Chamaeza campanisona</i>	0,00	0,00	0,00	0,85	0,85	
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	1,70	0,00	8,50	18,96	13,40	17,68*
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0,00	0,00	0,00	4,06	3,21	0,11 ns
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	0,85	0,85	5,76	4,91	2,55	6,69 ns
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0,00	0,00	0,00	0,85	0,00	
<i>Xenops rutilans</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	3,21	
<i>Phylidor rufum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,70	
<i>Heliobletus contaminatus</i>	0,00	0,00	3,40	12,83	10,19	6,04*
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0,00	0,00	3,40	5,77	3,21	3,84 ns
<i>Leptasthenura striolata</i>	0,00	0,00	0,00	0,85	0,00	
<i>Leptasthenura setaria</i>	0,00	0,00	0,00	33,58	0,00	
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	0,00	0,00	58,51	6,61	3,21	80,72*
<i>Synallaxis cinerascens</i>	0,00	0,00	1,70	3,21	0,00	0,44 ns

Especies	Areas					teste G
	MP	OP	PS	AP	NF	
<i>Synallaxis spixi</i>	0,00	0,00	1,70	0,00	0,00	
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	0,00	0,00	7,08	4,91	0,85	5,44**
<i>Chiroxiphia caudata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,36	
<i>Schiffornis virescens</i>	0,00	0,00	2,55	2,55	9,63	6,01*
<i>Pachyramphus viridis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,70	
<i>Pachyramphus castaneus</i>	0,00	0,00	0,00	4,72	1,70	1,37 ns
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,00	0,00	0,00	1,70	0,00	
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0,00	0,00	30,00	0,85	6,42	39,18*
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,00	0,00	0,00	0,85	5,57	3,60*
<i>Phylloscartes ventralis</i>	8,78	3,40	34,26	64,63	32,45	89,10*
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	3,40	
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	0,00	0,00	6,42	7,92	2,36	3,27 ns
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	0,00	0,00	0,00	7,93	7,26	0,04 ns
<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,70	
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,00	0,00	0,00	8,12	3,39	1,93 ns
<i>Myiopagis caniceps</i>	0,00	0,00	0,00	6,41	0,85	4,51*
<i>Phyllomyias virescens</i>	0,00	1,70	10,65	14,25	9,16	11,54*
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	0,00	0,00	0,00	3,40	5,76	0,58 ns
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0,00	0,00	0,00	6,42	2,55	1,65 ns
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,85	0,85	
<i>Myiophobus fasciatus</i>	0,00	0,00	30,21	2,36	0,00	27,81*
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0,85	0,00	6,61	19,62	25,65	35,42*
<i>Contopus cinereus</i>	0,00	0,00	1,70	0,00	1,70	
<i>Muscipipra vetula</i>	0,00	0,00	0,00	0,85	0,00	
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,00	0,00	5,95	5,10	8,97	1,17 ns
<i>Vireo olivaceus</i>	3,40	3,40	6,80	13,67	18,76	19,48*
<i>Hylophilus poicilotis</i>	0,00	0,00	4,25	2,55	3,40	0,40 ns
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	3,39	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Cyanocorax chrysops</i>	0,00	0,00	0,00	8,11	0,85	6,44*
<i>Troglodytes musculus</i>	2,55	14,56	2,55	0,00	0,00	13,19*
<i>Turdus rufiventris</i>	0,00	0,00	6,42	1,70	11,50	7,89*
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0,85	2,55	6,61	0,85	1,70	7,29 ns
<i>Turdus albicollis</i>	2,36	0,85	9,81	9,16	25,84	39,17*
<i>Saltator similis</i>	0,00	0,00	4,06	0,00	2,36	0,42 ns
<i>Saltator maxillosus</i>	0,00	0,00	3,21	7,93	0,00	1,97 ns
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	0,00	0,00	40,29	6,61	15,19	28,91*
<i>Tachyphonus coronatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	4,06	
<i>Tangara sayaca</i>	0,00	0,85	0,00	0,00	0,00	
<i>Tangara preciosa</i>	0,00	0,00	1,70	4,25	2,55	1,10 ns
<i>Stephanophorus diadematus</i>	0,00	0,85	2,55	0,85	0,85	1,29 ns
<i>Pipraeidea melanonota</i>	0,00	0,00	9,16	2,55	12,82	7,50*
<i>Hemithraupis guira</i>	0,00	0,00	0,00	23,30	14,71	1,95 ns
<i>Zonotrichia capensis</i>	31,32	56,24	119,75	11,13	0,00	120,66*
<i>Haplospiza unicolor</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,85	
<i>Poospiza cabanisi</i>	0,00	0,00	37,16	6,42	0,85	51,99*
<i>Cyanocompsa brissonii</i>	0,00	0,00	7,93	0,00	0,85	6,23*
<i>Parula pitiayumi</i>	0,85	0,85	0,85	26,68	28,40	81,35*
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,00	0,00	136,63	11,90	74,82	122,64*

Especies	Areas					teste G
	MP	OP	PS	AP	NF	
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	0,00	0,00	72,19	7,46	19,42	69,65*
<i>Cacicus chrysopterus</i>	0,85	0,00	0,85	0,85	3,40	2,48 ns
<i>Molothrus bonariensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,85	0,00	
<i>Sporagra magellanica</i>	1,70	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Euphonia chalybea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,70	

Tabela 2. Valores médios, máximos e mínimos (max./min.) de Área Basal, Densidade total por área (DTA), Sub-bosque, Diversidade de Shannon (H') e Dominância de Simpson (D) para a vegetação entre os tratamentos amostrados.

Áreas	Parametros da vegetacao				
	Area basal (m ²)	DTA (indivíduos/ha)	Sub-bosque (high index)	H'	D
NF	27,46 (23,95/34,46)	1041,13 (835,37/1386,22)	579,83 (281,40/857,17)	1,35 (1,32/1,39)	0,04 (0,04/0,05)
AP	145,45 (120,98/130,21)	1480,97 (1270,51/1789,84)	382,07 (331,51/485,00)	0,63 (0,47/0,87)	0,04 (0,30/0,62)
PS	1004,81 (584,21/1222,23)	583,19 (438,17/947,06)	302,97 (171,14/414,50)	0,71 (0,62/0,80)	0,38 (0,28/0,46)
OP	1813,71 (1674,08/1905,91)	520,90 (456,77/564,31)	236,91 (123,25/360,14)	0,005 (0/0,02)	0,99 (0,98/1)
MP	1082,64 (878,38/1366,74)	708,87 (454,22/878,38)	32,98 (2,75/73,61)	0,007 (0/0,03)	0,99 (0,96/1)
Q	3877,2	678,7	742,5	5,07	2,69
p	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001

Figura 1A- D. “Box plots” para os valores de riqueza rarefeita da avifauna entre os tratamentos amostrados demonstrando a diferença com seus valores máximo, mínimo e erro padrão. Legenda: NF (floresta nativa), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P \leq 0,05$) entre os tratamentos.

Figura 1 A - D

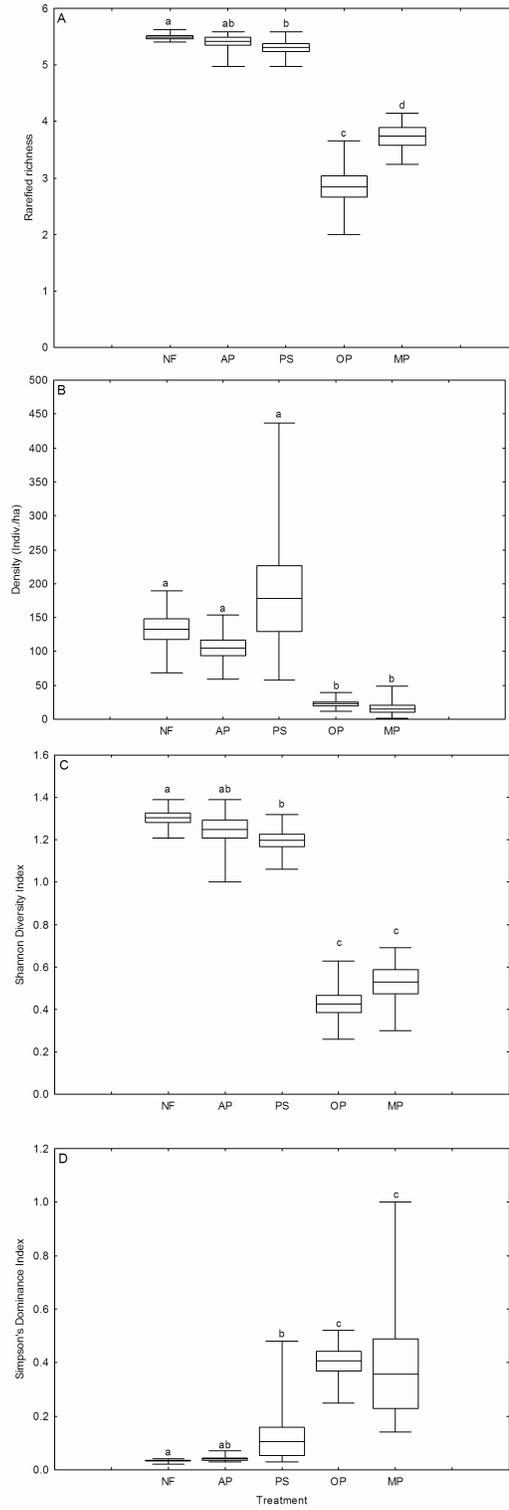
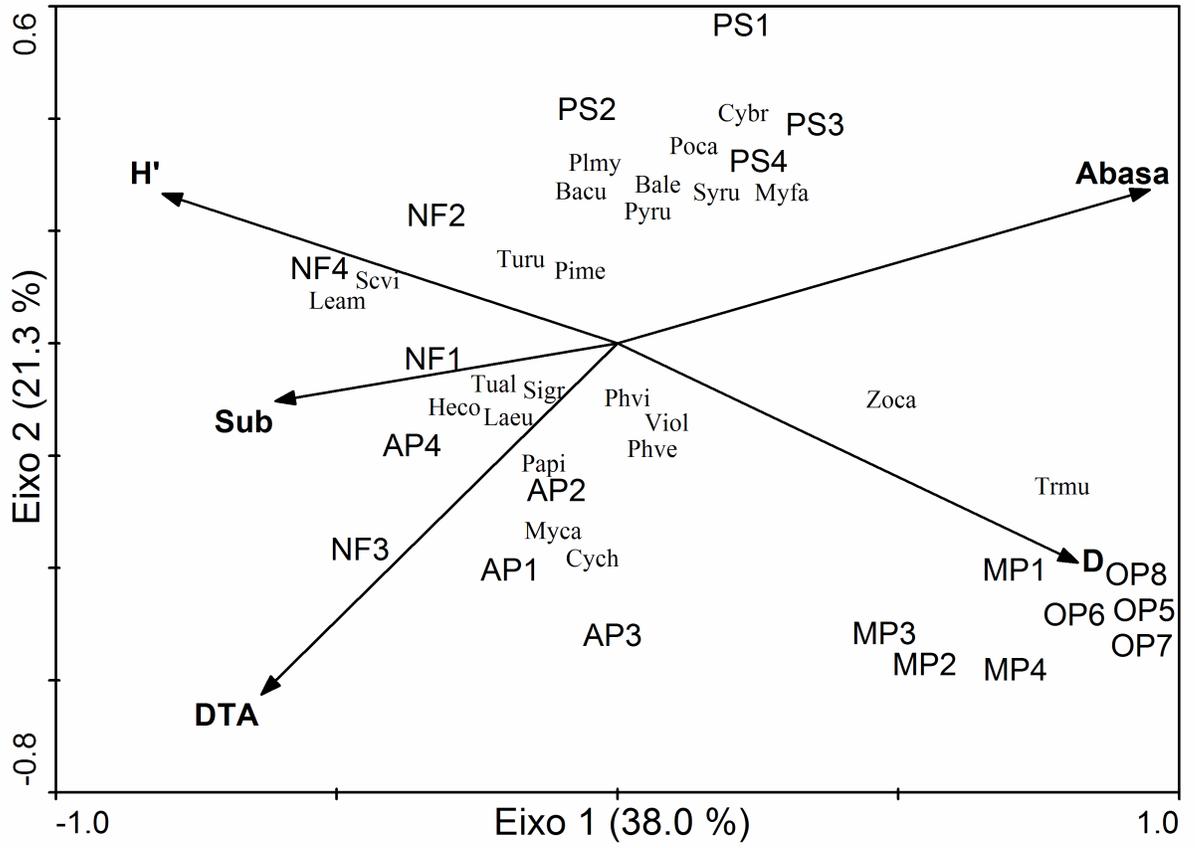


Figura 2. Diagrama de ordenação “triplot” do primeiro e segundo eixos da Análise de Correlação Canônica demonstrando o arranjo das áreas (em negrito) em virtude dos efeitos dos parâmetros da vegetação (setas) e a distribuição das aves que apresentaram diferença significativa quanto a densidade nos tratamentos amostrados. Legendas: NF (sítios de amostragem em Floresta Nativa), AP (sítios de amostragem em plantios de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque), PS (sítios de amostragem em plantios de *Pinus elliottii* antigos com sub-bosque), OP (sítios de amostragem em plantios de *Pinus elliottii* antigos sem sub-bosque), MP (sítios de amostragem em plantios de *Pinus elliottii* de meia idade sem sub-bosque), H' (Índice de diversidade de Shannon para a vegetação arbórea), Abasa (Área Basal para a vegetação arbórea), D (Índice de dominância de Simpson para a vegetação arbórea), DTA (densidade total por área para a vegetação arbórea), Sub (Índice de Sub-bosque), Sigr (*Sittasomus griseicapillus*), Syru (*Synallaxis ruficapilla*), Heco (*Heliobletus contaminatus*), Leam (*Leptopogon amaurocephalus*), Phvi (*Phyllomyias virescens*), Myca (*Myiopagis caniceps*), Phve (*Phylloscartes ventralis*), Plmy (*Platyrinchus mystaceus*), Myfa (*Myiophobus fasciatus*), Laeu (*Lathrotriccus euleri*), Scvi (*Schiffornis virescens*), Viol (*Vireo olivaceus*), Cych (*Cyanocorax chrysops*), Trmu (*Troglodytes musculus*), Turu (*Turdus rufiventris*), Tual (*Turdus albicollis*), Pyru (*Pyrrhocomma ruficeps*), Pime (*Pipraeidea melanonota*), Zoca (*Zonotrichia capensis*), Poca (*Poospiza cabanisi*), Cybr (*Cyanocompsa brissonii*), Papi (*Parula pitiayumi*), Bacu (*Basileuterus culicivorus*), Bale (*Basileuterus leucoblepharus*).

Figura 2.



Capítulo 5. Quando a plasticidade do comportamento possibilita a ocupação de diversos habitats: forrageio de *Phylloscartes ventralis* (Aves: Tyrannidae) em áreas de silvicultura na Floresta Ombrófila Mista, no sul do Brasil

Artigo a ser submetido para “Journal of Avian Biology”

André de Mendonça-Lima e Sandra M. Hartz

A. Mendonça-Lima (mendoncalima@hotmail.com) e S. M. Hartz

(sandra.hartz@ufrgs.br), Programa de Pós-graduação em Ecologia, Laboratório de Ecologia de Populações e Comunidades, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Prédio 43411/209, Av. Bento Gonçalves 9500, Porto Alegre - RS- Brasil, CEP 91501-970.

Resumo

Na região neotropical poucos estudos tem relacionado os efeitos que áreas de silvicultura tem sobre o comportamento de forrageio em espécies de aves. Logo, procurou-se estudar o comportamento de forrageio de *Phylloscartes ventralis* em floresta nativa e sistemas de silvicultura de *Pinus elliottii* e *Araucaria angustifolia*, com idades e estruturas diferentes. No presente estudo testamos duas hipóteses: (1) que áreas de plantios comerciais têm influência sobre o comportamento de forrageio de *P. ventralis* e (2) foi considerado que em áreas de silvicultura que apresentam sub-bosque, ou seja, estruturalmente mais complexas a espécie estudada apresente comportamento de forrageio diferente do utilizado em áreas menos complexa. Foi constatado que houve alteração no modo de forragear de *P. ventralis* entre os tratamentos amostrados com relação às hipóteses testadas. As alterações foram com relação a todos os parâmetros comportamentais empregados durante o ataque a presas. As principais alterações foram relacionadas a altura e ao tipo de substrato onde se capturavam as presas. As manobras utilizadas para a captura de presas foram basicamente as mesmas, porém a frequência de utilização foi diferente entre os tratamentos amostrados. Na ordenação os plantios com sub-bosque formaram um conjunto muito próximo das áreas nativas, indicando que o comportamento se altera muito pouco em relação à condição natural. Os resultados indicam a importância de manutenção do sub-bosque e da utilização de espécies nativas para áreas de produção silvicultural.

Palavras chave: comportamento; ataque a presas; silvicultura; *Araucaria angustifolia*; *Pinus elliottii*.

Introdução

Estudos têm sugerido que a estrutura do habitat representa um dos fatores que influencia no comportamento de forrageio de espécies em diferentes ambientes (*e. g.* MacArthur e Pianka 1966, Maurer e Whitmore 1981, Moermond 1979, Sabo e Holmes 1983, Whelan 2001). Alterações na estrutura do habitat causam modificações na qualidade e quantidade de recursos disponíveis. A partir disto ou as espécies alteram o modo como forrageiam ou o espaço passa a ser ocupado por outros (Grubb 1979, Kusch et al. 2004). Como exemplo, constata-se que distintas espécies de plantas que diferem na estrutura da folhagem podem afetar o comportamento de aves e estas alterações podem modificar a forma de exploração de recursos e a disponibilidade do habitat (Franz 1978, Holmes e Robinson 1981). O comportamento de forrageio de espécies insetívoras pode servir como um sistema apropriado para se estudar a estrutura da vegetação e, com relação aos vertebrados, a classe das aves pode ser considerada bem estudada sob este enfoque, principalmente na Europa e América do Norte (Holmes e Robinson 1981, Robinson e Holmes 1984, Whelan 2001). Porém, pouca atenção tem sido dada à utilização por aves insetívoras a diferentes espécies de árvores em ambientes tropicais (Greenberg e Bichier 2005), embora o conhecimento sobre o comportamento de forrageio de espécies de aves seja considerado uma questão chave para obtenção de sucesso no manejo de espécies, comunidades e ecossistemas (Lešo e Kropil 2007).

Estudos sobre o comportamento de forrageamento de aves no neotrópico são efetuados basicamente em ambiente natural ou antropizado (Alves e Duarte 1996, Casenave et al. 2008, Cody 2000, Gabriel e Pizo 2005, Greenberg e Bichier 2005, Latta e

Wunderle 1998, Marini e Cavalcanti 1993, Mendonça-Lima et al. 2004, Rabenold 1980, Soares e Anjos 1999, Volpato e Anjos 2001, Whittaker 1998, Willis 1960) e raros são os casos em áreas de silvicultura ou plantios de culturas florestais (Dietsch et al. 2007, Pomara et al. 2003, Wunderle e Latta 1998). Estudos sobre estratégias de forrageio podem auxiliar na compreensão de aspectos relacionados à dinâmica de populações e comunidades, uma vez que podem influenciar nos padrões de flutuação de abundância e ocorrência de uma espécie em determinado habitat (Holt e Krimbell 2007, Kotler e Brown 2007). Deste modo, torna-se importante estudos sobre o forrageio de espécies em ambientes de silvicultura, onde a alteração do meio é notória e pode significar a exclusão ou extinção para determinadas espécies e possibilitar a colonização para outras.

A família Tyrannidae apresenta um grande número de representantes no grupo das aves e está entre as mais numerosas do mundo (Fitzpatrick 1980, Del Hoyo et al. 2004), ocorrendo apenas nas Américas (Del Hoyo et al. 2004, Sick, 1997). As espécies silvícolas desta família ocupam todos os estratos da estrutura vertical de uma floresta, sendo menos diversos no solo e aumentando gradativamente o número de espécies em direção a copa das árvores (Sick 1997, Traylor e Fitzpatrick 1982). O borboletinha-do-mato (*Phylloscartes ventralis*) é um tiranídeo residente de florestas comum nos estados do sul e sudeste do Brasil (Belton 1985, Rosário 1996, Sick 1997), podendo ser encontrado na Argentina, Uruguai e Paraguai e, de forma disjunta, do noroeste da Argentina até a Bolívia e Peru (Ridgely e Tudor 2009). Usualmente, ocupa os estratos arbustivos e arbóreos do ambiente florestal (Belton 1985, Sick 1997). A manobra de forrageio comumente utilizada por *P. ventralis* é denominada de “Upward-striking” ou, mais recentemente, de “Sally-strike”, sendo considerada uma das manobras de forrageio

mais estereotipadas e especialmente característica entre os tiranídeos de corpo pequeno (Fitzpatrick 1980, Remsen e Robinson 1990). A densidade deste pequeno pássaro pode variar em florestas nativas e plantios comerciais estruturalmente diferentes (Mendonça-Lima e Hartz em prep.).

Devido a necessidade de estudos para a região neotropical sobre o tema proposto, destaca-se a possibilidade de compreender aspectos envolvidos na transformação do ambiente natural sobre o comportamento de espécies nativas. Avaliou-se no presente estudo se plantios comerciais têm influência sobre o comportamento de forrageio de *P. ventralis*. Assim, testou-se a hipótese que variáveis relacionadas a estratégia de forrageamento, como as manobras de ataque a presas, o tipo e o ângulo do substrato, altura de forrageio e a posição horizontal para aonde foi direcionado o ataque a presa podem ser diferentes em habitats distintos, como florestas nativas e plantações. Também, foi considerado que em áreas estruturalmente mais simples a espécie estudada apresente comportamento de forrageio diferente do utilizado em áreas mais complexas.

Material e métodos

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido em talhões de plantios comerciais de *Pinus elliottii* e *Araucaria angustifolia* e em ambiente florestal nativo em uma fazenda de plantio comercial de árvores, localizada no Município de Campo Belo do Sul, sul do Brasil, entre as coordenadas 28° 0' S e 50° 49' W. A área tem cerca de 14.200 ha, sendo 6.300 de uma unidade de conservação de uso sustentável e o restante basicamente com plantios de *Pinus* spp. com diversas idades. O local estudado encontra-se em altitudes superiores a

1.000 m e conforme a classificação climática de Köppen apresenta clima do tipo Cfb com verões frescos, sem estações secas e geadas severas frequentes (Santa Catarina 1986). Este clima é típico do planalto meridional brasileiro com temperatura média anual de 15.6 °C e com precipitação média de 1.400 mm por ano (Santa Catarina 1986).

A região é caracterizada por apresentar florestas com *Araucaria angustifolia*, que ocorre nas cotas ente 400 a 1.000 m de altitude, principalmente junto a cursos de água, vales, encostas e formando manchas florestais nos campos das áreas onduladas do planalto (Klein 1978, IBGE 1992). A presença de *A. angustifolia* representa uma característica marcante desta fisionomia (Rambo 1951, Klein 1978, IBGE 1992). Esta formação florestal caracteriza-se por apresentar um grande número de espécies da família Myrtaceae (Klein 1984). A floresta encontrada nas encostas e vales do local de estudo pode ser considerada primária alterada, mesmo tendo sido efetuada extração seletiva de árvores em décadas passadas (Formento et al. 2004).

A amostragem ocorreu em talhões de plantios comerciais de *P. elliotii* e *A. angustifolia* e em ambiente florestal nativo. Os plantios de *P. elliotii* foram separados por idade e presença de sub-bosque sendo três tipos amostrados: (1) plantios com sete anos de idade e sem sub-bosque, (2) plantios com 25 anos de idade e sem sub-bosque e (3) plantios com 27 anos de idade e com sub-bosque. O único tipo de plantio de *A. angustifolia* estudado possuía 30 anos e apresentava sub-bosque. Salienta-se que todos os plantios estudados possuem área de contato (borda) com floresta nativa. Há mais de 40 anos não ocorre extração de madeira na floresta nativa amostrada e a mesma encontra-se inserida em um fundo de vale e encosta, apresentando sub-bosque denso. Assim, foram estabelecidos cinco diferentes tipos de tratamentos, sendo demarcados quatro sítios de

amostragem para cada um dos tratamentos: Floresta Nativa (NF), Plantios de *P. elliotii* antigos sem sub-bosque (OP), Plantios de *P. elliotii* antigos com sub-bosque (PS), Plantios de *P. elliotii* de meia idade sem sub-bosque (MP) e Plantios de *A. angustifolia* com sub-bosque (AP). Os sítios de amostragem apresentavam uma distância mínima de 100 m de qualquer borda. O dossel dos plantios apresentou altura uniforme e os tratamentos que apresentaram os maiores valores para este parâmetro foram PS e OP, com respectivamente 25 e 23 metros, e, posteriormente, NF, MP e AP, com 21.9 (DP = 4.38), 16 e 13 metros, respectivamente. Sabidamente, os tratamentos amostrados são diferentes quanto à estrutura de habitat e os dados sobre estes parâmetros podem ser acessados em trabalhos publicados (Mendonça-Lima et al. em prep.; Mendonça-Lima e Hartz em prep.).

Coleta dos dados

As observações foram realizadas na primavera de 2008 (03-10/outubro) e 2009 (02/outubro – 11/novembro) iniciando 30 minutos após o nascer do sol. Foram efetuadas 199.74 h de esforço amostral pelo mesmo observador. Os indivíduos de *Phylloscartes ventralis* foram procurados e, posteriormente, observados a uma distância superior a 7 m com auxílio de binóculos. Após o contato com a ave observada a validade de um registro deu-se a partir do primeiro movimento de ataque à presa, sempre tendo o cuidado de não molestar o indivíduo durante o forrageamento. Quando se percebia que a ave estava incomodada com a presença do observador (*e.g.* atenção voltada para o observador, vocalizações mais frequentes) uma distância maior de observação era tomada, e após a ave retornar ao seu comportamento usual o registro era efetuado. Foram válidas duas ou

mais observações de um mesmo indivíduo somente quando separadas por um intervalo mínimo de cinco minutos, para que seja evitada a dependência entre as observações. Este sistema de amostragem seguiu o estudo de Altmann (1974) denominado de método do animal focal.

Foram registrados dados da altura do animal em relação ao solo, as manobras de ataques a presas (Remsen e Robinson 1990), o tipo de substrato onde ocorreu o ataque, o ângulo do substrato, a posição horizontal em relação ao eixo principal da árvore aonde ocorreu a manobra de ataque e dados complementares (*e.g.* início das observações, número de indivíduos, eficiência do forrageio, horário de contato com as aves). A posição da ave em relação ao solo foi definida por estimativa visual, em intervalos de 2 m. O substrato de forrageio foi classificado como: acícula verde, acícula seco, folha verde, folha seca, ramo com diâmetro igual ou inferior a 1 cm, ramo com diâmetro superior a 1 cm e inferior a 5 cm, ramo com diâmetro superior a 5 cm e ar. O ângulo do substrato foi dividido em vertical (ângulo maior ou igual a 45° com relação ao solo) e horizontal (ângulo menor do que 45° com relação ao solo) (Marini e Cavalcanti 1993). Quando o pássaro dirigiu suas manobras de ataque para folhas ou ramos a posição horizontal em relação ao eixo central da árvore foi dividida em três partes iguais e definida como proximal, mediana ou distal, conforme estudo de MacArthur (1958).

Análises

Uma matriz de frequência com unidades amostrais (colunas) e várias categorias de manobras de ataques a presas, altura, posição horizontal em relação ao eixo principal da árvore onde ocorreu a manobra de ataque e o tipo e ângulo do substrato (linhas) foi criada

para cada tratamento. O esforço amostral empregado foi avaliado pela estabilização das estimativas de frequência obtidas a partir das manobras de ataque a presas. As frequências das unidades amostrais foram calculadas com base em cada seis registros para cada um dos tratamentos. Uma comparação multivariada entre os tratamentos utilizando todos os dados foi efetuada por meio de uma análise de variância com teste de aleatorização (Manly 1991, Pillar e Orlóci 1996). Como medida de semelhança foi utilizada uma distância de corda entre as unidades amostrais. Uma análise de coordenadas principais (Manly 1994) foi feita a fim de estabelecer comparações entre os comportamentos de forrageio registrados nos tratamentos amostrados, utilizando correlação como medida de semelhança. Todos os dados foram analisados usando-se o pacote estatístico MULTIV 2.63 (Pillar 2006).

Resultados

Durante o desenvolvimento do estudo foram efetuados 265 registros de comportamento de forrageio para *P. ventralis* nos diferentes tratamentos amostrados. A frequência de obtenção de registros foi mais elevada em AP (1,93 registro/h), PS (1,55 registro/h) e em NF (1,51 registro/h), enquanto que em plantios sem sub-bosque esta frequência foi mais baixa (MP = 1,25 registro/h e OP = 0,98 registro/h). A altura média de forrageio (Figura 1) variou entre os tratamentos e foi mais elevada nos plantios sem sub-bosque com valores de 18,95 m para OP (DP = 2,99) e 12,01 m para MP (DP = 2,29). Em plantios com sub-bosque esta medida foi mais baixa em PS do que em AP, com 3,96 m (DP = 2,65) e 9,5 m (DP = 2,46), respectivamente (Figura 1).

Em MP *P. ventralis* utilizou uma maior gama de manobras para atacar presas (Figura 2) quando comparado aos outros tratamentos. Em todos os tratamentos houve uma maior frequência de utilização de manobras que envolviam vôo (Figura 2). Como resultado, para todos os tratamentos as manobras de ataque com maior frequência foram as voltadas a presas que estiveram longe do poleiro em que o pássaro se encontrava pousado

Os substratos para onde foram direcionadas as manobras de forrageio foi diferente entre os tratamentos amostrados. Houve uma grande concentração de ataques a presas em folíolos de *P. elliotii* nos plantios sem sub-bosque (Figura 3). Por outro lado, em plantios com sub-bosque e em NF houve uma grande proporção de ataques a presas principalmente em folhas verdes (Figura 3). Quanto ao ângulo do substrato onde as presas foram atacadas, houve maior proporção de substratos horizontais em NF e plantios com sub-bosque e menor proporção em plantios sem sub-bosque (Figura 4). Também, observou-se que a frequência de manobras voltadas a locais mais proximais ocorreu em NF e em locais mais distais em AP e PS (Figura 5). Em ambientes sem a presença do sub-bosque nota-se aumento da frequência de ataques voltados a substratos localizados na parte média e menor frequência de ataques para regiões proximais e distais (Figura 5).

A MANOVA indicou haver diferenças significantes quanto aos parâmetros de forrageamento entre os tratamentos amostrados ($Q = 8,05$; $p = 0,001$). A análise de contrastes não indicou diferenças apenas entre NF e AP, pois para todos os outros contrastes entre pares ocorreu diferença entre os tratamentos ($Q_{MP \times OP} = 1,21$; $p = 0,001$; $Q_{MP \times PS} = 3,30$; $p = 0,001$; $Q_{MP \times AP} = 2,35$; $p = 0,001$; $Q_{MP \times NF} = 2,62$; $p = 0,01$; $Q_{OP \times PS} = 3,02$; $p = 0,001$; $Q_{OP \times AP} = 2,73$; $p = 0,001$; $Q_{OP \times NF} = 2,66$; $p = 0,001$; $Q_{PS \times AP} = 0,62$; p

= 0,001; $Q_{PS \times NF} = 0,50$; $p = 0,01$). O diagrama de dispersão da análise de coordenadas principais demonstra estas diferenças (Figura 6). A variável categórica de substrato acícula verde apresentou o valor de correlação positiva mais elevada entre os descritores originais e o primeiro eixo de ordenação ($r = 0,83$). Por outro lado, o substrato folha verde ($r = -0,85$) foi negativamente correlacionado com o eixo 1. Também foram importantes na diferenciação dos tratamentos considerados algumas classes de altura, ângulos do substrato, manobras de ataque e a localização horizontal para onde foi efetuado o ataque. Isto demonstra a importância destas variáveis na diferenciação dos tratamentos estudados quando se considera o comportamento de forrageio de *P. ventralis*.

Discussão

Os dados demonstram que *P. ventralis* utiliza os tratamentos amostrados de maneira diferente, fato verificado em estudos anteriores para outras espécies em áreas estruturalmente distintas (Dietsch et al. 2007, Maurer e Whitmore 1981, Robinson e Holmes 1982). Podemos constatar a importância de manter plantios comerciais com árvores nativas (AP) onde não ocorreu alteração do comportamento de forrageio quando comparado a NF (Figura 2). A espécie estudada se aproveitou da existência do sub-bosque em plantios comerciais para forragear. Quando esta camada da vegetação não está disponível as técnicas empregadas para a obtenção do alimento se alteram e possibilitam que *P. ventralis* permaneça utilizando áreas de produção florestal, porém com menor densidade de indivíduos (Mendonça-Lima e Hartz em prep.). A estrutura do habitat exerce um importante papel na definição das técnicas de forrageio que devem ser empregadas (Forstmeier e Keßler 2001). Este fato pode ser visualizado entre os plantios

de *P. elliotii* de idade avançada com e sem sub-bosque onde *P. ventralis* altera principalmente a frequência da manobra de ataque utilizada, altura e tipo de substrato. Esta plasticidade de alteração no modo de forragear possibilita a ocorrência desta espécie nos diversos tratamentos amostrados.

A morfologia de uma ave restringe os tipos de manobra de forrageio que podem ser utilizados eficientemente, logo as manobras de forrageio tendem a não ser tão prontamente modificadas como outros comportamentos (*e. g.* altura de forrageio) que não estão proximamente ligados à forma do animal (Hutto 1981, Martin e Karr 1990). Assim, as táticas de forrageio e a morfologia combinadas com a estrutura do habitat restringem qual espécie pode estar presente em um determinado ambiente (Holmes e Robinson 1988). Para *P. ventralis* o que ocorreu foi basicamente a alteração na altura, no ângulo, no substrato e na localização horizontal da ave durante o ataque a presas e na frequência de utilização das manobras de ataque a presas. Isto pode ser demonstrado na ordenação (Figura 2), onde as manobras também são utilizadas como variável de explicação na alteração do modo de forrageio entre os tratamentos estudados. As espécies que utilizam manobras de vôo para apanhar suas presas parecem não alterar sua tática de forrageio entre diferentes espécies de árvores, assim este tipo de estratégia poderia funcionar como uma tática que reduz os efeitos da estrutura do habitat sobre o comportamento de forrageio (Holmes e Robinson 1981). Deste modo, pode-se verificar que as características modificadas para a ocupação dos ambientes amostrados foram em relação a aspectos estruturais da vegetação (altura, tipo de substrato e localização horizontal) e a frequência de ocorrência de determinadas manobras utilizadas em seu habitat natural. Isto possibilitou que *P. ventralis* pudesse ocupar todos os tratamentos amostrados. Um dos

fatores que podem ter influenciado esta mudança do forrageamento deve ter sido a distribuição alterada dos recursos decorrentes de diferenças na estrutura e composição das espécies de plantas (Maurer e Whitmore 1981). Foi verificado que alterações na estrutura de florestas nativas manejadas e não manejadas possam ter influenciado na distribuição e densidade de presas para espécies de aves (Franzeb 1983). Logo, diferenças na abundância, distribuição e tipos de presas disponíveis em cada compartimento da folhagem tem um papel determinante que pode causar alterações no comportamento de forrageio de espécies de aves (Greenberg e Bichie 2005, Parrish 1995, Paszkowski 1982). O comportamento de forrageio compreende diversas fases, entre estas a procura, que visa localizar o alimento, e o ataque a presas, que visa capturar o alimento (Remsen e Robinson 1990), que podem ser alteradas em virtude da localização do recurso. Conforme os resultados deste trabalho, *P. ventralis* alterou o modo como capturou as presas, contudo pode ter ocorrido também alteração no modo de procurar as presas. Este fato não seria nenhuma surpresa, visto que em estudos anteriores a distribuição e a densidade das folhas influenciaram as táticas de procura pelo alimento para as espécies que atacam suas presas a partir de vôos (Holmes e Recher 1986, Robinson e Holmes 1984). Verificou-se, também, que a frequência de registros foi mais elevada em ambientes de NF e plantios com sub-bosque, fato que pode estar relacionado a disponibilidade de recursos. Para algumas espécies a taxa de ataque a presas corresponde positivamente com a disponibilidade de alimento (Johnson 2000, Lyons 2005). Existem duas hipóteses para este padrão geral de uso do habitat: (1) a espécie pode utilizar uma grande variedade de presas através dos habitats e (2) uma alta produtividade na estação reprodutiva pode forçar indivíduos a utilizarem habitats sub-ótimos (Rappole 1996). As

duas situações podem estar ocorrendo para *P. ventralis* em áreas de plantios comerciais, onde a espécie pode se beneficiar de uma grande quantidade de presas por ser um generalista que o possibilita ocupar um ambiente que apresenta recursos em quantidades mais baixas, porém com poucos competidores.

Comparando florestas nativas a plantios se constata que a monocultura é estruturalmente mais simples em relação à diversidade estrutural do habitat (Adamik et al. 2003). Restrições impostas pela estrutura da vegetação e pelos tipos e abundância das presas determinam as oportunidades de forrageamento disponíveis. Tais parâmetros podem afetar as características de forrageio de aves que podem explorar com sucesso um habitat particular (Robinson e Holmes 1982). Logo, *P. ventralis*, que ocorre no estrato médio/alto de florestas, demonstrou sua capacidade de adaptação a habitats com diversas estruturas e a plasticidade de seu comportamento de forrageio possibilitou a ocupação de plantios comerciais. Um dos modos de alterar a sua maneira de capturar o alimento foi modificando a altura do forrageio. Este fato pode ser facilitado para uma espécie que ocorre no estrato médio, uma vez que espécies de aves que ocupam o estrato médio de florestas forrageiam em uma maior gama de alturas do que as espécies que forrageiam no sub-bosque ou dossel (Walther 2002). Outra forma de alteração foi em relação à diferença do substrato utilizado em plantios sem sub-bosque e os demais tratamentos. Espécies que capturam presas a partir de manobras aéreas tendem a ser mais oportunistas quando existe a possibilidade de diferentes oportunidades de forrageio do que aves que não capturam presas deste modo (Maurer e Whitmore 1981). Assim, sugere-se que a possibilidade de capturar presas em diferentes substratos encontrados nos tratamentos

estudados foi possível graças à plasticidade e a alterações na frequência de utilização das manobras por *P. ventralis*.

Este trabalho demonstrou que houve alteração no comportamento de forrageio de *P. ventralis* entre os tratamentos amostrados. Importante foi a modificação no comportamento de *P. ventralis* entre plantios de diferentes espécies, sendo uma nativa e outra exótica, porém quando se compara o forrageio desta aves entre AP e NF houve pouca alteração do comportamento. Desta maneira, fica ressaltada a importância da utilização de espécies nativas para sistemas de silvicultura que possibilitem um menor impacto sobre a fauna local. Isto pode ser comprovado em estudos relacionados a assembléia de aves (Mendonça-Lima e Hartz em prep., Volpato et al. 2010, Zurita et al. 2010). O sub-bosque nos plantios exóticos proporcionou a manutenção da utilização do mesmo substrato durante o forrageio de *P. ventralis* e acarretou modificações relacionadas à altura, angulo e frequência de utilização de manobras de ataque a presas durante o forrageio quando compara-se PS com OP e MP.

Os dados sobre o forrageamento em PS e OP indicam que *P. ventralis* pode ocorrer nos plantios pela possibilidade de encontrar presas disponíveis e não por apresentar preferência por *P. elliottii*, embora as características desta árvore, que é dominante nestes plantios, tenham um importante papel em determinar quais espécies de aves que ocorrerão neste tipo de habitat (Greenberg e Bichie 2005). Áreas de plantios comerciais tem aumentado cada vez mais, por esta razão torna-se cada vez mais necessário estudar as implicações e relações deste sistema sobre os animais que o utilizam e propor meios de manejo que possam mitigar possíveis efeitos negativos sobre a fauna. Salienta-se, desta maneira, a importância do sub-bosque e de uma espécie nativa

A. angustifolia utilizada em plantios comerciais e que podem ser, se manejados adequadamente, uma importante alternativa comercial e de conservação para áreas de silvicultura.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisa de SMH e a CAPES pela bolsa de doutorado de AML. Ao apoio logístico da Fazenda Florestal Gaetados, nas pessoas de Valdir Dhiel, Mário Dobner e Maite Ribeiro. A Andreas Kindel, Luiz dos Anjos e Paulo Zuquim de Tarso Antas pela leitura crítica e sugestões para o manuscrito.

Referências

- Adamík, P., Kornan, M. e Vojtek, J. 2003. The effect of habitat structure on guild patterns and the foraging strategies of insectivorous birds in forests. - *Biologia* 58: 275-285.
- Altmann, J. 1974. Observation study of behavior: sampling, methods. – *Behaviour* 49: 227-267.
- Alves, M. A. S. e Duarte, M. F. 1996. Táticas de forrageamento de *Conopophaga melanops* (Passeriformes: Formicariidae) na área de Mata Atlântica de Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro. - *Ararajuba* 4: 110-112.
- Belton, W. 1985. Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 2. Formicariidae through Corvidae. - *Bulletin of the American Museum of Natural History* 180: 1-242.

- Casenave, J. L., Cueto, V. R. e Marone, L. 2008. Seasonal dynamics of guild structure in a bird assemblage of the central Monte desert. - *Basic and Applied Ecology* 9: 78-90.
- Cody, M. L. 2000. Antbirds guilds in the lowland Caribbean Rainforest of southeast Nicaragua. - *Condor* 102: 784-794.
- Del Hoyo, J., Elliott, A. e Christie, D. A. 2004. Handbook of the birds of the world. Vol. 9. - Lynx Edicions.
- Dietsch, T. V., Perfecto, I. e Greenberg, R. 2007 Avian foraging behavior in two different types of coffee agroecosystem in Chiapas, Mexico. - *Biotropica* 39: 232-240.
- Fitzpatrick, J. W. 1980. Foraging Behavior of Neotropical Tyrant Flycatchers. - *Condor* 82: 43-57.
- Formento, S., Schorn, L. A., Ramos, R. A. B. 2004. Dinâmica estrutural arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista em Campo Belo do Sul, SC. - *Cerne* 10, 196-212.
- Forstmeier, W. e Keßler, A. 2001. Morphology and foraging behavior of siberian *Phylloscopus* warblers. - *Journal of Avian Biology* 32: 127-138.
- Franzeb, K. E. 1978. Tree species used by birds in logged and unlogged Mixed-coniferous Forests. - *Willson Bulletin* 90: 221-238.
- Franzeb, K. E. 1983. A comparison of avian foraging behavior in unlogged and logged Mixed-coniferous Forest. - *Willson Bulletin* 96: 60-76.
- Gabriel, V. A. e Pizo, M. A. 2005. Foraging behavior of tyrant flycatchers (Aves, Tyrannidae) Brazil. - *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 1072-1077.
- Greenberg, R. e Bichier, P. 2005. Determinants of tree species preference of birds in Oak-Acacia woodlands of Central America. - *Journal of Tropical Ecology* 21: 57-66.

- Grubb, T. C. 1979. Factors controlling foraging strategies of insectivorous birds. - In: Dickson, J. G., Connor, R. N., Fleet, R. R., Jackson, J. A., Kroll, J. C. (eds.), The role of insectivorous birds in forest ecosystems. Academic Press, pp. 119-135.
- Holmes, R. T. e Recher, H. F. 1986. Search tactics of insectivorous birds foraging in an Australian eucalypt forest. - *Auk* 103:515-530.
- Holmes, R. T. e Robinson, S. K. 1981. Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a northern Hardwoods Forest. - *Oecologia* 48: 31-35.
- Holmes, R. T. e Robinson, S. K. 1988. Spatial patterns, foraging tactics, and diets of ground-foraging birds in a northern Hardwoods Forest. - *Wilson Bulletin* 100: 377-394.
- Holt, R. D. e Krimbell, T. 2007. Foraging and population dynamics. - In: Stephens, D. W., Brown, J. S. e Ydenberg, R. C. (eds.), *Foraging: Behavior and Ecology*. The Chicago University Press, pp. 365-396.
- Hutto, R. L. 1981. Seasonal variation in foraging behavior of some migratory western wood warblers. - *Auk* 98: 765:777.
- IBGE, 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Série manuais técnicos em geociências. IBGE.
- Johnson, M. D. 2000. Evaluation of an arthropod sampling technique for measuring food availability for forest insectivorous birds. - *Journal of Field Ornithology* 71:88-109.
- Klein, R. M. 1978. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina: resenha descritiva da cobertura original. Herbário Barbosa Rodrigues.
- Klein, R. M. 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. - *Sellowia* 36: 5-54.

- Kotler, B. P. e Brown, J. S. 2007. Community ecology. - In: Stephens, D. W., Brown, J. S. e Ydenberg, R. C. (eds.), Foraging: behavior and ecology. The Chicago University Press, pp. 397-476.
- Kusch, J., Weber, C., Idelberger, S. e Koob, T. 2004. Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western european low mountain range forest. - *Folia Zoologica* 53: 113-128.
- Latta, S. C. e Wunderle, J. M., Jr. 1998. The assemblage of birds foraging in native west indian pine (*Pinus occidentalis*) forests of the Dominican Republic during the nonbreeding season. - *Biotropica* 30: 645-656.
- Lešo, P. e Kropil, R. 2007. A comparison of three different approaches for the classification of bird foraging guilds: an effect of leaf phenophase. - *Folia Zoologica* 56: 51-70.
- Lyons, J. E. 2005. Habitat-specific foraging of Prothonotary Warblers: deducing habitat quality. - *Condor* 107: 41-49.
- MacArthur, R. H. 1958. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. - *Ecology* 39: 599-619.
- MacArthur, R. H. e Pianka, E. R. 1966. On optimal use of a patchy environment. - *American Naturalist* 100: 603-609.
- Manly, B. F. J. 1991. Randomisation and Monte Carlo methods in biology. Chapman and Hall.
- Manly, B. F. J. 1994. Multivariate statistical methods. Chapman and Hall.
- Marini, M. Â. e Cavalcanti, R. B. 1993. Habitat and foraging substrate use of three *Basileuterus* warblers from central Brazil. - *Ornitologia Neotropical* 2: 69-76.

- Martin, T. E. e Karr, J. R.. 1990. Behavioral plasticity of foraging maneuvers of migratory Warblers: multiple selection periods for niches? - *Studies in Avian Biology* 13: 353-359.
- Maurer, B. A. e Whitmore, R. C. 1981 Foraging of five birds species in two forests with different vegetation structure. - *Wilson Bulletin* 93: 478-490.
- Mendonça-Lim, A., Hartz, S. M. e Kindel, A. 2004. Foraging behavior of the White-browed (*Basileuterus leucoblepharus*) and the Golden-crowned (*B. culicivorus*) Warblers in a Semidecidual Forest in Southern Brazil. - *Ornitologia Neotropical* 15: 05-15.
- Moermond, T. C. 1979. The influence of habitat structure on *Anolis* foraging behavior. - *Behaviour* 70: 147-167.
- Parrish, J. D. 1995. Effects of needle architecture on warbler habitat selection in a coastal Spruce Forest. - *Ecology* 76: 1813-1820.
- Paskowski, C. A. 1982. Vegetation, ground, and frugivorous foraging of the American Robin. - *Auk* 99: 701-709.
- Pillar, V. D. 2006. MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomizing testing and bootstrapping resampling, users guide v. 2. 4. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Disponível em:
<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/arquivos/Software/Multiv/MultivManual.pdf>
- Pillar, V. P. e Orlóci, L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. – *Journal of Vegetation Science* 7: 585–592.

- Pomara, L. Y., Cooper, R. J. e Petit, L. J. 2003. Mixed-species flocking and foraging behavior of four neotropical warblers in panamaian shade coffee fields and forests. - *Auk* 120: 1000-1012.
- Rabenold, K. N. 1980. The black-throated green warbler in Panama: geographic and seasonal comparison of foraging. - In: Keast, A. e Morton, E. S. (Eds.), *Migrant birds in the neotropics: ecology, behavior, distribution, and conservation*. Smithsonian Institution Press, pp. 297-307.
- Rambo, B. A., 1951. A imigração da selva higrófila no Rio Grande do Sul. - *Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"* 3: 55-91.
- Rappole, J. H. 1996. The importance of forest for the world's migratory bird species. - In: DeGraaf, R. M. e Miller, R. I. (Eds.), *Conservation of faunal diversity in forested landscapes*. Chapman and Hall, pp.389-406.
- Remsen, J. V.,jr., e Robinson, S. K. 1990. A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats. - *Studies in Avian Biology* 13: 144-160.
- Ridgely, R. S. e Tudor, G. 2009. *Field guide to the songbirds of South America: the passerines*. University of Texas Press.
- Robinson, S. K. e Holmes, R. T. 1982. Foraging behavior of forest birds: the relationships among search tactics, diet, and habitat structure. - *Ecology* 63: 1918-1931.
- Robinson, S. K. e Holmes, R. T. 1984. Effects of plant species and foliage structure on the foraging behavior of forest birds. - *Auk* 101: 672-684.
- Rosário, L. A. M. 1996. *As aves em Santa Catarina: distribuição geográfica e meio ambiente FATMA*.

- Sabo, S. R. e Holmes, R. T. 1983. Foraging niches and the structure of forest bird communities in contrasting montane habitats. - *Condor* 85: 121-138.
- Santa Catarina. 1986. Atlas de Santa Catarina. GAPLAN/SUEGI.
- Sick, H. 1997. Ornitologia brasileira. Editora Nova Fronteira.
- Soares, E. S. e Anjos, L. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do Estado do Paraná, Brasil. - *Ornitologia Neotropical* 10: 61-68.
- Traylor, M. A., Jr. e Fitzpatrick, J. W. 1982. A survey of the tyrant flycatchers. - *Living Bird* 19: 07-45.
- Volpato, G. H. e Anjos, L. 2001. Análise das estratégias de forrageamento das aves que se alimentam no solo na Universidade Estadual de Londrina, Estado do Paraná. - *Ararajuba* 9: 95-99.
- Volpato, G. H., Prado, V. M. e Anjos, L. 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. - *Forest Ecology and Management* 260: 1156-1163.
- Walther, B. A. 2002. Grounded ground birds and surfing canopy birds: variation of foraging stratum breadth observed in neotropical forest birds and tested with simulation models using boundary constraints. - *Auk* 119: 658-675.
- Whelan, C. J. 2001. Foliage structure influences foraging of insectivorous forest birds: an experimental study. - *Ecology* 82: 219-231.
- Whittaker, A. 1998. Observation on the behavior, vocalizations and distribution of the Glossy-backed Becard (*Pachyramphus surinamus*), a poorly-known canopy inhabitant of Amazonian rainforest. - *Ararajuba* 6: 37-41.

Willis, E. 1960. A study of the foraging behavior of two species of ant-tanagers. - *Auk* 77: 150-170.

Wunderle, J. M., Jr. e Latta, S. C. 1998. Avian resource use in Dominican Shade Coffee Plantations. - *Wilson Bulletin* 110: 271-281.

Zurita, G. A., Rey, N., Varela, D. M., Villagra, M. e Bellocq, M. I., 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. - *Forest Ecology and Management* 235: 164-173.

Figura 1. Distribuição das frequências das classes de altura onde ocorreu a manobra de ataque a presas de *Phylloscartes ventralis* em floresta nativa e áreas de silvicultura.

Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7 anos), H1 (classe 0 – 2 m), H2 (classe 2 – 4 m), H3 (classe 4 – 6 m), H4 (classe 6 – 8 m), H5 (classe 8 – 10 m), H6 (classe 10 – 12 m), H7 (12 – 14 m), H8 (classe 14 – 16 m), H9 (classe 16 – 18 m), H10 (classe 18 – 20 m), H11 (classe 20 – 22 m), H12 (classe 22 – 24 m).

Figura 1.

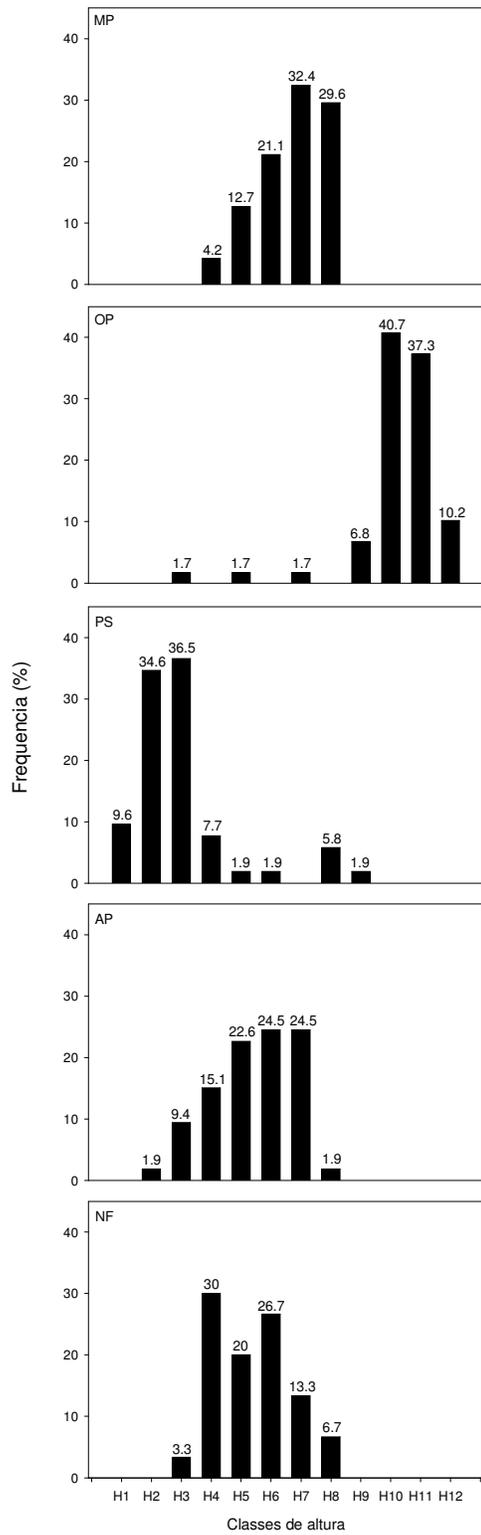


Figura 2. Distribuição das frequências das manobras de ataque a presas em floresta nativa e áreas de silvicultura. Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7 anos), Le (leap), Lu (lunge), Ro (reach-out), Sh (sally-hover), Sp (sally-pounce), Ss (sally-strike), St (sally-stall).

Figura 2.

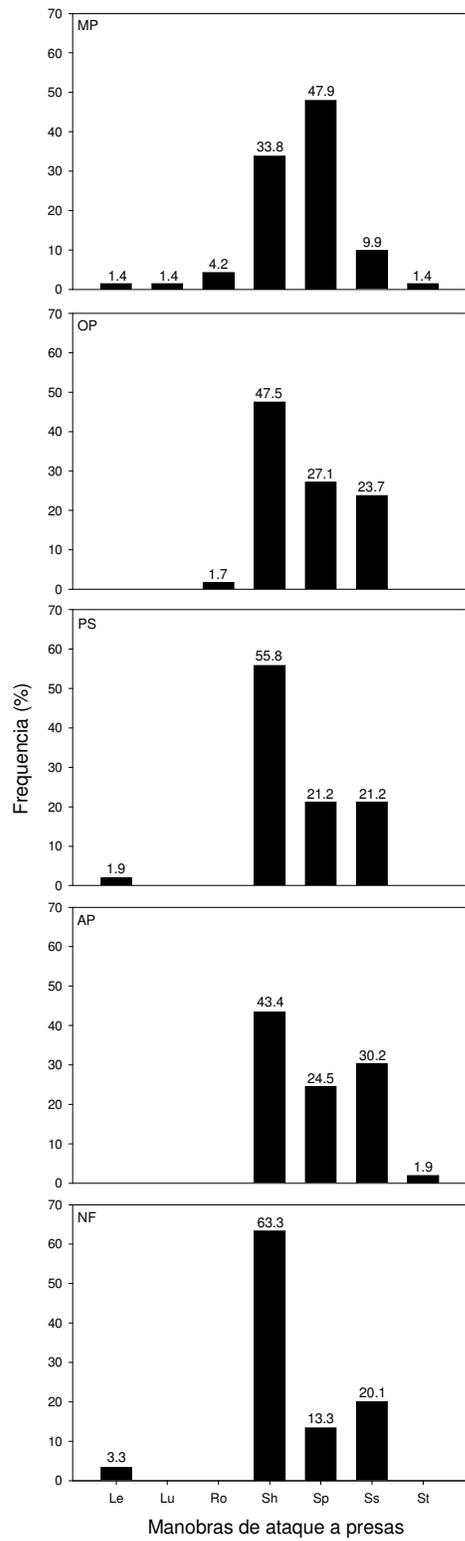


Figura 3. Distribuição das frequências dos substratos utilizados durante o forrageio em floresta nativa e áreas de silvicultura. Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7 anos), Av (acícula verde), As (acícula seca), Fv (folha verde), Fs (folha seca), R1 (ramos < 1 cm), R2 (5 cm > ramos > 1 cm), Ar.

Figura 3.

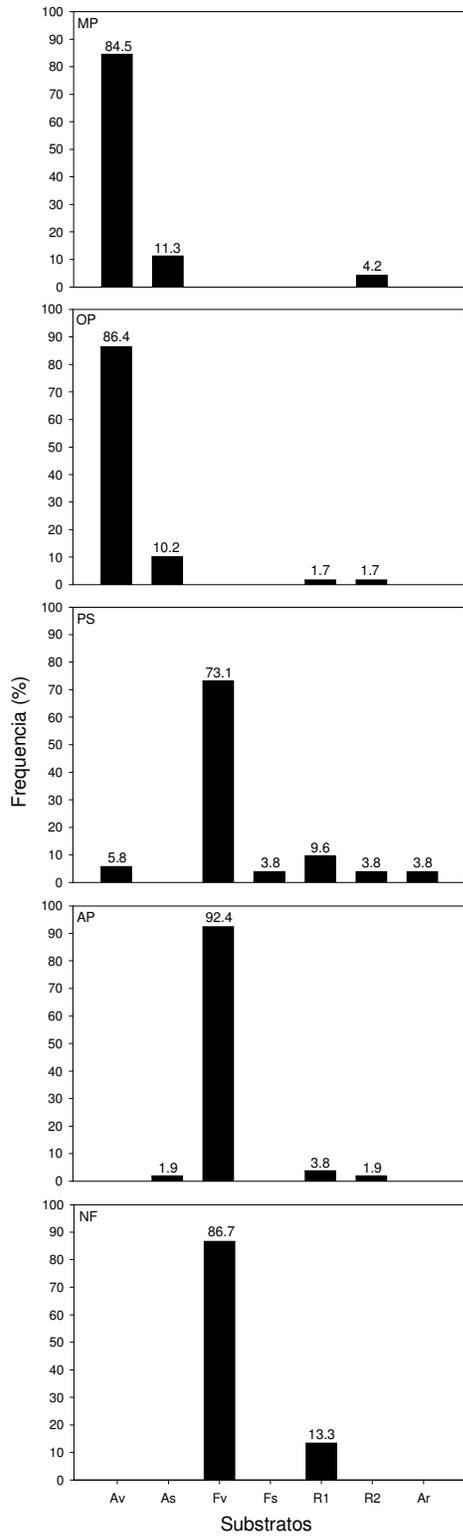


Figura 4. Distribuição das frequências dos ângulos dos substratos utilizados durante o forrageio em floresta nativa e áreas de silvicultura. Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7 anos).

Figura 4.

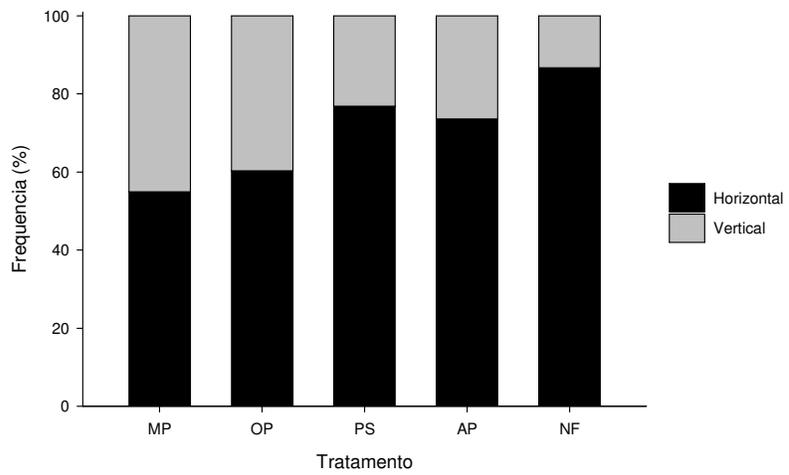


Figura 5. Distribuição das frequências das posições onde ocorreram os ataques a presas durante o forrageio em floresta nativa e áreas de silvicultura. Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliottii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliottii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliottii* sem sub-bosque e 7 anos).

Figura 5.

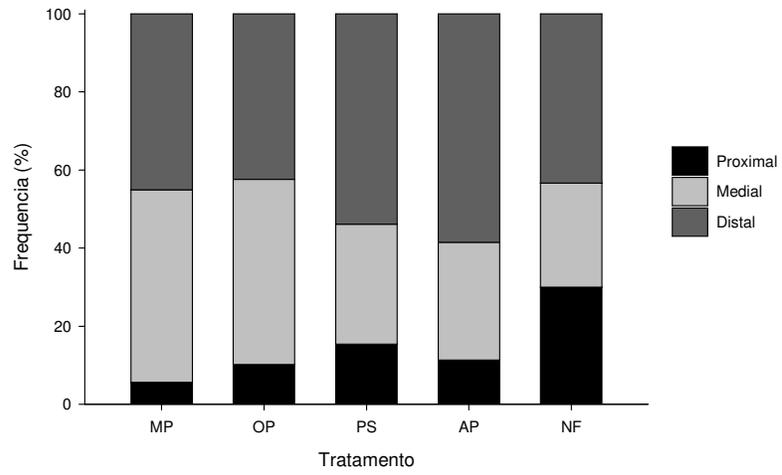
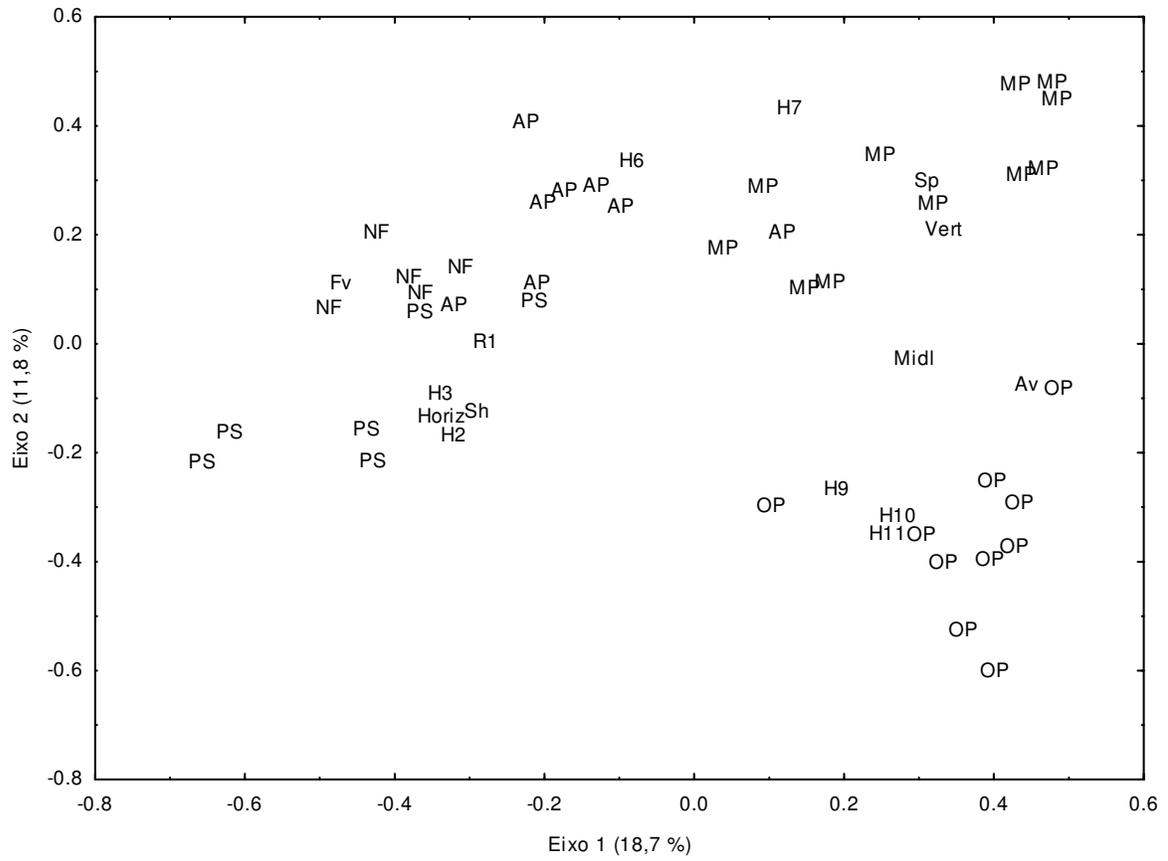


Figura 6. Diagrama de ordenação para os escores de ordenação (PCA) das unidades amostrais e as variáveis medidas para *P. ventralis* em plantios de *P. elliotii*, *A. angustifolia* e floresta nativa. As variáveis representadas no diagrama apresentam correlação superior a 0.5 com os eixos 1 e 2. Legenda: NF (floresta nativa com mãos de 40 anos), AP (plantios antigos de *Araucaria angustifolia* com sub-bosque e 30 anos), PS (plantios de antigos *Pinus elliotii* com sub-bosque e 27 anos), OP (plantios antigos de *P. elliotii* sem sub-bosque e 25 anos), MP (plantios de meia idade de *P. elliotii* sem sub-bosque e 7 anos), H2 (classe de altura 2 – 4 m), H3 (classe de altura 4 – 6 m), H6 (classe de altura 10 – 12 m), H7 (classe de altura 12 – 14 m), H9 (classe de altura 16 – 18 m), H10 (classe 18 – 20 m), H11 (classe 20 – 22 m), Sh (sally-hover), Sp (sally-pounce), Av (acícula verde), Fv (folha verde), R1 (ramos < 1 cm), Horiz (substrato horizontal), Vert (substrato vertical), Midl (posição da manobra de forrageio central em relação ao eixo da árvore).

Figura 6.



Capítulo 6. Considerações finais

Os resultados obtidos quanto aos padrões de riqueza e densidade verificados tanto para a vegetação quanto para a avifauna foram similares. Todavia, deve-se salientar que no capítulo 3 não foram considerados os tratamentos sem sub-bosque nas análises. Assim, registra-se que a riqueza rarefeita da vegetação lenhosa do sub-bosque de plantios e mata nativa não apresentou diferenças. Logo, estes ambientes foram considerados estruturalmente mais complexos. Isto pode ser visualizado na ordenação do capítulo 4, onde os três tratamentos com sub-bosque (PS, AP e NF) encontram-se muito próximos e distantes dos tratamentos sem sub-bosque (MP e OP). Com relação a densidade da vegetação lenhosa ocorreu uma maior incidência de espécies com diásporos caracterizados pela zoocoria em plantios de *P. elliotii* com sub-bosque. Isto indica a importância de espécies de animais frugívoros para a dispersão de diásporos em plantios comerciais exóticos. A densidade da avifauna foi influenciada pelos parâmetros de estrutura da vegetação entre os tratamentos com e sem sub-bosque. Assim, o padrão de que ambientes que apresentam maior complexidade estrutural possibilitam um número mais elevado de espécies e indivíduos (MacArthur e MacArthur 1961; Willson 1974) foi detectado para a avifauna.

A composição das espécies que ocorreram nos tratamentos amostrados, tanto para as plantas lenhosas que colonizam os plantios quanto para a avifauna, se mostrou diferente. Todavia, em ambos os casos a distribuição das espécies demonstrou ser aninhada, ou seja, as assembleias de aves encontradas nos plantios são sub-grupos da assembleia observada em ambiente florestal nativo. Este padrão de sub-grupos aninhados de espécies pode ser gerado por gradientes ambientais e ecológicos, tais como qualidade de habitat,

que causam seqüências ordenadas de extinção e colonização de espécies (Ulrich 2009). Obviamente que em plantios sem sub-bosque há um “empobrecimento” de espécies que ocorrem em ambiente florestal nativo e, deste modo, maior número de colonizadores de outros tipos de ambiente (*e. g. Troglodytes musculus e Zonotrichia capensis*). Logo, as áreas de silvicultura tornam, em fases iniciais, o ambiente indisponível para espécies florestais. Com o passar do tempo estas áreas possibilitam que algumas poucas espécies retornem e se houver possibilidade de formação de sub-bosque um maior número de aves se beneficiam deste novo ambiente. Sugere-se, em estudos posteriores, avaliar a modificação da assembléia em diferentes fases do plantio, desde o início até a fase de corte final.

A comparação entre plantios com e sem sub-bosque deixa clara a importância deste componente para o estabelecimento de uma melhor qualidade ambiental para a avifauna que ocorre nos plantios. Nos capítulos 4 e 5 fica demonstrado, a partir das ordenações, a proximidade das áreas com sub-bosque com a floresta nativa, tanto para os parâmetros da comunidade quanto no comportamento de forrageio de *Phylloscartes ventralis*. A ocorrência deste estrato possibilitou a manutenção de maiores valores de densidade e índices de riqueza e diversidade de aves. Para os plantios a idade não foi um atributo importante como a presença do sub-bosque para os parâmetros relacionados a assembléia de aves, conforme demonstrado no capítulo 4. Também, foi possível constatar que em termos comportamentais as áreas com sub-bosque estiveram mais próximas da floresta nativa do que das sem sub-bosque. Os dados sobre o forrageamento em PS e OP indicam que *P. ventralis* pode ocorrer nos plantios pela possibilidade de encontrar presas disponíveis e não por apresentar preferência *P. elliotii*, embora as características desta

árvore, que é dominante nestes plantios, tenham um importante papel em determinar quais espécies de aves que ocorrerão neste tipo de habitat (Greenberg e Bichie 2005). Estes fatos significam muito em relação a aspectos voltados para a conservação de diversidade, uma vez que podem ser elaborados planejamentos e ações voltada a manutenção do sub-bosque em plantios comerciais.

Um fato relevante foi a utilização de *Araucaria angustifolia*, uma espécie nativa, em um sistema de silvicultura comercial. Os plantios com *A. angustifolia*, por exemplo, apresentaram valores mais elevados de riqueza de aves, diversidade de aves e maior densidade total por área de vegetação arbórea quando comparados aos plantios de *P. elliotii*, além de sempre se apresentarem junto das florestas nativas nas ordenações dos capítulos 3, 4 e 5. Destaca-se, contudo, que não houve diferença em relação a riqueza de espécies lenhosas no sub-bosque de plantios de *P. elliotii* e de *A. angustifolia*, contudo a composição de espécies que ocorreu em cada plantio demonstrou ser diferente. Este fato pode ser determinante para a ocorrência de determinadas espécies, visto que algumas aves podem apresentar preferências quanto a utilização de espécies de plantas (Gabbe *et al.* 2002; Cabanne *et al.* 2007; Hasui *et al.* 2007). Quando observamos as ordenações dos capítulos 3, 4 e 5 podemos constatar que os plantios de *A. angustifolia* encontram-se próximos aos ambientes de floresta nativa. Desta maneira, plantios de espécies nativas, se bem manejados, podem desempenhar um papel importante na manutenção de diversidade local e regional.

A expansão de áreas com silvicultura é uma realidade na América do Sul e existe a necessidade de estudar os efeitos que esta atividade tem sobre a fauna e flora locais. Porém, poucos estudos estão sendo realizados em áreas de plantios comerciais.

Geralmente os estudos são efetuados junto a plantios situados no interior de Unidades de Conservação (Fonseca et al., 2009; Volpato et al. 2010) que apresentam um sistema de manejo diferente do tradicional, onde se mantém o sub-bosque e o ciclo de corte é mais prolongado. Outro fator importante é que os estudos são, em sua grande maioria, de curta duração e, muitas vezes, não acompanham um ciclo inteiro do manejo de uma área de silvicultura. Para plantios de *Eucalyptus* spp. existe estudo de monitoramento da avifauna de vários anos em áreas do norte do Espírito Santo ao sul da Bahia e no Rio Grande do Sul (Antas 2003), porém para *Pinus* spp. que possui um ciclo mais longo não existem trabalhos que monitorem os efeitos causados pelo plantio e as ações de manejo sobre a fauna e a flora. A partir do presente estudo podemos constatar a influência negativa de um plantio convencional, sem sub-bosque, frente a um plantio que mantém a presença de sub-bosque e consegue manter parte da diversidade de aves e possibilita menores diferenças quanto ao comportamento de forrageio de uma espécie insetívora. Este fato pode ser visualizado nas ordenações, do capítulo 4 e 5, onde as áreas de *P. elliottii* com sub-bosque situam-se mais próximas a floresta nativa do que aos plantios sem sub-bosque. Também, houve a possibilidade de contrapor plantios de espécies diferentes, uma nativa e outra exótica com presença de sub-bosque, e nota-se que algumas diferenças sutis puderam ser evidenciadas. Destaca-se que plantios sem sub-bosque podem servir para conectar fragmentos para as espécies que utilizam o dossel (Antas, 2003). Porém os plantios com sub-bosque podem funcionar como corredores de ligação (Fonseca et al., 2009; Volpato et al., 2010) entre florestas para um número maior de espécies de aves que utilizam diversos estratos, principalmente se o plantio é contíguo a duas manchas/fragmentos florestais.

Um aspecto importante que deve ser abordado em estudos posteriores é a necessidade de investigar quais atributos das espécies de aves (*e. g.* tamanho, peso, comprimento de bico, cauda, tipo de ninho) estariam sendo selecionados para a ocorrência em áreas de plantios comerciais. As áreas plantadas poderiam estar efetuando um papel de filtro ambiental, uma vez que determinadas espécies não estariam aptas a utilizá-las por não apresentarem determinadas características. Um estudo com este enfoque seria importante para estabelecer o tipo de relação entre aspectos funcionais da fauna associada a este tipo de sistema. Os resultados de um estudo com este enfoque poderiam ser aproveitados para estabelecer planos e diretrizes de manejo em áreas de silvicultura que visem manutenção de riqueza de espécies.

Para finalizar, não podemos dizer que plantios exóticos são “desertos verdes”, pois se houver manejo adequado, com preservação do sub-bosque, podem ser um reduto que mantém considerável diversidade de espécies, tanto de animais quanto de vegetação nativa. O plantio em forma de mosaico, com talhões apresentando diferentes idades e com a manutenção de áreas de preservação permanente podem ser formas efetivas de mitigar a perda de diversidade biológica em regiões que apresentam como parte de sua economia a silvicultura.

Referências

- Antas, P. Z. T. 2003. Aves como bioindicadores de qualidade ambiental: aplicação em áreas de plantio de eucalipto. Espírito Santo, Gráfica Santonio.
- Cabanne, G. S.; G. A. Zurita; S. H. Seipke e M. I. Bellocq. 2007. Range expansion, density and conservation of the Araucaria Tit-spinetail *Leptasthenura setaria*

- (Furnariidae) in Argentina: the role of araucaria *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) plantations. *Bird Conservation International* 17: 341-349.
- Gabbe, A. P.; S. K. Robinson e J. D. Brawn. 2002. Tree-species preferences of foraging insectivorous birds: implications for floodplain forest restoration. *Conservation Biology* 16: 462-470.
- Greenberg, R. e Bichie, P. 2005. Determinants of tree species preference of birds in Oak-Acacia woodlands of Central America. *Journal of Tropical Ecology* 21: 57-66.
- Hasui, E.; V. S. M. Gomes e W. R. Silva. 2007. Effects of vegetation traits on habitat preferences of frugivorous birds in Atlantic Rain Forest. *Biotropica* 39: 502-509.
- MacArthur, R. H. e J. W. MacArthur. 1961. On birds species diversity. *Ecology* 42, 594-598.
- Ulrich, W. 2009. Nestedness analysis as a tool to identify ecological gradients. *Ecological Questions* 11: 27-34.
- Willson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55: 1017-1029.