

GISELE FRANCIOLI SIMIONI

**BIODIVERSIDADE DE AVES: A IMPORTÂNCIA DO
COMPONENTE ARBÓREO EM SISTEMAS PASTORIS**

Tese submetida como requisito final
para a obtenção do grau de Doutora em
Agroecossistemas pelo Programa de
Pós-Graduação em Agroecossistemas
da Universidade Federal de Santa
Catarina.

Orientador: Abdon Luiz Schmitt Filho
Coorientadores: Alfredo Celso Fantini
Fernando Joner
Benedito Côrtes Lopes

FLORIANÓPOLIS
2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

SIMIONI, GISELE

Biodiversidade de aves: a importância do
componente arbóreo em sistemas pastoris / GISELE
SIMIONI ; orientador, Abdon Luiz Schmitt Filho,
coorientador, Fernando Joner, coorientador, Alfredo
Celso Fantini, 2019.

137 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de
Pós-Graduação em Agroecossistemas, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Agroecossistemas. 2. Bioacústica de aves. 3.
Sistemas Silvopastoris com Núcleos. 4. Restauração
da paisagem agrícola. 5. Agroecossistemas. I.
Schmitt Filho, Abdon Luiz . II. Joner, Fernando.
III. Fantini, Alfredo Celso IV. Universidade
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação
em Agroecossistemas. V. Título.

GISELE FRANCIOLI SIMIONI

**BIODIVERSIDADE DE AVES: A IMPORTÂNCIA DO
COMPONENTE ARBÓREO EM SISTEMAS PASTORIS**

Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do Título de “Doutora em Agroecossistemas” e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas da Universidade Federal de Santa Catarina.

Florianópolis, 24 de abril de 2019.

Prof. Arcângelo Loss, Dr. (Coordenador do Curso)

Banca Examinadora:

Prof. Abdon Luiz S, Dr. (Orientador)
CCA/UFSC

Prof. Arcângelo Loss, Dr.
CCA/UFSC

Dr^a. Marcia Regina Fanta
CCA/UFSC

Prof. Guilherme R. Rocha Brito, Dr.
CCB/UFSC

Juliano Zago da Silva, Dr.

AGRADECIMENTOS

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

- Ao Prof. Dr. Abdon Luiz Schimitt Filho, por esse caminho de orientação nesses 3 anos. Obrigada pelos seus ensinamentos, estímulos e conselhos;
- Ao Prof. Dr. Alfredo Celso Fantini que me orientou no primeiro ano do doutorado e continuou com esse papel por um tempo e depois me coorientou. Seu aceite e comprometimento foram essenciais para meu processo de crescimento e desenvolvimento dentro e fora do programa;
- Ao Prof. Ms. Alexandre Paulo Teixeira Moreira, que me adotou no LABAC (Laboratório de Bioacústica), pelo apoio, ensinamentos e conselhos. Agradeço por ter me ensinado sobre Bioacústica, sobre as aves, pelas longas tardes de ajuda na identificação das espécies, pelas ideias e desenho da pesquisa;
- Ao Prof. Dr. Benedito Cortês Lopes por ter me coorientado no projeto e nas coletas quando ainda tinha o sonho de trabalhar com formigas, aves e modelagem durante o doutorado. Foi pouco tempo de coorientação, mas aprendi coisas importantes sobre as formigas;
- Ao Prof. Dr. Fernando Joner por ter composto a banca de defesa do projeto e de qualificação e depois por ter aceitado o convite de ser meu coorientador. Sua ajuda foi primordial e essencial para meu crescimento acadêmico, bom desenvolvimento e conclusão da tese;
- À Marlene e depois Fabiana, pelo apoio fundamental em todas as questões burocráticas que envolvem a universidade e o programa de Pós-Graduação;
- A todos os professores do programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas e Ecologia pelas discussões e ensinamentos nas disciplinas que cursei;
- Ao professor Joshua Farley (Universidade de Vermont - UVM) e sua família, que me acolheram durante o estágio sanduíche nos Estados Unidos e pela confiança, apoio e oportunidade durante este momento;
- Ao GUND Institute da UVM que me acolheu, apoiou, contribuiu com seus profissionais na discussão e melhoria do meu trabalho;
- Aos membros da banca de qualificação e projeto: Ilyas Siddique, Vitor Piacentini, Malva Medina e Fernando Joner que suscitaram questões importantes contribuindo para a melhoria do trabalho;
- Ao Dr. Mauricy Souza que contribuiu inúmeras vezes comigo e nunca mediu esforços para ir até o LABAC me ajudar na identificação das espécies das aves ou mesmo quando eu estava no sanduíche nos EUA

fazia as identificações por meio dos áudios que eu enviava. Gratidão enorme!

- Às famílias de Biguaçu do projeto Roça de Toco por terem me acolhido no primeiro ano do doutorado, por terem me ajudado nas coletas de dados, nas medições das roças. Gratidão pela linda ajuda e contribuição de vocês para meu crescimento enquanto estudante e ser humano; por me apresentarem à cultura sulista, açoriana, às paisagens montanhosas da Mata Atlântica, às novas paisagens agrícolas e modelos diferenciais de vida no campo. Era sofrido pra menina de Rondônia, onde tudo é plano, subir aquelas montanhas para chegarmos às roças, mas a visão da paisagem no topo do morro era a minha recompensa pela árdua subida;

- As pessoas e instituições que foram importantes nesse primeiro ano de coleta de dados em Biguaçu: Reney Dorow da EPAGRI (obrigada pelas caronas para as reuniões e pelas ótimas conversas, incentivo e conselhos); Cintia Uller Gomez (FATMA), Andrés Villazón (UFSC);

- Ao André de Almeida Silva pela ajuda em grande parte das minhas coletas de dados em campo, leitura dos meus trabalhos e trocas de ideia;

- A todas as famílias de produtores e produtoras rurais em Santa Rosa de Lima e Imaruí que me acolheram, ajudaram e permitiram instalar os gravadores e as armadilhas de formigas em suas propriedades para coleta dos dados;

- Ao bolsista do projeto do LASSre em Santa Rosa de Lima “Tilico” que me ajudou nas coletas de dados, me apresentou às famílias e me acolheu em sua casa e propriedade durante minhas idas à campo;

- Ao meu laboratório de Sistema Silvipastoril e Restauração Ecológica (LASSre) pelo apoio, ensinamentos, parceria e discussões sobre nossos trabalhos em campo e escrito;

- Aos colegas do meu primeiro laboratório no doutorado LEMEF (Laboratório de Ecologia e Manejo de Florestas): Daisy, Geferson e Mariane;

- Ao Laboratório de Sementes na pessoa da professora Roberta Guedes e do técnico do laboratório Luiz e Jean que me acolheram nos últimos dois anos do doutorado com apoio estrutural, organizacional e emocional;

- Aos colegas do Laboratório de Sementes, que assim como eu, eram agregados (Renata, Álvaro, Diego, Marinice, Edyane);

- Aos colegas que fiz no LaBaC (Tomás, Daniel, Andrei, Gabriela e Daniel 2) que me ajudaram na identificação das espécies e de pontos falhos nas minhas apresentações e trabalho;

- Aos colegas e amig@s que surgiram durante o doutorado em Florianópolis, em especial Marinice Teleginski, Bianca Piccoli, Diego

Santos, Daisy Zambiasi, Vivian Valença, Priscilas (do doutorado e mestrado);

- A nossa turminha do forró: Marinice, Jean, Anne, Diego e Álvaro. Nossas saídas foram essenciais para esquecer o estresse dos últimos tempos do doutorado;

- Aos amigos super especiais que me acompanharam, mesmo de longe ou às vezes mais próximos, nessa realização do meu grande sonho de fazer o doutorado: Marcia Selvatici (minha terapeuta floral), Carlas Domiciano (minha psicóloga), Nohelene Thandara, Bianca Piccoli (minha confidente e interpretadora de sonhos), Alexandre Mendonça (meu terapeuta homeopata);

- A minha família, especialmente minha mãe e irmã que me acompanharam e me deram apoio desde o início dessa aventura e depois vieram morar em Florianópolis para aliviar o peso da saudade;

- Ao projeto Amanhecer do Hospital Universitário da UFSC e a todos os profissionais voluntários que dedicaram suas vidas no apoio e ajuda de muitos acadêmicos que, como eu, precisaram de apoio psicológico para superar essa fase do doutorado, os traumas vividos e se reencontrar na vida;

- À turma 2018/2 e profissionais das aulas de forró da UFSC. Minhas terças e quintas à noite eram sagradas para este momento tão especial de soltar o corpo e a mente;

- À CAPES pelo financiamento da minha bolsa estudantil durante o doutorado e estágio sanduíche nos EUA;

- Ao restaurante universitário do CCA e da Trindade que sempre preparam comidas saborosas para saciar nossa fome;

- A todos e todas que por ventura eu tenha esquecido e que direta ou indiretamente torceram por mim na conquista desse grande sonho...

Gratidão, IMENSA!

SABIÁ LARANJEIRA

Ouvi o teu cantar bem perto
Eu saí te procurando
Mas a noite foi chegando
Me perdi no deserto
Ao cair da tardinha
Quando vinhas me saudar
Bem baixo da laranjeira
Eu deitada numa esteira
Ouvia seu cantar ...[...]

Meu sabiá laranjeira, já desponta a madrugada.
Desabrocha a linda rosa sobre a campina orvalhada.
Erga-te meu passarinho do seu pequenino ninho,
Vem saudar a alvorada.

Patrício Teixeira



RESUMO

A contribuição potencial das paisagens agrícolas para a conservação da biodiversidade é grosseiramente negligenciada. As características das matrizes que envolvem os fragmentos são especialmente importantes para as comunidades de animais retidas em fragmentos isolados. Desse modo, tomando a avifauna como representante da biodiversidade presente nestas paisagens, este estudo teve por objetivo: 1) caracterizar a variação da riqueza e composição de aves entre áreas pastoris e em remanescentes florestais adjacentes, avaliando o impacto desta mudança de uso na diversidade de espécies; 2) avaliar a aplicabilidade do monitoramento acústico passivo (MAP); 3) avaliar a riqueza e composição da comunidade de aves associada aos Sistemas Silvipastoris com Núcleos (SSPnúcleos) para determinar se eles funcionam efetivamente como habitats alternativos e trampolins ecológicos; 4) discutir a importância da ocorrência de árvores no meio da pastagem para o incremento da biodiversidade e melhoria na estrutura da paisagem. Os estudos foram conduzidos durante a primavera e verão de 2016 e 2017, nos municípios de Santa Rosa de Lima e Imarú em Santa Catarina, Brasil. A coleta de dados foi realizada a partir da instalação de gravadores em quatro habitats distintos: interior e borda da floresta, SSPnúcleos e pastagem sem árvores. Para alcançar o primeiro e segundo objetivo, foram realizadas 64 amostragens, totalizando 1.600 minutos de gravações, em dois habitats (interior da floresta e pastagem) em quatro propriedades nos dois municípios, onde se identificou 97 espécies de aves pertencentes a 44 famílias. O número de espécies encontradas nessa amostragem reflete as consequências da perda de habitat no Bioma Mata Atlântica. Neste estudo também foi discutido a metodologia do MAP para “avaliação rápida” da biodiversidade nas paisagens rurais do Bioma Mata Atlântica. As avaliações com MAP foram inequívocas para determinar o impacto das atividades agropecuárias sobre a biodiversidade de aves. Já nas amostragens que envolveram os objetivos 3 e 4 foram identificadas 108 espécies de aves em 2.400 min de gravações (200 min/habitat/propriedade) nos quatro habitats em três propriedades rurais em Santa Rosa de Lima. Foi observado diferença na riqueza de espécies entre os habitats, sendo que o número de espécies no interior da floresta foi maior do que o encontrado na pastagem. Entre os habitats SSPnúcleos e pastagem, borda e SSPnúcleos, interior e borda, não houve diferença significativa. Contudo, os resultados demonstraram que os SSPnúcleos podem acrescentar estrutura à paisagem, como poleiros e local para reprodução de aves, além de atuar como trampolins, facilitando o seu

deslocamento entre os fragmentos florestais. Os SSPnúcleos, ainda, demonstram que agregam qualidade à matriz florestal dentro da paisagem agrícola contribuindo para a conservação da biodiversidade de aves presentes na região.

Palavras-chave: Bioacústica de aves, Sistemas silvipastoris com núcleos, Restauração da paisagem agrícola.

ABSTRACT

The potential contribution of agricultural landscapes to biodiversity conservation is grossly neglected. The characteristics of the matrices surrounding the fragments are especially important for the animal communities retained in isolated fragments. Thus, taking avifauna as a representative of the biodiversity present in these landscapes, this thesis aimed to: 1) characterize the variation of the richness and composition of birds between pastoral areas and adjacent forest remnants, evaluating the impact of this change of use on the diversity of species; 2) evaluate the applicability of passive acoustic monitoring (MAP); 3) evaluate the richness and composition of the bird community associated with Silvopastoral Systems with Nuclei (SSPnuclei) to determine if they function effectively as alternative habitats and ecological stepping stones; 4) discuss the importance of the occurrence of trees in the middle of the pasture to increase biodiversity and improve the landscape structure. The studies were conducted during the spring and summer of 2016 and 2017, in the cities of Santa Rosa de Lima and Imaruá in Santa Catarina, Brazil. The data collection was done from the installation of recorders in four distinct habitats: forest and edge of the forest, SSPnuclei and pasture without trees. In order to reach the first and second objective, 64 samples were taken, totaling 1,600 minutes of recordings, in two habitats (forest and pasture) in four properties in both two cities, where 97 species of birds belonging to 44 families were identified. The number of species found in this sample reflects the consequences of habitat loss in the Atlantic Forest Biome. This study also discussed the MAP methodology for the "rapid assessment" of biodiversity in the rural landscapes of the Atlantic Forest Biome. Evaluations with MAP were unequivocal to determine the impact of farming activities on bird biodiversity. In the samplings involving objectives 3 and 4, 108 bird species were identified in 2,400 min of recordings (200 min / habitat / property) in four habitats on three rural properties in Santa Rosa de Lima. It was observed a difference in species richness among habitats, and the number of species in the forest was higher than that found in the pasture. Among SSPnuclei and pasture, edge and SSPnuclei, forest and edge habitats, there was no significant difference. However, the results showed that SSPnuclei can add structure to the landscape, such as perches and bird breeding sites, as well as act as stepping stones, facilitating their movement between the forest fragments. The SSPnuclei also demonstrate that they add quality to the forest matrix within the agricultural landscape contributing to the conservation of the biodiversity of birds present in the region.

Keywords: Bioacoustics of birds, Silvopastoral systems with nuclei, Agricultural landscape restoration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Métodos de implantação de sistemas silvipastoris.	28
Figura 2 - A) Imagem aérea dos núcleos distribuídos em alguns piquetes; B) Núcleo e gado à sombra.	30
Figura 3 - Gravador portátil autônomo modelo ARBIMON.....	35
Figura 4 - Tela de visualização do Audacity 2.2.2.....	37
Figura 5 - Mapa de localização das quatro propriedades rurais estudadas em Santa Catarina, Brasil.....	46
Figura 6 - Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas tracejadas) com 95 % de intervalo de confiança (área sombreada).	52
Figura 7 - Distribuição da riqueza de espécies encontrada em cada habitat dentro de cada propriedade rural durante as amostragens.....	53
Figura 8 - Frequência das 10 espécies de aves que tiveram maior ocorrência em cada habitat. A) Floresta; B) Pastagem.	54
Figura 9 - Mapa de localização das propriedades onde estão instalados os SSPnúcleos em Santa Rosa de Lima, Brasil.	64
Figura 10 - Curva de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas tracejadas) com 95 % de intervalo de confiança para os números de Hill $q = 0$, representando o número de espécies de aves nos quatro habitats gerais amostrados no Sul do Brasil. Os intervalos de confiança de 95 % (área sombreada colorida que acompanha as linhas) foram obtidos através do método bootstrap. As amostras de referência são indicadas pelos pontos sólidos coloridos.....	68
Figura 11 - Distribuição da riqueza de aves em cada habitat nas 3 propriedades rurais estudadas representada pela mediana e o primeiro e terceiro quartis.	69
Figura 12 - Frequência de ocorrência das 10 principais espécies em cada habitat. A) interior da floresta; B) borda da floresta; C) SSnúcleos; D) Pastagem.	70
Figura 13 - Diagrama de ordenação de PCoA baseada no número de ocorrências de 108 espécies de aves em três áreas de interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica, três bordas de fragmentos, 3 áreas de pastagens sem núcleos arbóreos e 3 áreas de pastagens com núcleos arbóreos. Estão representadas as espécies mais correlacionadas aos eixos e que apresentaram pelo menos dez ocorrências ao total.	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Lista das 28 espécies de aves registradas nos dois habitats estudados, frequência de ocorrência de cada espécie e seus respectivos locais de ocorrência (F- Floresta, B- Borda, AA – Área Aberta) conforme Sick (1997) e Sigrist (2006).	50
Tabela 2 - Riqueza total de espécies e a quantidade de espécies exclusivas registradas em cada habitat.	68

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ANOVA –	Análise de Variância
ARBIMON -	Rede de Monitoramento Remoto Automatizado de Biodiversidade
°C –	Graus Celsius
CBRO -	Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos
CCA –	Centro de Ciências Agrárias
CCB -	Centro de Ciências Biológicas
Cfa -	Classificação Climática
cm -	Centrímetros
DAP -	Diâmetro a altura do peito
dB -	Decibéis
ECZ –	Departamento de Ecologia e Zoologia
FAO –	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura)
Gb -	Gigabytes
h -	Hora
h/dia -	Hora/dia
ha -	Hectare
INPE -	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IUCN -	União Internacional para a Conservação da Natureza
kHz-	Quilohertz
Km ² -	Quilômetro quadrado
LaBaC -	Laboratório de Bioacústica
LASSre -	Laboratório de Sistema Silvopastoril e Restauração Ecológica
LG -	Life's Good
m -	Metro
min. -	Minutos
MMA -	Ministério do Meio Ambiente
PCoA -	Análise de Coordenadas Principais
SAFs -	Sistemas Agroflorestais
sp. -	Espécie
ssp. -	Espécies
SSPs -	Sistemas Silvopastoris
SSP -	Sistema Silvopastoril
SSPnúcleos -	Sistema Silvopastoril com núcleos
UFSC -	Universidade Federal de Santa Catarina
Un/hab -	Unidade por habitat

WASIS –
WAV –
de áudio)

Wildlife Animal Sound Identification System
WAVE form audio format (formato-padrão de arquivo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	19
1.1 OBJETIVOS	20
1.1.1 Objetivo geral.....	20
1.1.2 Objetivos Específicos	20
1.2 HIPÓTESES	21
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	23
2.1 Biodiversidade em Agroecossistemas.....	23
2.2 Agroflorestas.....	25
2.3 Sistemas Silvopastoris	27
2.4 Arranjos de SSP	28
2.4.1 Plantio em linha simples.....	28
2.4.2 Plantio em linha dupla.....	29
2.4.3 Plantio disperso.....	29
2.4.4 Plantio de bosquetes	29
2.4.5 Plantio ao longo das cercas	29
2.4.6 Regeneração natural.....	29
2.5 SSPnúcleos	30
2.6 Espécies bioindicadoras.....	31
2.7 Aves como bioindicadoras.....	32
2.8 Bioacústica e monitoramento acústico passivo.....	33
2.8.1 Unidades de Gravação Autônomas	35
2.8.2 Registro, visualização, identificação.....	35
2.9 Usos das gravações E benefícios da automatização.....	37
2.10 Aves nos agroecossistemas	38
3 CAPÍTULO I - VARIÇÃO DA RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE AVES EM ÁREAS PASTORIS E REMANESCENTES FLORESTAIS ADJACENTES.....	41
3.1 INTRODUÇÃO	43
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	46
3.2.1 Áreas de estudo	46
3.2.1.1 Floresta	47
3.2.1.2 Pastagem.....	47
3.2.2 Coleta de dados	47
3.2.3 Identificação das espécies observadas.....	48
3.2.4 Análise de dados.....	48
3.3 RESULTADOS	49
3.4 DISCUSSÃO	54
3.5 CONCLUSÃO	57

4 CAPÍTULO II - CONSERVAÇÃO DE AVES: A IMPORTÂNCIA DO COMPONENTE ARBÓREO EM PASTAGENS	59
4.1 INTRODUÇÃO	61
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	63
4.2.1 Áreas de estudo.....	63
4.2.1.1 Floresta	64
4.2.1.2 SSPnúcleos	64
4.2.1.3 Pastagem.....	65
4.2.2 Coleta de dados	65
4.2.3 Identificação das espécies	66
4.2.4 Análise de dados.....	67
4.3 RESULTADOS.....	67
4.3.1 Riqueza de espécies	67
4.3.2 Composição de espécies	69
4.3.3 Espécies ameaçadas de extinção e endêmicas	72
4.4 DISCUSSÃO	72
4.4.1 Riqueza de espécies	72
4.4.2 Composição de espécies	75
4.4.3 Espécies ameaçadas de extinção e endêmicas	77
4.5 CONCLUSÃO	78
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	81
5.1 Algumas limitações para a execução desse trabalho.....	81
5.2 Estudos futuros.....	82
REFERÊNCIAS	85
Apêndice A - Lista das espécies que foram identificadas nos habitats pesquisados (Floresta e Pastagem), conforme Piacentini et al., (2015).	117
Apêndice B - Lista das espécies, conforme Piacentini et al., (2015) que foram identificadas nos habitats pesquisados com estado de conservação em SC por CONSEMA (2011) e a nível mundial pela IUCN (2017) (VU-vulnerável; EN – em perigo; QA – quase ameaçada) e endemismo (E) para a Mata Atlântica (BENCKE et al., 2006)	128

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países mais ricos do mundo em biodiversidade (MITTERMEIER et al., 2005). No bioma Mata Atlântica em 1,02 ha foram encontradas 443 espécies arbóreas com diâmetro à altura do peito (DAP) maior que 20 cm (THOMAZ; MONTEIRO, 1997). Esse número é similar ao encontrado na Amazônia Equatoriana (307 spp/ha) (VALENCIA et al., 1994) e na Amazônia Brasileira (329 spp/ha) (LAURANCE; ANDRADE; LAURANCE, 2010) para espécies arbóreas com DAP > 10 cm. Estima-se que no bioma Mata Atlântica já tenham sido descritas mais de 20.000 espécies de vegetais e a maioria deles são usados na alimentação humana ou com finalidades medicinais e ornamentais. Entorno de oito mil dessas espécies são consideradas endêmicas (GUEDES et al., 2005).

Os estudos já realizados indicam que a Mata Atlântica abriga 849 espécies de aves, 370 espécies de anfíbios, 200 espécies de répteis, 270 de mamíferos e cerca de 350 espécies de peixes (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). É na Mata Atlântica que se concentra o maior nível de endemismo de aves do planeta (LAGOS; MULLER, 2007).

O bioma Mata Atlântica ocupava 15 % do território brasileiro, com 1.315.360 km², porém, após o processo de colonização e industrialização do país, restam apenas 7,9 % dos remanescentes de vegetação nativa, se considerados fragmentos maiores que 1 km² (SOSMA; INPE, 2009). E, mesmo com toda a diversidade, a situação da Mata Atlântica é extremamente grave, das 202 espécies de animais ameaçadas de extinção no Brasil, 171 habitam esse bioma (SOSMA; INPE, 2014).

O desmatamento e a fragmentação florestal alteram os padrões de distribuição espacial nas florestas, a quantidade de habitats e recursos disponíveis afetando a biodiversidade (FAHRIG, 1998; LAURANCE et al., 2000). Quando o habitat é destruído, espécies dependentes são perdidas e as populações declinam (ANDRÉN, 1994; BENDER; CONTRERAS; FAHRIG, 1998; FAHRIG, 2001). A fragmentação do habitat cria pequenas populações com maior isolamento espacial, o que também aumenta o risco de extinção (OPDAM, 1991; YOUNG; BOYLE; BROWN, 1996). O isolamento das populações leva à estruturação genética, aumento da endogamia, perda de alelos, manifestação de alelos letais (CABALLERO et al., 2010; VIEGAS et al., 2011; YOUNG; BOYLE, 2000).

Essas perdas, também, trazem sérios riscos para o ser humano. A perda de espécies polinizadoras, por exemplo, afetará a produção de

alimentos; a produção da agropecuária ficará em risco com a morte de espécies controladoras de pragas e a perda do banco genético capaz de conferir resistência às culturas agrícolas (BAUER; SUE WING, 2016; ELLIS; MYERS; RICKETTS, 2015; POTTS et al., 2010; WINFREE; GROSS; KREMEN, 2011). A produção de medicamentos, que em sua maioria são feitos a partir de espécies silvestres, também será comprometida, o que talvez signifique a impossibilidade de se curar várias doenças que afetam e que, por ventura, venham a afetar a humanidade no futuro (CARDINALE et al., 2012; HOOPER et al., 2012; NAEEM et al., 2016).

Desta forma, a conservação e a preservação dos serviços ecossistêmicos, seja o sequestro de carbono, a ciclagem de nutrientes, a prevenção da erosão, e dos serviços de polinização, depende de estratégias de conservação e uso racional da biodiversidade (DAILY; MATSON, 2008; GOLDMAN et al., 2008). Na atual situação a distribuição das espécies e a manutenção de processos ecológicos dependem não apenas da quantidade e disposição espacial da vegetação remanescente, mas também dos usos da terra que, em conjunto, formam a matriz de uma paisagem fragmentada (LAURANCE, 2008).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a riqueza e a composição da comunidade de aves presentes em ecossistemas naturais e pastoris providos e desprovidos de componentes arbóreos.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar a variação da riqueza e composição de aves entre áreas pastoris e em remanescentes florestais adjacentes avaliando o impacto desta mudança de uso na diversidade de espécies;
- Avaliar a aplicabilidade do Monitoramento Acústico Passivo (MAP);

- Verificar a influência do Sistema Silvipastoril com Núcleos (SSPnúcleos) no incremento da riqueza de espécies de aves na paisagem rural;
- Identificar os padrões de variação na composição e riqueza de espécies nos habitats estudados.

1.2 HIPÓTESES

A) Os SSPnúcleos favorecem o efetivo aumento na riqueza e alteram a composição de espécies de aves devido ao enriquecimento da paisagem pastoril com espécies arbóreas nativas que proporcionam recursos à fauna. Espera-se que a composição de espécies de aves dos SSPnúcleos aproxime-se das espécies presentes na borda da floresta, em função das similaridades físicas entre estes locais, como maior abertura, iluminação, facilidade na oferta de alimentos e etc, pois estas interagem com o interior, a borda e algumas espécies transitam por áreas abertas.

B) O uso da bioacústica no monitoramento acústico passivo (MAP) é uma das alternativas rápidas para levantamentos de dados sobre o comportamento natural das espécies diante de perturbações ambientais. Espera-se que o MAP se revele como uma técnica eficiente no levantamento da diversidade de aves em áreas pastoris e em remanescentes florestais caracterizando a variação da assembleia de aves nesses habitats que sofrem impactos pela mudança de uso do solo e fragmentação.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 BIODIVERSIDADE EM AGROECOSSISTEMAS

Planejar paisagens que permitam a produção agrícola aliada à conservação da biodiversidade se faz necessário (BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006; FAHRIG et al., 2011; FISCHER et al., 2008). É crescente a preocupação global em se estabelecer culturas agrícolas sustentáveis que conciliem produção e manutenção da biodiversidade (FAHRIG et al., 2011; FISCHER et al., 2008).

A matriz agrícola tem influência direta na composição e riqueza de espécies que os fragmentos florestais podem abrigar (VANDERMEER et al., 1998) Com uma matriz de baixa qualidade, as taxas de migração serão baixas e é bem possível que ocorra extinção dentro dos fragmentos, inclusive os maiores. Os fatores que determinam a qualidade da matriz vão ser diferentes para distintos grupos de organismos (PERFECTO, 2003).

Os esforços de conservação nas últimas décadas se concentraram principalmente na proteção de fragmentos de ecossistemas naturais com pouca intervenção humana, enquanto a contribuição potencial das paisagens agrícolas prevaletentes para a conservação da biodiversidade é omitida (MURGUEITIO et al., 2011). Mas, estudos recentes como de dispersão de sementes e fluxo gênico estão sendo realizados e vem mostrando a importância dessas paisagens agrícolas para a conservação das espécies e trazendo à tona essa discussão necessária sobre a conservação por meio do uso (MATTOS, 2015; MILANESI; PERONI; DOS REIS, 2013; MONTAGNA et al., 2018)

Vários pesquisadores sugerem que as atuais florestas pristinas poderiam ter sido os pousios agrícolas de antigamente e por isso há a necessidade de mudar conceitos e abordagens para a conservação da biodiversidade (FOSTER et al., 2003; PERFECTO et al., 2005; RHEMTULLA; MLADENOFF, 2007; WILLIS; GILLSON; KNAPP, 2007). O ser humano faz parte da natureza e parte da biodiversidade encontrada hoje também é resultado de atividades humanas passadas, bem como a combinação de outros processos climáticos e ecológicos (WILLIS; GILLSON; KNAPP, 2007).

A presença de árvores dispersas em uma paisagem agrícola pode facilitar a migração e o fluxo gênico entre populações (BREED et al., 2011). Também podem oferecer abrigo e fontes de alimento para animais, melhorias na conectividade da paisagem, agindo como degraus e

funcionando como núcleos para regeneração de plantas em paisagens perturbadas (CRANE; LINDENMAYER; CUNNINGHAM, 2014; DERROIRE; COE; HEALEY, 2016; ROSSI et al., 2016).

Essas árvores dispersas contribuem com a provisão de serviços ecossistêmicos que podem beneficiar os produtores e as produtoras rurais, como polinização de plantações, sombreamento para gado, regulação da dinâmica de nitrogênio e sequestro de carbono, produção herbácea e fornecimento de madeira (BARTON et al., 2016; COTTEE-JONES et al., 2015; CUNI SANCHEZ; LINDSELL, 2017; HARTEL; PLIENINGER; VARGA, 2015).

A presença de árvores dispersas pode afetar positivamente a abundância e/ou riqueza de vários grupos, incluindo aves (BARTH; FITZGIBBON; WILSON, 2015; PIZO; SANTOS, 2011), morcegos (LUMSDEN; BENNETT, 2005), formigas (FRIZZO; VASCONCELOS, 2013; OLIVER et al., 2006), besouros (OHSAWA, 2007) e plantas (POLTZ; ZOTZ, 2011; SCHLAWIN; ZAHAWI, 2008). Acredita-se que as árvores dispersas sejam estruturas-chave em paisagens baseadas no reconhecimento de que elas ocupam uma pequena parte da paisagem, e podem ter importância ecológica desproporcionalmente alta (FISCHER; STOTT; LAW, 2010; MANNING; FISCHER; LINDENMAYER, 2006). Essas árvores dispersas podem estar envolvidas dentro de sistemas agroflorestais mais voltados ao cultivo agrícola ou a sistemas silvipastoris em pastagens.

Apesar do crescente reconhecimento da importância ecológica das árvores dispersas, elas nem sempre são adotadas, tanto de uma perspectiva teórica quanto aplicada, sendo pouco consideradas em programas de pesquisa e em planos de gestão para restaurar e conservar paisagens (ATHAYDE et al., 2015; BARTH; FITZGIBBON; WILSON, 2015; RIVEST et al., 2013). Além disso, pesquisas sobre a biodiversidade ocorrente nessas árvores dispersas e nas próprias culturas agrícolas existentes no Brasil (BENCKE; DIAS, 2010; SILVA; DOTTA; FONTANA, 2015) precisam ser mais incentivadas. Alguns trabalhos comparando fluxo gênico em campo e floresta (CRISTOFOLINI, 2017) e conservação de *Araucaria angustifolia* em propriedades rurais e FLONA (ZECHINI, 2012), uso do *Euterpe edulis* em paisagens manejadas (MILANESI; PERONI; DOS REIS, 2013), e o uso e manejo de *Bromelia antiacantha* (FILIPPON et al., 2012), são exemplos de pesquisas sobre a conservação das espécies por meio do uso.

Então, se pode afirmar que as características das matrizes que envolvem os fragmentos florestais são especialmente importantes para as

comunidades de animais retidas em fragmentos isolados (PREVEDELLO; VIEIRA, 2010; WATLING et al., 2010). E com o desenvolvimento da agropecuária, que não vamos conseguir frear, ações de mitigação desse impacto na paisagem podem ser amenizadas com matrizes agrícolas mais diversas.

2.2 AGROFLORESTAS

Conforme revisão de Moguel e Toledo (1999) as agroflorestas indígenas de cafés sombreados e tradicionais são importantes repositórios de diversidade biológica porque a alta diversidade de produções manejadas produz ótima complexidade estrutural e o número de ervas e de árvores mostra serem as componentes chaves da determinação da diversidade biológica dos agroecossistemas de café. Essa diversidade de espécies arbóreas atrai e mantém aves e mamíferos por oferecerem frutos, néctar e artrópodes.

Algumas pesquisas comparando agroflorestas com as florestas nativas vizinhas, verificaram que as primeiras podem conservar parte da biodiversidade presente nos remanescentes florestais em paisagens abertas, podem ser refúgio dessa biodiversidade presente nos remanescentes e ser um intermediário entre habitats abertos e fechados, fornecendo estrutura para movimentos de espécies entre os remanescentes.

Em uma pesquisa sobre a distribuição de aves na montanha Khao Luang, no sul da Tailândia, os autores mostraram que 38-48 % das espécies de aves que habitam florestas vizinhas também são encontradas em pomares de frutas mistas (ROUND; GALE; BROCKELMAN, 2006), as agroflorestas servem como alternativa de habitat e corredor para os macacos *Alouatta palliata* (WILLIAMS-GUILLÉN et al., 2006) e para a comunidade de Himenópteros as agroflorestas podem contribuir para a biodiversidade geral na paisagem em mosaico (TYLIANAKIS; KLEIN; TSCHARNTKE, 2005).

Os sistemas agroflorestais de forma geral têm contribuído com a conservação de aves e estão sendo um assunto disseminado na bibliografia ecológica (COCKLE; LEONARD; BODRATI, 2005; FARIA et al., 2006; GREENBERG; BICHER; STERLING, 1997; KOMAR, 2006). A grande riqueza de aves encontradas em cultivos sombreados de cacau (FARIA et al., 2006), erva mate (COCKLE; LEONARD; BODRATI, 2005), seringais (BEUKEMA et al., 2007)

indicam que os sistemas agroflorestais são relevantes para a conservação dessas espécies nos trópicos.

Dessa forma, muitos sistemas agroflorestais mostram-se importantes para a proteção de espécies e habitats fora de áreas formalmente protegidas, mantendo a heterogeneidade em escalas de habitat e paisagem e reduzindo a pressão em reservas florestais legalmente protegidas (BHAGWAT et al., 2008).

A probabilidade de determinadas matrizes agropecuárias ao redor dos remanescentes florestais serem similares aos habitats nativos serão maiores quando: constituírem habitat para espécies nativas; aumentarem a conectividade funcional entre fragmentos de vegetação; e reduzirem a diferença do microclima nas bordas em relação ao interior do fragmento (KUPFER; MALANSON; FRANKLIN, 2006).

E para que essas matrizes sejam mais estruturadas ou similares aos habitats nativos é necessário desenvolver técnicas de cultivo do solo mais saudáveis e ecológicas. Além das agroflorestas, há a técnica de restauração de paisagens chamada “nucleação” que está sendo desenvolvida em vários projetos de recuperação de áreas degradadas.

O termo nucleação foi proposto inicialmente por Yarranton e Morrison (1974) que verificaram que espécies arbóreas pioneiras ao ocuparem áreas em processo de formação de solo geravam pequenos agregados de outras espécies ao seu redor (núcleos), que ao se expandirem e se conectarem entre si, proporcionavam uma rápida cobertura do solo, acelerando, a sucessão florestal.

As técnicas de nucleação estão baseadas na influência que determinadas espécies, ditas colonizadoras exercem no ambiente, melhorando a qualidade deste e possibilitando a entrada de organismos mais exigentes no processo de sucessão vegetal (REIS; BECHARA; TRES, 2010; YARRANTON; MORRISON, 1974).

Um estudo sugeriu que aglomerados de espécies florestais localizados a uma distância maior que 250 m funcionam biologicamente como ilhas, enquanto as ilhas florestais mais próximas, embora não sejam contíguas, estão funcionando biologicamente como extensões da floresta. Assim, as ilhas próximas são recolonizadas a uma taxa não muito diferente da que o continente recoloniza as extensões locais internas, enquanto as taxas de recolonização das ilhas mais distantes são muito mais baixas, resultando em números mais baixos de espécies (ALLEN; VANDERMEER; PERFECTO, 2009). Isso demonstra a importância de se ter ecossistemas agrícolas biodiversos ao redor de remanescentes ou fragmentos florestais. Esses ecossistemas servirão como conectores ou

trampolins ecológicos para as espécies que vivem nos habitats nativos vizinhos.

Portanto, o modelo de conversão de terras florestais para monocultivos como um passo necessário para o progresso não é mais aceitável (PERFECTO; VANDERMEER, 2010). E um dos grandes desafios da humanidade, neste século, é conciliar restauração ecológica como estratégia para aliar conservação da biodiversidade, provisão de serviços ecossistêmicos e diversificação de áreas de produção rural (ARONSON; ALEXANDER, 2013; FOLEY et al., 2005).

2.3 SISTEMAS SILVIPASTORIS

A pecuária, de forma geral, está diminuindo radicalmente a disponibilidade de recursos naturais renováveis e não renováveis, poluindo, danificando, ou consumindo tais recursos a um ritmo incompatível com sua taxa de renovação, além de prejudicar suas interações com vários ciclos biogeoquímicos dos quais depende a vida no planeta (FAO, 2016). A pecuária extensiva e degradante precisa migrar para uma pecuária que gere bens (leite, carne e madeira) enquanto mantém alguns atributos do ecossistema e serviços ecossistêmicos (MURGUEITIO et al., 2011). Os autores recomendam que a mudança na forma de produção de gado siga quatro elementos básicos: (1) aumento da biomassa e a diversidade de plantas, (2) redução da degradação do solo e promoção da sua recuperação, (3) proteção das fontes de água e uso racional das mesmas e (4) aumento da produtividade animal por hectare.

Na Mata Atlântica já existem estratégias de cultivos que visam a minimização dos impactos sob o habitat. Uma dessas estratégias para ambientes pastoris são os Sistemas Silvipastoris (SSPs). O sistema silvipastoril é um termo que compreende diferentes arranjos agroflorestais que combinam plantas forrageiras, como gramíneas e ervas leguminosas, com arbustos e árvores para nutrição animal e usos complementares (MURGUEITIO et al., 2011; SALMAN et al., 2012).

Esse sistema é apresentado como uma das alternativas à recuperação da biodiversidade funcional em agroecossistemas (ALTIERI, 1999), diminuindo os impactos ambientais negativos, próprios dos cultivos tradicionais de criação de gado, por meio do favorecimento à restauração ecológica de pastagens degradadas, diversificando a produção das propriedades rurais (FRANKE; FURTADO, 2001). E, também, pode influenciar positivamente na oferta de serviços ecossistêmicos a partir de sua escolha quando se adota

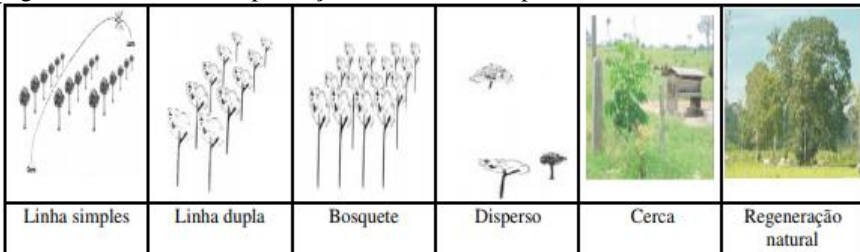
práticas agrícolas diversificadas e sustentáveis, alternativa às atividades potencialmente degradantes, como a pecuária extensiva (MURADIAN et al., 2010).

No nível da paisagem, o SSP fornece mais serviços ecossistêmicos do que pastagens abertas (BUTTLER; KOHLER; GILLET, 2009; CALLE; MONTAGNINI; ZULUAGA, 2009). Também favorece a estrutura física do solo, os recursos e habitats para abrigar espécies de plantas e animais nativos associados aos sistemas produtivos (ZULÚAGA; GIRALDO; CHARÁ, 2011) e aumentam a conectividade entre fragmentos florestais (IBRAHIM et al., 2006). Em paisagens cultivadas, tropicais e temperadas, o SSP fornece alimento e cobertura para aves e serve de corredores de vida selvagem, onde podem ser encontradas assembleias de espécies únicas (MCADAM et al., 2007).

2.4 ARRANJOS DE SSP

Os arranjos mais comuns para o SSP são em linha simples, dupla, bosquete, disperso, cerca viva e regeneração natural (Figura 1).

Figura 1- Métodos de implantação de sistemas silvipastoris.



Fonte: Adaptada de Oliveira et al. (2003) e Dias-Filho (2006).

2.4.1 Plantio em linha simples

No plantio em linha simples as árvores são dispostas em espaçamentos regulares entre linhas e plantas. A escolha do espaçamento estaria, principalmente, condicionada à espécie de árvore utilizada, conforme as características da arquitetura da copa e altura da árvore. Outros fatores determinantes do espaçamento seriam a finalidade principal do empreendimento agropecuário e a espécie animal.

2.4.2 Plantio em linha dupla

Para o plantio em linha dupla o arranjo das árvores se dá em linhas duplas com espaçamento reduzido, como 3 m x 2 m ou 3 m x 3 m entre as linhas mais próximas. Entre as linhas duplas, o espaçamento mínimo deverá ser de 10 m (DIAS-FILHO, 2006; OLIVEIRA et al., 2003).

2.4.3 Plantio disperso

Nesse arranjo a localização das árvores não seguirá espaçamento fixo, sendo as árvores distribuídas aleatoriamente na pastagem. Esse arranjo seria o mais próximo de uma situação natural, não concentrando, portanto, o sombreamento em locais contínuos específicos na pastagem. Seria indicado, principalmente, para aquelas situações em que a intenção fosse aumentar a biodiversidade por meio do plantio de diversas espécies de árvores na pastagem ou mesmo para incentivar a regeneração natural das espécies já existentes (DIAS-FILHO, 2006; OLIVEIRA et al., 2003).

2.4.4 Plantio de bosquetes

Arranjo das árvores em grupos compactos na pastagem. Dependendo das espécies, dentro de cada bosquete as árvores poderiam ser plantadas em espaçamentos de 3 m x 2 m, 3 m x 3 m, 3 m x 5 m, etc .

2.4.5 Plantio ao longo das cercas

Neste caso, as árvores são plantadas ao longo das cercas divisórias da pastagem, podendo ser usadas como mourões vivos. Como nos demais modelos, as principais limitações são o tempo necessário para o crescimento das árvores (em torno de dois anos) e o custo para a implantação .

2.4.6 Regeneração natural

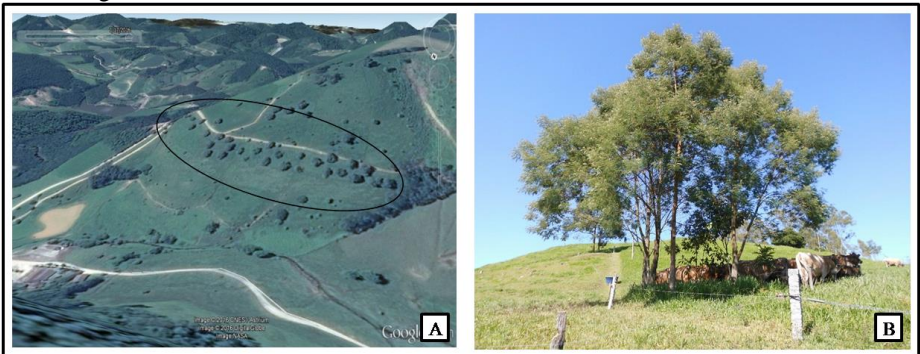
Este método consiste em incentivar, seletivamente, a regeneração das espécies arbóreas, remanescentes da vegetação original, que surgem espontaneamente na pastagem. Uma vantagem deste método seria o menor custo de implantação, já que não haveria necessidade do preparo e plantio de mudas das árvores (DIAS-FILHO, 2006; OLIVEIRA et al., 2003).

2.5 SSPNÚCLEOS

Além dos tipos de Sistema Silvipastoril citados acima, há, também, o Sistema Silvipastoril com Núcleos (SSPnúcleos) que surge com o intuito de viabilizar a reabilitação da paisagem rural enquanto provê sombra ao rebanho e proporciona renda adicional aos produtores através de produtos florestais não-madeireiros. Essa técnica pode oferecer uma complexidade estrutural através da sua própria configuração espacial e inserção de elementos estruturais na paisagem, como poleiros, sombra e abrigo aos animais, alimento, além de melhorias na renda financeira (SCHMITT FILHO et al., 2013).

A proposta de implantação do projeto foi direcionada no sentido de que as espécies florestais forneçam em curto prazo sombra (*Mimosa scabrella*) para proteção do gado, em médio prazo frutos (*Musa* spp., *Euterpe edulis*, *Inga* sp., *Schinus terebinthifolius*) para os animais silvestres e para renda financeira e em longo prazo madeira (*Ocotea catharinensis*, *Citharexylum myrianthum*, *Tabebuia seratifolia*) para fabricação de mourões e lenha para uso geral na propriedade rural.

Figura 2 - A) Imagem aérea dos núcleos distribuídos em alguns piquetes; B) Núcleo e gado à sombra.



Fonte: Google Earth 24.08.2018 e LASSre.

2.6 ESPÉCIES BIOINDICADORAS

Dada a dificuldade de se estudar paisagens antrópicas muitos pesquisadores propõem processos de avaliação das condições ecológicas existentes que focam em grupos biológicos indicadores (JORGENSEN, 2005; KARR, 2006), principalmente elementos faunísticos. E devido ao dinamismo e complexidade estrutural observada nestas paisagens, entender quais espécies que ainda ocorrem nestes locais e conseguem refletir as condições ambientais existentes é altamente necessário (ALEXANDRINO et al., 2016).

Essa avaliação é pouco onerosa e as espécies bioindicadoras apontam as condições do ambiente, prevendo problemas ecológicos ou diagnosticando as causas das mudanças ambientais (HILTY; MERENLENDER, 2000; NIEMI; MCDONALD, 2004).

Estes organismos requerem determinadas características ecológicas e ambientais para se desenvolverem e, conseqüentemente, podem refletir o estado de conservação e/ou degradação de um local. Dentre os organismos bioindicadores, as aves (ABRAHAMCZYK et al., 2008; PADOVEZI; RODRIGUES; HORBACH, 2014; VOGEL; CAMPOS; BECHARA, 2015b), formigas (LAWES et al., 2017; RIBAS et al., 2012; SCHMIDT; RIBAS; SCHOEREDER, 2013) e besouros (GHANNEM; TOUAYLIA; BOUMAIZA, 2018; PIZZOLOTTO et al., 2018; VIEGAS et al., 2014) se destacam como espécies indicadoras da qualidade do habitat.

Os estudos sobre indicadores de biodiversidade em sistemas agroflorestais e restauração florestal, em sua maioria, se concentram em pesquisas sobre a biomassa aérea (BOLFE; BATISTELLA; FERREIRA, 2012), solo (CAMPANHA et al., 2007; IWATA et al., 2012), composição florística e estrutura da vegetação (ARAÚJO et al., 2006; CAMPANHA et al., 2011), cobertura de copas (MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007); banco de sementes do solo (MARTINS et al., 2008).

Portanto, quase que a totalidade dos indicadores de avaliação é oriunda da vegetação (DURIGAN; ENGEL, 2012) e apesar de ser destacada como importante, a fauna ainda é pouco utilizada para este fim (PADOVEZI; RODRIGUES; HORBACH, 2014; RODRIGUES et al., 2009; VOLPATO; NETO; MARTINS, 2012). Ela é importante para maior robustez de inferências sobre a biodiversidade.

2.7 AVES COMO BIOINDICADORAS

Dentre os organismos bioindicadores, as aves se destacam como espécies indicadoras da qualidade do habitat (ABRAHAMCZYK et al., 2008; PADOVEZI; RODRIGUES; HORBACH, 2014; VOGEL; CAMPOS; BECHARA, 2015a). Isso se deve principalmente, à diversidade de espécies e distribuição em diferentes habitats e o fornecimento de inúmeros serviços ecossistêmicos, tais como, a polinização, controle biológico de pragas e dispersão de sementes (CAMPOS et al., 2012).

Vários autores relatam sobre o valioso papel desempenhado pelas aves terrestres na dispersão de sementes de plantas tropicais (JORDANO, 1989; MALMBORG; WILLSON, 1988). Em áreas fragmentadas os grandes frugívoros como tucanos, araras e jacutingas reduzem sua biomassa, sendo compensados por um aumento de granívoros, como nhambús e pombas (WILLIS, 1979). Algumas espécies de cracídeos, como *Penelope superciliaris* (Jacupemba) e *P. obscura* (Jacuaçu) possuem reprodução lenta e o tempo médio necessário para substituição de cada indivíduo na população é de três a seis anos (SILVEIRA; COSTA STRAUBE, 2008).

As aves são indicadores biológicos importantes, pois são de fácil e rápida identificação, têm elevada diversidade e especialização ecológica, são de fácil amostragem, há riqueza de informações sobre elas e são altamente sensíveis a distúrbios (FURNESS; GREENWOOD; JARVIS, 1993; MACHADO et al., 2006). O conhecimento das exigências ecológicas de muitas famílias, gêneros e espécies de aves pode ser suficiente em diversas situações para indicar condições ambientais às quais são sensíveis (DONATELLI; COSTA; FERREIRA, 2004).

Contudo, tais estudos têm se focado em áreas de florestas ou remanescentes florestais (AIDE et al., 2013; WIMMER et al., 2013), dando pouca atenção a elementos da paisagem rural como os sistemas produtivos e pastagens com espécies arbóreas, por exemplo. Então, são necessários estudos que envolvam conhecimento sobre a comunidade de aves presentes nestas paisagens rurais, envolvendo informações sobre a composição, ocupação dos ambientes, diversidade e riqueza de espécies.

O Brasil possui uma das mais ricas comunidades de aves do mundo (MARINI; GARCIA, 2005), com 1919 espécies confirmadas para o território brasileiro sendo reconhecidas 33 ordens, 103 famílias e 705 gêneros com ocorrência no país (PIACENTINI et al., 2015). A Mata Atlântica apresenta, com 893 espécies, uma das mais elevadas riquezas

de aves do planeta. Destas, 215 são endêmicas, 103 estão ameaçadas de extinção e mais do que a metade vivem quase que exclusivamente em habitats pouco alterados (MMA, 2017). Em Santa Catarina são registradas aproximadamente 702 espécies de aves, tendo como base pesquisas na bibliografia, em coleções de museus e pesquisas de campo (ROSÁRIO, 2018).

O uso de aves em estudos de monitoramento ambiental é frequente por elas serem diurnas em sua maioria, dispersoras, apresentarem diversidade de formas de comportamento, morfologia variada, ocupação de diferentes ambientes, possuírem história natural e sistemática bem conhecida em certas regiões e o grande raio de ação devido ao voo (AGNELLO, 2007; KAMINSKI, 2013).

2.8 BIOACÚSTICA E MONITORAMENTO ACÚSTICO PASSIVO

Na década de 1960 com o surgimento dos gravadores “portáteis” de fitas de rolo a bioacústica se firma como ciência. Após a década de 1980 os gravadores diminuíram de tamanho e hoje são capazes de gravar e transportar arquivos grandes de sons em um material pequeno e leve como um cartão de memória de estado sólido (flash) (MONTICELLI et al., 2016). Como um campo científico moderno, a bioacústica é relativamente recente e está sendo aplicada a estudos nas áreas de evolução, biogeografia, taxonomia, etologia, ecologia e biologia da conservação (FANDIÑO-MARIÑO, 1989; MARQUES, 2009; RAPOSO; PARRINI; NAPOLI, 1998).

Seu estudo se deu primeiramente na biologia, principalmente por ornitólogos que buscavam diferenciar as espécies que estudavam pelos sons emitidos, já que as diferentes espécies de aves se comunicam por padrões de sons específicos (RANFT, 2004). Posteriormente, estudos com outros grupos faunísticos foram sendo desenvolvidos, entre estes, marinhos (PAVAN; BORSANI, 1997; THOMPSON et al., 1996), mamíferos, anfíbios e insetos (ACEVEDO et al., 2009; AIDE et al., 2013).

A bioacústica consiste no estudo do comportamento de comunicação dos animais através dos sinais sonoros (VIELLIARD; SILVA, 2006) ou conforme o Conselho Internacional de Bioacústica é o estudo dos sons biológicos. As gravações podem ser *in situ* (busca ativa) e automatizadas (busca passiva). Na primeira há a presença direta do pesquisador em campo, enquanto na segunda o gravador permanece em

campo durante os dias necessários para coleta de dados ou uma base fixa de monitoramento é instalada.

Para aves e outros organismos que vocalizam, recentemente, foram desenvolvidas ferramentas de monitoramento bioacústico automatizado ou monitoramento acústico passivo que visam reduzir o esforço necessário para obtenção de dados, permitem monitoramento dos animais em locais de difícil acesso, a amostragem simultânea em todas as direções, e o fácil armazenamento e revisão dos dados (DAWSON; EFFORD, 2009). É uma ferramenta não apenas para registrar a biodiversidade dos sons, mas também para analisar a ocorrência desses grupos em seus habitats naturais, em tempo e espaço (AIDE et al., 2013; SCHUCHMANN et al., 2014).

O monitoramento acústico passivo (MAP) é mais utilizado como ferramenta para avaliar a comunidade marinha (PARKS; MIKSIS-OLDS; DENES, 2014; SIMON et al., 2017; SOUSA-LIMA et al., 2013) e, ultimamente, vem sendo bem empregado no estudo da fauna terrestre (aves, mamíferos, anfíbios e insetos) (ACEVEDO et al., 2009; AIDE et al., 2013; ALVAREZ-BERRÍOS et al., 2016; CERQUEIRA; AIDE, 2016).

A capacidade de avaliar rapidamente as mudanças no comportamento, tamanho da população e uso da paisagem, simultaneamente, em grandes áreas geográficas, torna o MAP uma ferramenta viável e econômica para a conservação e para avaliação do sucesso das estratégias de restauração em áreas degradadas (SCHMELLER et al., 2017; SUEUR et al., 2012; WREGGE et al., 2017). O mesmo está sendo incorporado e é recomendado (RIBEIRO; SUGAI; CAMPOS-CERQUEIRA, 2017) como ferramenta de monitoramento ambiental em áreas que sofreram grandes impactos ambientais pela implantação de “empreendimentos”, tais como minas de ouro (ALVAREZ-BERRÍOS et al., 2016), exploração natural de gás (DEICHMANN et al., 2017) e impactos de sistemas agroflorestais (BOBRYK et al., 2015).

O monitoramento acústico passivo (MAP) para aves é uma ferramenta útil para avaliar a biodiversidade dos sons emitidos pelos organismos apresentando baixo custo de implantação, rapidez na coleta dos dados e eficiência nos resultados adquiridos (SCHUCHMANN et al., 2014; WREGGE et al., 2017). Essa ferramenta permite acessar os dados em vários tipos de habitats informando a distribuição, atividades diurnas e noturnas, sazonalidade das espécies, períodos e locais de reprodução, entre outros aspectos ecológicos (RIBEIRO; SUGAI; CAMPOS-

CERQUEIRA, 2017). Há uma predominância de organismos que possuem vocalizações específicas, isso os torna uma excelente ferramenta para acessar a biodiversidade (SCHUCHMANN et al., 2014).

2.8.1 Unidades de Gravação Autônomas

O MAP para este trabalho ocorreu por meio do uso de gravadores portáteis autônomos (telefones celulares com bateria estendida - LG LS620), um microfone omnidirecional à prova d'água (MONOPRICE 600200: cardióide; $-45\text{dB}\pm 2\text{dB}$; resposta de frequência 50Hz ~ 20KHz; entrada P2), um cartão micro SD 16 Gb e uma caixa-estanque com um input P2 (Figura 3).

Figura 3 - Gravador portátil autônomo modelo ARBIMON.



Fonte: Sieve Analytics

2.8.2 Registro, visualização, identificação

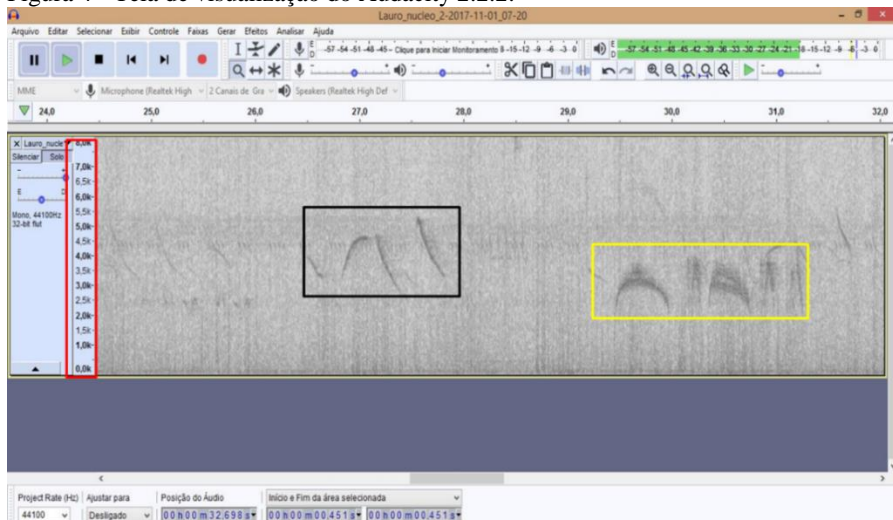
As gravações podem ser feitas de acordo com o método de ponto infinito (VIELLIARD, 2000), programadas nos gravadores através do

aplicativo ARBIMON Touch (SIEVE-ANALYTICS) (formato .WAV, taxa amostral 44.1 KHz, aumento de +20dB), com cronograma do dia da gravação completo com gravação de 1 minuto a cada 10 minutos para este tipo de avaliação.

A nomenclatura dos arquivos segue o padrão ARBIMON (Nome-do-ponto_AAAA-MM-DD_hh-mm.wav), e após a coleta foram tombados no Arquivo Bioacústico Catarinense, LaBac - Laboratório de Bioacústica (UFSC/CCB/ECZ), no acervo do LASSre e no acervo da autora.

Existem vários softwares para a visualização e escuta das gravações. Alguns deles são: Raven Pro, Avisoft Bioacoustics, WASIS (Wildlife Animal Sound Identification System), Adobe Audition CC 2017, Audacity. Para este trabalho foi utilizado o software Audacity 2.2.2 (Figura 4) por ser de livre acesso e o mais usado dentro do LaBac. Esse programa permite visualizar e ouvir as gravações em janela Transformada Rápida de Fourier, modo Hamming, exibição de 1024 linhas de frequência, com protocolo de análise de 1 minuto a cada 10 minutos. Quando necessário, são utilizados filtros para melhorar a análise auditiva das amostras.

Figura 4 - Tela de visualização do Audacity 2.2.2.



Fonte: autora, 2018

Legenda: Frequência em kHz (Quilohertz) (vermelho), Espécie 1 em preto (Tico-Tico, *Zonotrichia capensis*), Espécie 2 em amarelo (Irré, *Myiarchus swainsoni*).

As espécies podem ser identificadas por comparação com bancos de dados de sons para aves no Wikiaves, Xeno-Canto, em bancos de sons de laboratórios de bioacústica ou, ainda, por meio de pesquisadores especializados (ornitólogos, bioacústicos).

2.9 USOS DAS GRAVAÇÕES E BENEFÍCIOS DA AUTOMATIZAÇÃO

As gravações podem ser usadas para uma estimativa precisa da composição da comunidade de aves em escalas locais (diversidade alfa) e entre habitats (diversidade beta) (PIJANOWSKI et al., 2011; SEDLÁČEK et al., 2015). Esta ferramenta pode ser muito utilizada em ambientes que são de difícil acesso e de monitoramento para uso de métodos tradicionais (BRANDES, 2008; MELLINGER; BARLOW, 2003), assim como, em ecossistemas agrícolas.

Em um estudo realizado em duas florestas em Northumberland, Reino Unido, os autores concluíram que as informações obtidas pelos gravadores automatizados foram mais eficientes em comparação ao

método de ponto de escuta na detecção da ave noturna “Bacural ou Curiango” da família Caprimulgidae (ZWART et al., 2014).

Alguns benefícios de automatizar a coleta de dados incluem a redução do viés do observador (influência do pesquisador no local das coletas, tempo em campo, logística, cada gravação é um registro permanente verificável, o que equivale a um museu de espécies). Mesmo os observadores permanecendo em campo 24 h/dia durante todo o ano, ainda haveria o problema do viés do observador (CERQUEIRA et al., 2013).

2.10 AVES NOS AGROECOSSISTEMAS

As aves nos agroecossistemas podem atuar como agentes de regulação, tal como na dispersão de sementes (frugívoras), polinização (nectívoras), controle de pragas (espécies que se alimentam de invertebrados e vertebrados), carcaças e restos de alimentos (saprófagos); de suporte na deposição de nutrientes (guano), *ecosystem engineering* (organismos que, direta ou indiretamente modulam a disponibilidade de recursos para outras espécies, causando mudanças de estado físico em materiais bióticos ou abióticos) (KREMEN, 2005; MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; SEKERCIOGLU, 2006).

Estudos vêm mostrando que as aves presentes em agroecossistemas têm reduzido a população de grandes e pequenos artrópodes (KARP; DAILY, 2014; WILLIAMS-GUILLÉN; PERFECTO; VANDERMEER, 2008), assim como podem reduzir a abundância de insetos que se alimentam do floema de algumas plantas (BAEL et al., 2008; MOONEY et al., 2010). Durante um experimento simulado de surto de larvas de Lepidoptera, as aves diminuíram consideravelmente a abundância da larva desse inseto em plantações de café sombreado no México (PERFECTO et al., 2004). Em plantações de café na Costa Rica as aves representaram a maior parte na redução da abundância da broca do café (*Hypothenemus hampei*) em comparação ao morcego, por exemplo (KARP et al., 2013).

A predação por aves constitui um serviço ecossistêmico quando reduz os artrópodes herbívoros nas lavouras agrícolas promovendo o controle biológico (MAAS et al., 2016). Conseqüentemente, a diminuição das populações de herbívoros podem ter efeitos positivos sobre a saúde das plantas cultivadas, uma vez que os artrópodes herbívoros podem ser vetores de doenças das culturas (EVANS, 2007; WIELGOSS et al., 2012).

Produtores rurais que implantaram o SSP em Quindío, na Colômbia relataram que perceberam que após essa implantação houve um aumento considerável na abundância e diversidade de aves, um incremento na diversidade vegetal e animal, maior frequência de mamíferos em suas pastagens e mais avistamentos de espécies ameaçadas de extinção ou espécies raras (CALLE; MONTAGNINI; ZULUAGA, 2009).

Em outro projeto de SSP na Colômbia depois de cinco anos de implantação, a riqueza total de aves nas áreas do projeto, em comparação às pastagens sem árvores, aumentou de 146 para 193 espécies, aves dependentes de florestas aumentaram de 74 para 104 espécies, aves migratórias aumentaram de 10 para 19 espécies. Além da riqueza de espécies nos SSPs terem sido maiores do que nas pastagens originais e semelhantes às das florestas (CHARÁ et al., 2011).

Poucos estudos examinaram a riqueza, composição e atributos funcionais de espécies de aves em paisagens pastoris. Essa lacuna de conhecimento precisa ser tratada com urgência porque temos áreas degradadas e paisagens agrícolas que precisam ser melhoradas para evitar que novas áreas florestais sejam ocupadas. Há grande necessidade de se entender como a fauna se comporta e como ela pode ser beneficiada através de matrizes agrícolas diversificadas e mais estruturadas dentro do conceito de conservação por meio do uso.

3 CAPÍTULO I - VARIAÇÃO DA RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE AVES EM ÁREAS PASTORIS E REMANESCENTES FLORESTAIS ADJACENTES

RESUMO

A manutenção do crescimento da produção agropecuária e redução dos impactos dessa produção sobre os recursos naturais tem se tornado um dos grandes desafios da humanidade. Esta pesquisa tem como objetivo a caracterização da variação da riqueza e composição de aves entre áreas pastoris e em remanescentes florestais adjacentes avaliando o impacto desta mudança de uso na diversidade de espécies. Através deste estudo também será discutida a metodologia de monitoramento acústico passivo (MAP) para “avaliação rápida” da biodiversidade nas paisagens rurais inseridas no Bioma Mata Atlântica. Os dados foram coletados em duas fisionomias (Floresta e Pastagem) em quatro propriedades rurais no estado de Santa Catarina, Brasil. Gravadores autônomos foram instalados, simultaneamente, em dois pontos diferentes em cada habitat durante dois dias em cada um dos seis períodos experimentais, na primavera e verão 2016/17. Foram registradas 97 espécies de aves pertencentes a 44 famílias. No habitat floresta foram identificadas 77 espécies e na pastagem 48, com 28 espécies ocorrendo em ambos. O número de espécies encontrado reflete as consequências da perda de habitat no Bioma Mata Atlântica. As avaliações com MAP foram inequívocas com relação ao impacto das atividades agropecuárias na biodiversidade de aves. Mesmo diante da alteração ambiental promovida pelas atividades agropecuárias nos habitats estudados, uma qualidade considerável na composição da avifauna ainda pode ser observada na área de floresta, evidenciando a necessidade de manutenção dos fragmentos de florestas naturais em propriedades rurais, para manutenção da comunidade de aves.

Palavras-chave: Monitoramento acústico passivo, avifauna, ecossistemas naturais e agrícolas, biodiversidade.

ABSTRACT

Maintaining the growth of agricultural production and reducing the impacts of this production on natural resources has become one of the great challenges of humanity. This research aims to characterize the variation of richness and composition birds between pastoral areas and adjacent forest remnants evaluating the impact of this change of use on the diversity of species. This study will also discuss the methodology of passive acoustic monitoring (MAP) for "rapid assessment" of biodiversity in rural landscapes inserted in the Atlantic Forest Biome. The data were collected in two physiognomies (Forest and Pasture) in four rural properties in the state of Santa Catarina, Brazil. Autonomous recorders were simultaneously installed at two different points in each habitat for two days in each of the six experimental periods in the spring and summer 2016/17. There were 97 species of birds belonging to 44 families. In the forest habitat, 77 species were identified and in pasture 48, with 28 species occurring in both. The number of species found reflects the consequences of habitat loss in the Atlantic Forest Biome. The MAP assessments were unequivocal in relation to the impact of farming activities on bird biodiversity. Even in the face of the environmental change promoted by farming activities in the studied habitats, a considerable quality in the composition of the avifauna can still be observed in the forest area, evidencing the need to maintain fragments of natural forests in rural properties, to maintain the community of birds.

Keywords: Acoustic passive monitoring, avifauna, natural and agricultural ecosystems, biodiversity.

3.1 INTRODUÇÃO

A manutenção do crescimento da produção agropecuária e redução dos impactos dessa produção sobre os recursos naturais é um dos grandes desafios atuais da humanidade (SAMBUICHI et al., 2012; SCHMITT et al., 2013). A maximização da produção estruturada na intensificação do uso de agrotóxicos, mecanização e irrigação foram responsáveis pelo grande apogeu da produção agrícola durante a Revolução Verde (FAO, 2011).

Contudo, essas ações vieram acompanhadas de um comprometimento dos recursos naturais, notadamente da degradação e perda de solo (SCREMIN; KEMERICH, 2010), do aumento da população e resistência das agora consideradas pragas agrícolas (LONDRES, 2011), instabilidade climática (GORNALL et al., 2010), da deteriorização das paisagens (PINTO et al., 2015), e de uma grande perda de biodiversidade (TABARELLI et al., 2012). Esses fatores têm causado a perda e degradação de habitats com o consequente comprometimento da provisão dos serviços ecossistêmicos essenciais para a própria atividade agrícola (GROOM; VYNNE, 2006; LOYN et al., 2007; PALM et al., 2014).

A perda acelerada da biodiversidade durante o Antropoceno (MACE et al., 2005) é preocupante dada o crescimento das evidências que relacionam essa perda com os processos, funções e serviços do ecossistema, inclusive os relacionados diretamente ao bem-estar da humanidade (BROSE et al., 2016; NAEEM et al., 2016; TILMAN et al., 2014). Durante o Antropoceno, a humanidade tem aumentado a taxa média de extinção de espécies entre 100 e 1000 vezes em relação a taxas típicas na história da Terra (MACE et al., 2005).

Grandes supressões na biodiversidade alteram a área de atuação de espécies fitopatogênicas causadoras de prejuízos à agricultura, bem como a resposta das plantas aos patógenos (GHINI et al., 2011). O monocultivo e o uso excessivo de agrotóxicos dificulta o estabelecimento e deslocamento da fauna, de polinizadores e dispersores de sementes (EVANS et al., 2018; TESHFAHUNEGNY; MULUALEM, 2016) nas áreas de lavoura e pastagem. Como resultado, ocorre o isolamento de populações da fauna e flora nos remanescentes de vegetação natural, com consequente homogeneização genética e extinção de espécies (FLETCHER et al., 2018; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010). O fenômeno, juntamente com outras perturbações antrópicas, leva à formação das chamadas “florestas vazias”, áreas de vegetação que perderam a sua

biodiversidade (principalmente de vertebrados), resultando em degradação e perda de muitas das suas funções ecológicas (REDFORD, 1992; STOKSTAD, 2014).

Estima-se que, no século XX, cerca de 75 % da biodiversidade agrícola mundial tenha sido perdida, a maior parte nos últimos cinquenta anos (FAO, 2010). A pecuária e a intensificação do uso do solo estão entre as grandes responsáveis pela degradação da biodiversidade no planeta (ALLAN et al., 2014; ALLAN et al., 2015). Entre os 35 ambientes mais importantes do mundo em riqueza biológica, 23 estão ameaçados pela pecuária (FAO, 2010).

A diversidade é essencial na paisagem agrícola, proporcionando polinizadores, controladores biológicos, decompositores de matéria orgânica, engenheiros do ecossistema (minhocas, formigas e cupins) cobertura vegetal, dispersores de sementes (JOUQUET et al., 2011; LETOURNEAU et al., 2011; POWER, 2010) que realizam diretamente todo o trabalho de manutenção dessa paisagem. Além desses benefícios da biodiversidade para as paisagens agrícolas, um dos principais motivos para incluí-la como um limite planetário é o seu papel no fornecimento de funções ecológicas que suportam os subsistemas biofísicos da Terra e, assim, fornecem a resiliência subjacente de outros limites planetários. Contudo, a ciência ainda carece de uma medida limite que capte, de modo agregado, o papel regulador da biodiversidade (STEFFEN et al., 2015).

Dadas as grandes perdas de biodiversidade é imprescindível o desenvolvimento de metodologias para expandir o monitoramento da biodiversidade global, gerando subsídios para compreender como estes processos vêm ocorrendo e propor formas para sua mitigação. O uso da bioacústica é uma das alternativas rápidas para levantamentos de dados sobre o comportamento natural das espécies e diante de perturbações ambientais. Esta se tornou uma ferramenta valiosíssima para a conservação (SUEUR et al., 2014; VIELLIARD, 2000), pois o monitoramento de animais silvestres é uma tarefa que requer grande volume de recursos materiais e tempo. Além disso, frequentemente o cripticismo, a camuflagem e as reduzidas dimensões de algumas espécies de animais dificultam um censo preciso através de captura ou registro visual. E, as manifestações acústicas podem ser registradas de forma abrangente e precisa, mesmo sem a visualização dos indivíduos (FIGUEIREDO, 2008; VIELLIARD, 1990).

A bioacústica consiste no estudo do comportamento de comunicação dos animais através dos sinais sonoros (VIELLIARD; SILVA, 2006). A utilização de censos acústicos requer reduzido esforço

para a coleta, identificação e interpretação dos eventos, reduzindo em muito os custos e o tempo dos estudos de monitoramento (AIDE et al., 2013; TUBARO, 1999).

A gravação *in situ* (busca ativa) e a gravação automatizada (busca passiva) são as modalidades de coleta de dados bioacústicos. Na primeira, há a presença direta do pesquisador em campo (MONTICELLI et al., 2016), enquanto na segunda o gravador (equipamento) permanece em campo durante o tempo necessário para coleta de dados ou uma base fixa de monitoramento é instalada (RIBEIRO et al., 2017; AIDE et al., 2013).

Estudos vêm mostrando que a capacidade de avaliar rapidamente as mudanças no comportamento, tamanho da população e uso da paisagem, simultaneamente, em grandes áreas geográficas, torna o monitoramento acústico passivo (MAP) uma ferramenta viável e econômica para a conservação, avaliação das estratégias de restauração e reabilitação de áreas degradadas (SCHMELLER et al., 2017; SUEUR et al., 2012; WREGÉ et al., 2017), monitoramento ambiental em áreas de mineração (ALVAREZ-BERRÍOS et al., 2016), exploração de gás natural (DEICHMANN et al., 2017), e implantação de sistemas agroflorestais (BOBRYK et al., 2015).

Como a gravação automatizada é uma ferramenta recentemente desenvolvida, muitas pesquisas ainda estudam especificamente os ecossistemas naturais, negligenciando pesquisas em agroecossistemas (AIDE et al., 2013; ALVAREZ-BERRÍOS et al., 2016; CERQUEIRA; AIDE, 2016; DEICHMANN et al., 2017). As paisagens rurais apresentam grande relevância ecológica, socioeconômica, histórica e cultural. Compreender a distribuição da biodiversidade nesse contexto é condição para avaliarmos os serviços ecossistêmicos e desserviços ambientais nos diferentes usos e ocupação do solo no contexto da ecologia das paisagens. Ampliar os esforços de levantamento, documentação e monitoramento da biodiversidade associada às paisagens é fundamental para avaliarmos a resiliência dos agroecossistemas e ecossistemas naturais associados (JOLY et al., 2011).

Neste contexto, esta pesquisa tem como objetivo a caracterização da variação da assembleia de aves entre áreas pastoris e em remanescentes florestais adjacentes, avaliando o impacto desta mudança de uso na diversidade de espécies. Também foi discutido o uso da metodologia do MAP para avaliação rápida da biodiversidade nas paisagens rurais do Bioma Mata Atlântica.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Áreas de estudo

O estudo foi conduzido em quatro propriedades rurais que trabalham com produção de leite a base de pasto localizadas no bioma Mata Atlântica Sul no Estado de Santa Catarina, Brasil. Três propriedades se encontram no município de Santa Rosa de Lima ($28^{\circ}04'25.4''\text{S}$ $49^{\circ}09'22.4''\text{W}$; $28^{\circ}02'17.1''\text{S}$ $49^{\circ}08'51.8''\text{W}$; $28^{\circ}01'23.9''\text{S}$ $49^{\circ}06'15.7''\text{W}$) e uma em Imaruí ($28^{\circ}16'47.9''\text{S}$ $48^{\circ}52'00.8''\text{W}$) (Figura 5). Os locais de estudo tem altitudes que variam de 6 a 450 metros, o clima da região é caracterizado como subtropical úmido mesotérmico (Cfa) de acordo com a classificação de Köppen e apresenta temperatura mínima abaixo de 18°C e máxima acima de 22°C com precipitação média mensal acima de 40 mm (ALVARES et al., 2013).

Figura 5 - Mapa de localização das quatro propriedades rurais estudadas em Santa Catarina, Brasil.



Fonte: adaptado de [https://pt.wikipedia.org/wiki/Santa_Rosa_de_Lima_\(Santa_Catarina\)](https://pt.wikipedia.org/wiki/Santa_Rosa_de_Lima_(Santa_Catarina))

3.2.1.1 Floresta

Este estudo foi conduzido em oito remanescentes de Floresta Ombrófila Densa, localizados nos municípios de Santa Rosa de Lima (6) e Imaruí (2). As áreas possuem tamanhos que variam de 15 a 40 hectares cobertos por floresta secundária, com cerca de 30 anos após ter sofrido intensa exploração seletiva de indivíduos comerciais. Em alguns remanescentes os bovinos tem o acesso.

3.2.1.2 Pastagem

As pastagens estudadas, no verão e primavera são compostas pelas forrageiras missioneira gigante (*Axonopus catarinenses*), amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) e grama forquilha (*Paspalum notatum*) e no inverno é feito sobresemeadura de aveia preta (*Avena strigosa*) e azevém (*Lolium multiflorum*).

3.2.2 Coleta de dados

Os dados foram coletados entre os meses de novembro e dezembro de 2016 e em janeiro, fevereiro, novembro e dezembro de 2017 totalizando seis períodos experimentais em quatro propriedades rurais distintas. Em cada propriedade, os locais de estudo “floresta” e “pastagem” foram avaliados simultaneamente durante dois dias consecutivos. Cada dia as gravações ocorreram em pontos amostrais diferentes, dentro de cada habitat em cada propriedade, e distantes 200 metros entre si. As áreas de floresta e pastagem de cada propriedade estavam 300 metros distantes entre si para evitar sobreposição. De acordo com Cerqueira et al., (2013), cada habitat é definido como um espaço hemisférico tridimensional com um raio de cerca de 50 m em torno do gravador. As gravações ocorreram no período da manhã das 05h às 09h nas quatro propriedades.

Nas quatro propriedades rurais estudadas foi gravado um total de 2.400 minutos (25 min/dia x dois dias x seis períodos experimentais x quatro propriedades x dois habitats). Devido a problemas em algumas gravações os dados obtidos foram homogeneizados e, aleatoriamente, foram considerados 200 min de gravações em cada habitat por propriedade, somando 800 minutos de gravações por habitat.

Para a coleta e registro dos dados utilizaram-se dois gravadores portáteis autônomos (telefones celulares) protegidos dentro de caixas impermeabilizadas (Grace Digital Eco Pod). Os gravadores foram acoplados a um conector externo ligado a um microfone (Monoprice - Model 600200). Cada gravador foi anexado, com cintas, a um tronco de árvore ou palanque de cerca de 1,5 m acima do solo, com o microfone apontado para baixo (DEICHMANN et al., 2017).

Todos os gravadores foram programados para gravar em uma faixa de amostragem de áudio mono de 44,1 kHz durante 1 min em intervalos de 10 min (25 registros individuais por dia) em arquivos não compactados (formato wav) usando o aplicativo ARBIMON *touch* (Rede de monitoramento automatizado remoto de biodiversidade) para a plataforma Android (Sieve Analytics). Todos os dados foram armazenados na plataforma bioacústica ARBIMON II e podem ser ouvidos e visualizados sem custo (<https://arbimon.sieve-analytics.com/>).

3.2.3 Identificação das espécies observadas

A identificação de todos os fonótipos (sinais sonoros) foi feita auditivamente e/ou visualmente por meio do Audacity v.2.2.2 (software livre multiplataforma). O procedimento consiste em ouvir os sons gravados enquanto simultaneamente analisam-se espectrogramas criados com Audacity (transformação rápida de Fourier com tamanho de janela 1024 e janela Hanning); quando necessário, foram utilizados filtros para melhorar a análise auditiva das amostras (MAZZONI, 2017).

Estes fonótipos foram identificados através de comparações com os fonótipos presentes no Arquivo Bioacústico Catarinense, Xeno-Canto, WikiAves e com o auxílio de pesquisadores especializados (ornitólogos e bioacústicos), a nível de espécie. Os registros foram tabulados contendo informações sobre presença e ausência de cada espécie.

3.2.4 Análise de dados

A presença de cada espécie em um referido habitat foi considerada apenas uma vez por dia em cada propriedade. Consequentemente, foi considerada somente a presença/ausência das espécies nos habitats de uma referida propriedade a cada dia. As espécies identificadas foram nomeadas de acordo com a lista de espécies do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) (PIACENTINI et al., 2015).

A riqueza de espécies nos habitats estudados foi aferida pelas curvas de rarefação e extrapolação dos números de Hill para os dados de

incidência, utilizando os procedimentos e funções propostas por Chao et al., (2014), por meio do pacote "iNEXT" versão 2.0.15 (HSIEH et al., 2016), no programa R versão 3.4.4 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014). A partir dessa análise, que se baseia nos dados de incidência da comunidade, foi possível comparar os resultados de diferentes comunidades no tempo e espaço, pois as amostras são padronizadas a um mesmo tamanho (CHAO et al., 2014). As curvas foram geradas com intervalos de confiança a 95 % obtidos pelo método de bootstrap, o que facilita a comparação de diversas comunidades de amostras extrapoladas (CHAO et al., 2014).

3.3 RESULTADOS

Foram encontradas 97 espécies pertencentes a 44 famílias (Apêndice A) nas 64 amostragens nos habitats (Floresta e Pastagem) nas quatro propriedades rurais estudadas. No habitat floresta foram registradas 77 espécies e na pastagem 48, com 28 espécies ocorrendo em ambos os habitats. Dessa forma, na floresta encontramos 49 espécies não encontradas na pastagem. Já nas pastagens foram encontradas 20 espécies ausentes nos fragmentos florestais da Mata Atlântica Ombrófila Densa, cobertura original da região. Das 28 espécies registradas nos dois habitats, 11 são específicas de floresta. Seis espécies são somente de áreas abertas e 11 possuem ampla ocorrência, tanto em áreas abertas quanto florestas (Tabela 1).

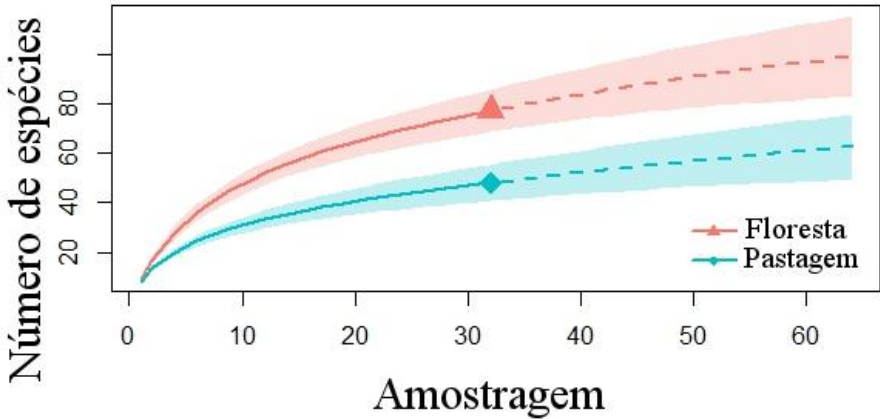
Tabela 1 - Lista das 28 espécies de aves registradas nos dois habitats estudados, frequência de ocorrência de cada espécie e seus respectivos locais de ocorrência (F- Floresta, B- Borda, AA – Área Aberta) conforme Sick (1997) e Sigrist (2006).

Nome Científico	Floresta	Pastagem	Local
<i>Aramides saracura</i>	4	5	F
<i>Attila rufus</i>	14	9	F-B
<i>Camptostoma obsoletum</i>	2	3	AA, F
<i>Celeus flavescens</i>	1	1	AA
<i>Crypturellus tataupa</i>	4	1	B-AA
<i>Crypturellus obsoletus</i>	5	6	F
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	3	2	F-B
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	7	4	B-AA
<i>Legatus leucophaius</i>	3	2	B
<i>Leptotila verreauxi</i>	11	1	F
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	3	2	F
<i>Patagioenas picazuro</i>	5	1	AA-B
<i>Pyrrhura frontalis</i>	5	7	AA-F
<i>Pytanguis sulphuratus</i>	1	18	AA
<i>Ramphastos dicolorus</i>	1	4	AA-F

Nome Científico	Floresta	Pastagem	Local
<i>Ramphastos vitellinus</i>	4	4	AA-F
<i>Rupornis magnirostris</i>	1	1	AA
<i>Setophaga pitiaiyumi</i>	15	7	AA-F
<i>Sicalis flaveola</i>	1	18	AA
<i>Tangara cyanocephala</i>	2	3	F
<i>Tangara cyanoptera</i>	1	1	F
<i>Tapera naevia</i>	6	1	F
<i>Trogon rufus</i>	6	1	F
<i>Turdus rufiventris</i>	10	15	AA-F
<i>Tyrannus melancholicus</i>	2	17	AA
<i>Veniliornis spilogaster</i>	1	1	F
<i>Vireo chivi</i>	10	4	AA-F
<i>Zonotrichia capensis</i>	1	19	AA

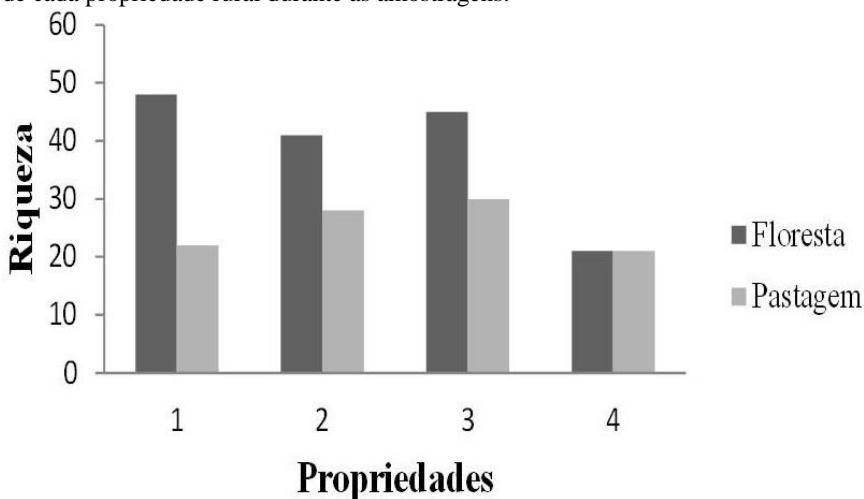
A curva de rarefação de espécies mostrou que, de fato, há diferença significativa entre a riqueza de espécies encontradas nos habitats pesquisados (Figura 6).

Figura 6 - Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas tracejadas) com 95 % de intervalo de confiança (área sombreada).



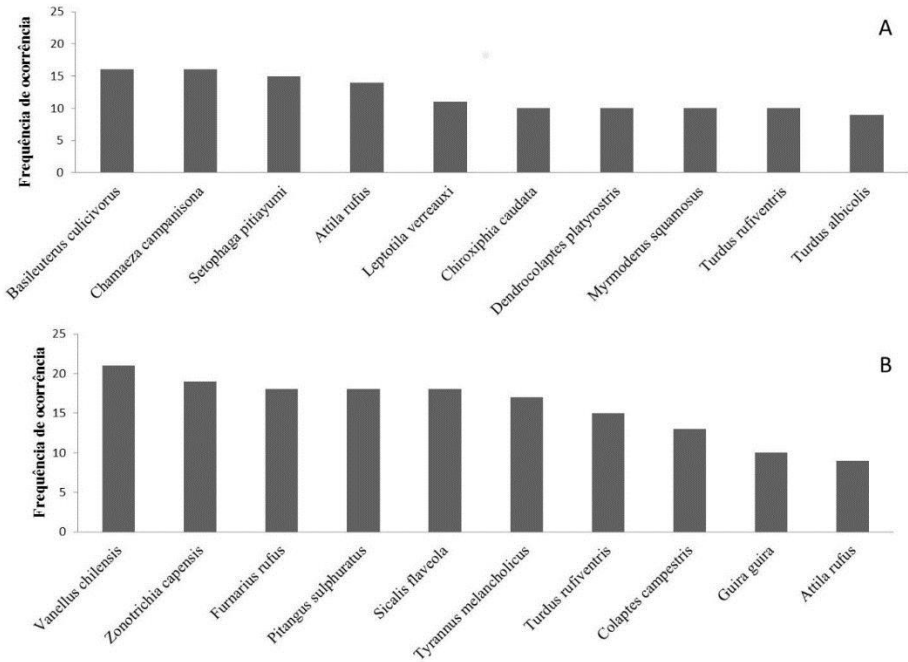
Nas propriedades 1, 2 e 3 os dados de riqueza foram similares, com florestas apresentando maior número de espécies (média de $x \pm y$) e menor riqueza presente em pastagens média de $x \pm y$ espécies. Já na propriedade 4 (está localizada em Imaruí) a riqueza de espécies foi igual nos dois habitats. Essa propriedade no habitat floresta apresentou uma riqueza menor quando comparada com as outras propriedades (Figura 7).

Figura 7 - Distribuição da riqueza de espécies encontrada em cada habitat dentro de cada propriedade rural durante as amostragens.



Entre as 10 espécies que tiveram maior frequência de ocorrência e que foram registradas nos dois habitats *Attila rufus* e *Turdus rufiventris* se destacaram por serem consideradas de floresta e borda. Já *Basileuterus culicivorus* é de subosque, florestal; *Chamaeza campanisona* florestal; *Setophaga pitaiayumi* floresta e borda, *Leptotila verreauxi* floresta e borda, *Chiroxiphia caudata* floresta e borda (Figura 8-A). Para a área de pastagem se destacam as espécies *Vanellus chilensis*, *Furnarius rufus*, *Guirra guirra*, *Colaptes campestris* que são somente de áreas abertas, *Zonotrichia capensis* e *Pitangus sulphuratus* áreas abertas e bordas de mata (Figura 8 – B) (Apêndice A).

Figura 8 - Frequência das 10 espécies de aves que tiveram maior ocorrência em cada habitat. A) Floresta; B) Pastagem.



3.4 DISCUSSÃO

Neste estudo, constatou-se que o número de espécies de aves encontradas nos habitats estudados reflete as consequências das perdas de habitats no Bioma Mata Atlântica, um dos “*hotspots*” de biodiversidade, com mais espécies ameaçadas de extinção (ICMBIO, 2016). Os habitats “floresta” são fragmentos pequenos, mas ainda resguardam condições e recursos para a conservação de muitas espécies de aves quando comparados com agroecossistemas. Diante da diminuição e a substituição da floresta para usos diversos do solo, os fragmentos florestais despontam com importância magnificada, apesar das limitações e fragilidades. Eles servem como corredores ecológicos e *stepping stones* (pontos de ligação ou trampolins ecológicos). Esses remanescentes rodeados de áreas agrícolas são condição para viabilização do fluxo biológico entre manchas de habitats mais conservados (METZGER, 1999).

Nas pastagens, as aves que apresentaram maior frequência são espécies generalistas e com pouca sensibilidade à fragmentação de habitats (SICK, 2001). Algumas poucas de floresta também foram registradas nas áreas pastoris. A presença de tais espécies pode ser explicada pela necessidade de forrageamento nas áreas abertas devido a crescente fragmentação e restrição de habitats provocada pelo desmatamento e produção agropecuária.

Das dez principais aves que ocorreram nos dois habitats a única com maior porte é *Guira guira* que não é um bom dispersor e é preferencialmente carnívoro (SICK, 1997). Outras espécies de porte médio a grande para floresta não apareceram no recorte das 10 espécies com maior ocorrência e mesmo assim tiveram uma baixa ocorrência dentro do levantamento (*Tinamus solitarius*, *Crypturellus obsoletus* e *C. tataupa*, *Aramides saracura*, *Penelope obscura*, que são espécies que forrageiam no estrato terrestre; *Ramphastos vitellinus* e *R. dicolorus* e *Cyanocorax caeruleus*). Esse fato reforça o impacto de não se ter uma grande diversidade de aves de porte médio a grande nas florestas, já que a extinção das grandes aves tem interferido na evolução de várias espécies florestais nativas (GALETTI et al., 2013).

Contudo, bons dispersores de sementes como os Turdidae e Ramphastidae, terem sido registrados em áreas de pastagem, mesmo que em baixa frequência, indica que a implantação de árvores poderia dar resultado em aumentar a frequência/riqueza destas aves na paisagem. E os bons dispersores de sementes como Turdidae, Rhamphastidae, Cracidae, Cotingidae e Trogonidae terem sido registrados em florestas, indicam a possibilidade de maior interação de paisagens agropecuárias com presença de árvores.

A floresta é condição para manter os grandes dispersores de sementes (VIDAL et al., 2013). Os tucanos (*Ramphastos* spp.) são importantíssimos, além de dispersores eficientes estão entre as poucas aves que se alimentam de sementes grandes. Por exemplo, a ausência dos tucanos há mais de 50 anos, levou a palmeira *Euterpe edulis* a produzir frutos menores, enquanto nas matas conservadas o tamanho do fruto era maior. Onde não existem tucanos ou outras aves com bicos grandes, a *E. edulis* é dispersada por aves menores, como sabiás. Os frutos maiores não cabem no bico do sabiá ficando embaixo da palmeira e não geram novas plantas. Apenas as sementes menores são dispersadas nestas condições (GALETTI et al., 2013). Várias outras espécies de árvores nativas passam pela mesma situação da *E. edulis*. Isso pode envolver a perda de algumas funções dos ecossistemas comprometendo serviços ecossistêmicos

essenciais para manutenção do próprio remanescente e das atividades agrícolas (VIDAL et al., 2014).

A baixa ocorrência de aves de porte médio e grande neste estudo, tais como *Ramphastos* sp., *Penelope superciliaris* e *P. obscura*, pode estar relacionada ao decréscimo na qualidade dos habitats e pressão de caça decorrente de atividades humanas nas circunvizinhanças dos fragmentos. As florestas estão tornando-se vazias devido à intensa fragmentação (DIRZO et al., 2014), caça, extração madeireira (PERIAGO et al., 2015; STOKSTAD, 2014), e até a extração de produtos não-madeireiros (REDFORD, 1992) desregulada.

As aves exercem importantes funções ecológicas como controle de insetos, dispersão de sementes e polinização, contribuindo assim para a manutenção do equilíbrio biológico local e manutenção das culturas agrícolas (SEKERCIOGLU, 2012). A ausência dessas espécies pode comprometer a provisão de serviços ecossistêmicos, inclusive aqueles diretamente associados à atividade agropecuária.

A diferença na riqueza de espécies de aves entre os dois habitats foi considerável e isso reforça o argumento de que esses fragmentos florestais são essenciais para conservar algumas aves da região. A curva de rarefação de espécies mostrou que uma ampliação amostral deveria ser aplicada à floresta, indicando que a riqueza de espécies neste habitat foi subamostrada. Já na pastagem a ampliação amostral encontraria poucas espécies além daquelas observadas neste estudo. Tais resultados indicam que as diferenças entre os habitats são ainda maiores que as observadas, destacando a grande perda de aves de habitats florestais quando transformados em agroecossistemas desprovidos de componente arbóreo característico dos ecossistemas originais da região (DIETSCH et al., 2007; PERFECTO, 2003).

Os impactos da perda de diversidade da avifauna nos remanescentes florestais sobre as cadeias tróficas, nos processos e serviços ecossistêmicos e conseqüentemente sobre os agroecossistemas necessitam ainda ser elucidados. O impacto da similaridade marcante de espécies exclusivas de ambientes pastoris nessas áreas originalmente cobertas pela Mata Atlântica Ombrófila Densa também carece de investigação. Tampouco é bem entendida a ecologia das aves de fragmentos bordados por pastagens e a resiliência dos próprios remanescentes florestais.

O MAP tem mostrado ser um meio que facilita o levantamento de dados tão urgentes para o entendimento de como as espécies estão se comportando em ambientes antropizados. Pesquisas que realizaram

comparações entre o método acústico passivo e metodologias tradicionais de coleta de dados sobre aves constataram que a forma passiva detecta um número maior de espécies (ALQUEZAR; MACHADO, 2015; CELIS-MURILLO; DEPPE; WARD, 2012; WIMMER et al., 2013).

Na pesquisa de Wimmer et al. (2013), os autores concluíram que os dados acústicos detectaram uma riqueza de 75 a 80 espécies de aves em áreas de floresta aberta, *Eucalyptus* sp. e *Melaleuca quinquenervia*, borda da floresta e pastagem, enquanto os levantamentos tradicionais variaram de 34 a 49 espécies.

Os equipamentos acústicos estão cada vez mais confiáveis, simples de operar e acessíveis economicamente. O monitoramento acústico passivo está se tornando uma prática cada vez mais comum para avaliação das paisagens acústicas e seus elementos em várias circunstâncias, especialmente na avaliação do impacto e restauração de ecossistemas (BOBRYK et al., 2015). As gravações permanentes “online” também são uma opção de levantamento de dados que criam possibilidades de pesquisa em diferentes flancos a custos exequíveis, inclusive para comparações temporais e contínuas (SEDLÁČEK et al., 2015).

Além dos pontos levantados acima sobre o MAP, vale ressaltar o tempo investido em laboratório para o treinamento do especialista na identificação dos cantos das espécies gravadas. Um observador pouco habituado a identificar aves seria beneficiado por um trabalho mais longo em gabinete, enquanto um observador mais treinado ganharia esse tempo levantando os dados em campo. Então, para iniciantes na identificação das espécies e até mesmo, para pesquisadores experientes, o MAP quando agregado à softwares que facilitam a identificação automática das espécies é um avanço plausível nas pesquisas científicas, diante de grandes impactos ambientais e das mudanças globais que vêm ocorrendo.

Para estudos futuros recomenda-se usar softwares que façam a identificação automática das espécies. Alguns programas já são usados, eles permitem, além da análise de padrões encontrados, fazer a busca automática dos padrões individuais de cada espécie e também avaliar em quais amostras não houve identificação (AIDE et al., 2013).

3.5 CONCLUSÃO

Mesmo diante da alteração ambiental promovida pelas atividades agropecuárias nos habitats estudados, uma qualidade considerável na composição da avifauna ainda pode ser observada na área de floresta, evidenciando a necessidade de manutenção dos fragmentos de florestas

naturais em propriedades rurais, para manutenção da comunidade de aves, servindo como locais de descanso, reprodução e alimentação.

As famílias de bons dispersores (Turdidae, Rhamphastidae, Cracidae, Cotingidae e Trogonidae) mostram a relevância desses fragmentos ao redor das atividades agropecuárias para o maior enriquecimento dessa paisagem. São necessários mais estudos que contribuam para o entendimento da influência de ambientes pastoris sobre avifauna, em diferentes escalas.

O planejamento e o manejo adequado das paisagens rurais, também pode ser uma condição para recuperação destas populações de aves e dos serviços ecossistêmicos relacionados. Técnicas de avaliação rápidas e eficientes podem possibilitar este planejamento e gerenciamento, viabilizando a restauração ecológica (BROWN et al., 2016; GASC et al., 2015).

As avaliações com MAP foram inequívocas com relação ao impacto das atividades agropecuárias na biodiversidade de aves. O método utilizado pode captar a realidade das paisagens estudadas e mostrar os impactos presentes no nível da paisagem ao apontar as espécies presentes nos habitats.

Com o uso dessa ferramenta muitas informações foram levantadas, gerando um banco de dados atual que pode subsidiar ações mitigadoras da perda da biodiversidade e restauração da paisagem rural. Diante de algumas limitações no presente estudo não conseguimos gerar os modelos de reconhecimento automático das espécies. Mas, sabe-se que esses programas existem e que são ágeis e uteis para esse tipo de metodologia.

Apenas as espécies de aves foram identificadas manualmente, mas toda a paisagem acústica foi gravada, compondo o banco de dados. Espécies de mamíferos, anuros, insetos, ruídos antrópicos (máquinas, automóveis, humanos), vento, chuva foram gravados e fazem parte da paisagem acústica do ambiente e exercem influência no comportamento das espécies presentes (FARINA; JAMES, 2016; PIJANOWSKI et al., 2011) e seriam importantes para comporem estudos futuros que agreguem subsídios às informações obtidas nesse estudo.

4 CAPÍTULO II - CONSERVAÇÃO DE AVES: A IMPORTÂNCIA DO COMPONENTE ARBÓREO EM PASTAGENS

RESUMO

Como uma prática de mitigação dos efeitos da substituição da floresta por pastagens e recuperação de ambientes agrícolas degradados, técnicas de recuperação dessas paisagens devem ser mais incentivadas e estudadas para que sejam implantadas em áreas que sofreram impactos ambientais. Este estudo tem como objetivo avaliar a riqueza e composição da comunidade de aves associada aos Sistemas Silvipastoris com Núcleos (SSPnúcleos) e determinar se eles funcionam efetivamente como habitats alternativos e como trampolins ecológicos em especial para espécies de floresta. Assim como, discutir a importância de se ter árvores no meio da pastagem para o incremento da biodiversidade e melhoria na estrutura da paisagem. Para isso, a comunidade de aves presente em quatro habitats (interior e borda da floresta, SSPnúcleos e pastagem) foi estudada como um bioindicador ambiental desta técnica de recuperação de pastagens degradadas. Gravadores foram instalados, simultaneamente, dentro desses habitats durante a primavera e verão de 2016 e 2017 em três propriedades rurais. Foram encontradas 108 espécies de aves em 2.400 min de gravações (200 min/habitat). A diferença de riqueza de espécies entre os quatro habitats foi significativa ($F= 13.762$; $P=0.0042$), o número de espécies no interior da floresta foi maior que o encontrado na pastagem ($p=0.00$). Entre os habitats SSPnúcleos e pastagem ($p=0.14$), borda e SSPnúcleos ($p=0.54$), interior e borda ($p=0.19$), não houve diferença significativa. A composição de espécies das comunidades de aves variou entre os quatro habitats. O primeiro eixo da PCoA explicou 47 % da variação total e distinguiu claramente as áreas de interior e borda de fragmentos florestais das áreas de pastagem com e sem núcleos arbóreos. Os resultados demonstraram que os SSPnúcleos implantados atuam como trampolins facilitando o deslocamento entre os fragmentos para as espécies de aves florestais. E eles abrigam uma composição de espécies de aves diferente quando comparados às pastagens sem árvores aumentando a diversidade da paisagem. Esse sistema pode ser considerado como uma técnica de mitigação dos efeitos da substituição da floresta em pastagens ou cultivos agrícolas.

Palavras-chave: Avifauna, Sistemas Silvipastoris, Ecossistemas naturais e antropogênicos, Mata Atlântica, Restauração de áreas degradadas.

ABSTRACT

As a practice to mitigate the effects of forest replacement by pasture and recovery of degraded agricultural environments, techniques for restoring these landscapes should be further encouraged and studied to be deployed in areas that have suffered environmental impacts. This study aims to evaluate the richness and composition of the bird community associated with Silvopastoral Systems with Nuclei (SSPnúcleos) systems and to determine if they function effectively as alternative habitats and as ecological stepping stones especially for forest species. As well as discussing the importance of having trees in the middle of the pasture to increase biodiversity and improve the landscape structure. For this, the community of birds present in four habitats (forest, edge of the forest, SSPnuclei and pasture) was studied as an environmental bioindicator of this technique of recovery of degraded pastures. Recorders were installed simultaneously within these habitats during the spring and summer of 2016 and 2017 on three farms. There were 108 species of birds found in 2,400 min of recordings (200 min/habitat). The difference of species richness among the four habitats was significant ($F = 13,762$; $P = 0.0042$), the number of species within the forest was higher than that found in the pasture ($p = 0.00$). Among SSPnuclei and pasture habitats ($p = 0.14$), edge and SSPnuclei ($p = 0.54$), forest and edge ($p = 0.19$), there was no significant difference. Species composition of bird communities varied between the four habitats. The first axis of PCoA explained 47 % of the total variation and clearly distinguished the forest and edge areas of forest fragments from pasture areas with and without SSPnuclei. The results showed that the implanted SSPnuclei act as stepping stones facilitating their displacement between the fragments for the species of forest birds. And they make up a composition of different bird species when compared to the grasslands without trees increasing the diversity of the landscape. This system can be considered as a technique to mitigate the effects of forest substitution on pastures or agricultural crops.

Keywords: Avifauna, Silvopastoral System, Natural and Anthropogenic Ecosystems, Atlantic Rainforest, Restoration of Degraded Areas.

4.1 INTRODUÇÃO

A partir do cenário atual de grande avanço das atividades agropecuárias e urbanização sobre as áreas naturais há uma grande demanda de desenvolvimento de estratégias de recuperação da paisagem nos trópicos com o propósito de mitigar as perdas da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005), conservar a biodiversidade (LAURANCE; USECHE, 2009) reduzir as emissões de carbono (VAN DER WERF et al., 2009), e preservar os ciclos hidrológicos alterados (SHEIL; MURDIYARSO, 2009). Para isto, a restauração de ecossistemas degradados tem sido reconhecida como uma meta de política ambiental global cada vez mais importante (ARONSON; ALEXANDER, 2013).

Essas estratégias de recuperação da paisagem envolvem, também, a construção de matrizes agrícolas estruturadas (PERFECTO, 2003). A qualidade da matriz influencia diretamente o uso e a persistência das espécies em paisagens fragmentadas (UMETSU; PAUL METZGER; PARDINI, 2008). A estrutura e o tipo de manejo de uma matriz agrícola podem influenciar na manutenção das espécies florestais dentro dos remanescentes (BRADY et al., 2011; FISCHER; THIES; TSCHARNTKE, 2011).

A inospitalidade da matriz pode ser agravada pela utilização de agrotóxicos em áreas de agricultura intensa e homogêneas (FISCHER; THIES; TSCHARNTKE, 2011). Entre as diversas formas de cultivo e variáveis de paisagem, matrizes com cobertura arbórea estão entre as formas mais eficazes para que as espécies sejam capazes de atravessar esse ambiente estruturalmente diferente do seu habitat original (BRADY et al., 2011). O manejo da matriz agrícola pode ser uma importante ferramenta para a conservação de modo à reestabelecer a conexão entre fragmentos florestais anteriormente isolados (PREVEDELLO; VIEIRA, 2010).

Técnicas de recuperação de paisagens degradadas precisam ser incentivadas e estudadas. Desta forma, por exemplo, os efeitos da substituição de florestas por pastagens podem ser mitigados. Uma das técnicas que podem ser citadas e que vem sendo implementada na Mata Atlântica é o SSPnúcleos (Sistema Silvipastoril com Núcleos) que surgiu com essa proposta de recuperação de pastagens degradadas pelo laboratório de Sistema Silvipastoril e Restauração Ecológica (LASSre) da UFSC e parceiros.

O SSPnúcleos consiste no cultivo de árvores nativas agrupadas em núcleos agroflorestais (5 x 5 m) distribuídos na pastagem piqueteada. Essa técnica oferece uma complexidade estrutural através da sua própria configuração espacial e inserção de elementos estruturais na paisagem, como poleiros às aves, alimento e local para reprodução, assim como, sombra e abrigo ao gado (SCHMITT FILHO et al., 2013). A proposta foi direcionada no sentido de que as espécies florestais fornecessem em curto prazo, sombra (*Mimosa scabrella*) para proteção do gado, em médio prazo, frutos (*Musa* spp., *Euterpe edulis*, *Inga* sp., *Schinus terebinthifolius*) para os animais silvestres e para renda financeira e em longo prazo, madeira (*Ocotea catharinensis*, *Citharexylum myrianthum*, *Tabebuia seratifolia*) para fabricação de mourões e lenha para uso geral na propriedade rural.

Os núcleos florestais promovem pequenas interferências a nível local e de contexto, representando “gatilhos ecológicos” promotores de conectividade e de integração das áreas naturais e produtivas (REIS et al., 2014) que direciona a sucessão natural dentro dos núcleos por meio de elementos da própria sucessão e da restauração ativa (CORBIN; HOLL, 2012). Eles são como ilhas de árvores estabelecidas no meio da pastagem que podem capturar sementes dispersas pelo vento (FRANKS, 2003; ZAHAWI et al., 2013), bem como atrair animais dispersores de sementes que evitariam áreas abertas, permitindo o recrutamento natural e a expansão da área florestal (SCHLAWIN; ZAHAWI, 2008). As árvores sombreiam as gramíneas e outras plantas concorrentes, o que favorece a germinação, o estabelecimento natural de mudas das espécies florestais plantadas e aumenta a taxa de expansão da floresta ao longo do tempo (BECHARA et al., 2007), caso essas espécies sejam mantidas.

Os diversos tipos de sistemas agroflorestais, onde o componente arbóreo mais pastagem é classificado como silvipastoril, têm contribuído com a conservação de aves e é um assunto disseminado na bibliografia ecológica (COCKLE; LEONARD; BODRATI, 2005; FARIA et al., 2006; GÓMEZ; GARCÍA, 2014; GREENBERG; BICHER; STERLING, 1997; KOMAR, 2006). A grande riqueza de aves encontradas em cultivos sombreados de cacau (FARIA et al., 2006), erva mate (COCKLE; LEONARD; BODRATI, 2005), seringais (BEUKEMA et al., 2007) indicam que os sistemas agroflorestais são relevantes para a conservação dessas espécies nos trópicos. As aves nos sistemas silvipastoris podem agir como controladoras biológicas para a pastagem e o gado (SUJII et al., 2004), polinizadoras e dispersoras de sementes (GÓMEZ; GARCÍA, 2014).

Dentre os organismos bioindicadores, as aves se destacam como espécies indicadoras da qualidade do habitat (ABRAHAMCZYK et al., 2008; PADOVEZI; RODRIGUES; HORBACH, 2014; VOGEL; CAMPOS; BECHARA, 2015a). Isso se deve principalmente, à diversidade de espécies e distribuição em diferentes habitats, facilidade de amostragem por sua voz, cores e forma, apresentam grande variedade de respostas diante de diferentes condições ambientais e podem ser monitoradas ao longo do tempo, permitindo uma melhor compreensão sobre as transformações ambientais (CAMPOS et al., 2012).

Diante disso é necessário saber até quando estas espécies persistirão nestas paisagens já degradadas e como elas irão reagir se o nível de perturbação se ampliar ainda mais (JACKSON; FAHRIG, 2013). Por isso, é importante conhecer a diversidade das comunidades de aves nos ecossistemas naturais, como também nas áreas impactadas pelas atividades antrópicas, e assim obter informações que possibilitem um acompanhamento da evolução deste processo, facilitando ações de conservação (TUBELIS; CAVALCANTI, 2000), tais como os sistemas silvipastoris com núcleos arbóreos em pastagens degradadas.

Considerando estes aspectos o estudo tem como objetivo avaliar a riqueza e composição da comunidade de aves associada aos SSPnúcleos e determinar se eles funcionam efetivamente como habitats alternativos e como trampolins ecológicos em especial para espécies de floresta. Assim como, para discutir a importância de se ter árvores no meio da pastagem para o incremento da biodiversidade e melhoria na estrutura da paisagem. Para isso, a comunidade de aves presente nesses locais foi estudada como um bioindicador ambiental desta técnica de recuperação de pastagens degradadas.

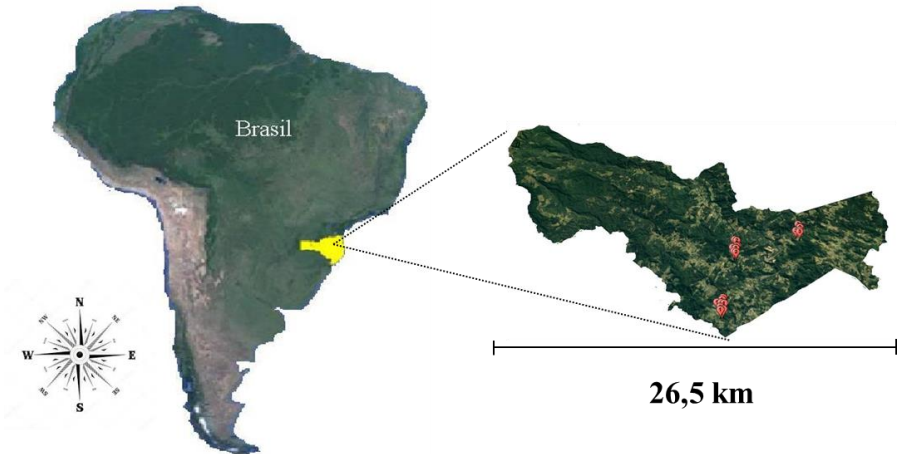
4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Áreas de estudo

O projeto SSPnúcleos teve início há seis anos, no município de Santa Rosa de Lima (28°02'26''S; 49°07'42''O), Estado de Santa Catarina, Brasil (Figura 9). O local do estudo tem altitude de 250 a 450 metros, o clima da região é caracterizado como subtropical úmido mesotérmico (Cfa) de acordo com a classificação de Köppen e apresenta temperatura mínima abaixo de 18 °C e máxima acima de 22 °C com precipitação média mensal acima de 40 mm (ALVARES et al., 2013). A vegetação original da região é composta por Floresta Ombrófila Densa.

Atualmente, a paisagem do município é formada por florestas secundárias e os remanescentes de floresta primária existentes, encontram-se principalmente junto à Serra Geral (IBGE, 2008).

Figura 9 - Mapa de localização das propriedades onde estão instalados os SSPnúcleos em Santa Rosa de Lima, Brasil.



4.2.1.1 Floresta

Este estudo foi conduzido na borda e interior de seis remanescentes de Floresta Ombrófila Densa, localizados no município de Santa Rosa de Lima. As áreas possuem tamanhos que variam de 15 a 40 hectares cobertos por floresta secundária, com cerca de 30 anos após ter sofrido intensa exploração seletiva de indivíduos comerciais. Em alguns remanescentes os bovinos tem acesso.

4.2.1.2 SSPnúcleos

O SSPnúcleos foi desenvolvido pelo Laboratório de Sistemas Silvopastoris e Restauração Ecológica (LASSre/UFSC) e consiste em quarenta núcleos agroflorestais de 5m x 5 m devidamente cercados e dispostos de forma equidistante em cada hectare, totalizando 10 % da área de pastagem. Em média cada piquete possui cinco núcleos, essa quantidade é determinada para que se alcance de 20 a 30 % de sombra,

evitando prejudicar o desenvolvimento forrageiro (SCHMITT FILHO et al., 2013, 2017).

4.2.1.3 Pastagem

As pastagens, estudadas, no verão são compostas pelas forrageiras missioneira gigante (*Axonopus catarinenses*), amendoim forrageiro (*Arachis pintoii*) e grama forquilha (*Paspalum notatum*) e no inverno é feito sobresemeadura de aveia preta (*Avena strigosa*) e azevém (*Lolium multiflorum*).

4.2.2 Coleta de dados

Os dados foram coletados entre os meses de novembro e dezembro de 2016 e em janeiro e fevereiro, novembro e dezembro de 2017, totalizando seis períodos experimentais, em três propriedades rurais onde havia SSPnúcleos implantados. Em cada propriedade foram amostrados quatro habitats (borda e interior da floresta mais próxima, SSPnúcleos e pastagem), e em cada habitat foram alocados dois pontos amostrais com distâncias mínimas de 200 m entre si. Foram feitas gravações nos quatro habitats, simultaneamente, das 5h às 9h da manhã. Em uma das propriedades estudadas, o habitat SSPnúcleos apresentava uma distância entre pontos amostrais de 60 m, devido à distribuição dos núcleos dentro do piquete. Entre cada habitat amostrado há uma distância mínima de 300 m, para evitar sobreposição de indivíduos.

Cada habitat é definido aqui como um espaço hemisférico tridimensional com um raio de cerca de 50 m em torno do gravador (CERQUEIRA et al., 2013). Os registros sonoros foram realizados com quatro gravadores portáteis autônomos (telefones celulares) protegidos dentro de uma caixa impermeabilizada (Grace Digital Eco Pod), acoplados a um conector externo ligado a um microfone (Monoprice - Model 600200). Cada gravador foi anexado, com cintas, a um tronco de árvore ou palanque de cerca de 1,5 m acima do solo, com o microfone apontado para baixo (DEICHMANN et al., 2017; GASC et al., 2013).

Todos os gravadores foram programados para gravar em uma faixa de amostragem de áudio mono de 44,1 kHz durante 1 min em intervalos de 10 min (25 registros individuais por dia) em arquivos não compactados (formato wav) usando o aplicativo ARBIMON touch (Rede de monitoramento automatizado remoto de biodiversidade) para a plataforma Android (Sieve Analytics). Todos os dados foram

armazenados na plataforma bioacústica ARBIMON II e podem ser ouvidos e visualizados sem custo (<https://arbimon.sieve-analytics.com/>).

Por ser difícil a quantificação exata do número de indivíduos nas gravações, não foi calculada a abundância de cada espécie. Alternativamente, foi calculada a frequência de registros. Como foi utilizado um gravador em cada habitat durante dois dias em cada propriedade, foi considerado que uma espécie teve a oportunidade de ser registrada uma vez a cada dia, em cada gravador, totalizando um máximo de dois registros por habitat em cada propriedade por período experimental.

Nas três propriedades estudadas, foram gravados 3.600 minutos (25 min/dia x dois dias x seis períodos experimentais x três propriedades x quatro habitats). Sendo assim, cada habitat/propriedade teve cinco horas de gravações, e os habitats em conjunto totalizaram 60 horas de gravações.

Por conta de problemas técnicos em alguns microfones externos, muita chuva e vento durante as gravações, para este estudo usamos os dados de 200 min em cada habitat por propriedade que foram sorteados aleatoriamente para padronizar o esforço amostral em cada habitat. Então, 2.400 min (40 h) foram usados para as análises deste estudo. No total foram analisadas oito unidades amostrais constituídas de 200 minutos de gravações em cada habitat por propriedade (8 un/hab x 3 prop.= 24 unidades amostrais em cada habitat).

4.2.3 Identificação das espécies

As espécies de aves foram identificadas por comparação com o banco de vocalizações presentes no Arquivo Bioacústico Catarinense (UFSC/CCB/ECZ), bancos de dados de sons para aves (<http://www.wikiaves.com> e www.xeno-canto.org) e com auxílio de pesquisadores especializados (ornitólogos e bioacústicos). O software Audacity Team v.2.2.2 (software livre multiplataforma) (MAZZONI, 2017) foi utilizado para determinação taxonômica sonográfica. Esse procedimento consiste em ouvir os sons gravados enquanto simultaneamente analisam-se espectrogramas criados com o Audacity (transformação rápida de Fourier com tamanho de janela 1024 e janela Hanning). Todos os registros foram determinados, quando possível, ao nível de espécie.

A nomenclatura taxonômica adotada está de acordo com Piacentini et al., (2015), enquanto que a classificação das espécies endêmicas e

ameaçadas de extinção na Mata Atlântica em Santa Catarina segue CONSEMA (2011) e as ameaçadas a nível mundial seguem a lista vermelha de espécies ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza IUCN (2017).

4.2.4 Análise de dados

A presença das espécies foi registrada em cada habitat. A frequência de registros foi usada como um substituto da abundância das espécies. Foi considerada somente a presença/ausência de cada espécie, em um registro diário, para cada habitat e em cada propriedade. Estimativas de riqueza foram realizadas utilizando a curva de rarefação e extrapolação baseada no estimador Chao1. A análise foi feita com o pacote iNEXT no ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014).

Para verificar a variação da riqueza de espécies entre os habitats, os dados foram submetidos a análise de variância (ANOVA), utilizando os quatro diferentes habitats dentro de cada uma das três propriedades (consideradas como blocos). A análise de quais habitats eram diferentes entre si com relação a riqueza encontrada foi realizada pelo teste de Tukey. As análises estatísticas foram realizadas com o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014).

Para avaliar diferenças na composição de espécies das comunidades de aves entre os quatro habitats estudados, foi realizada Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com base no número de ocorrências das espécies encontradas nos 600 minutos de gravação de cada habitat. A PCoA foi realizada por meio do software MULTIV (PILLAR, 2006) utilizando a distância de corda como medida de semelhança entre as 96 unidades amostrais.

4.3 RESULTADOS

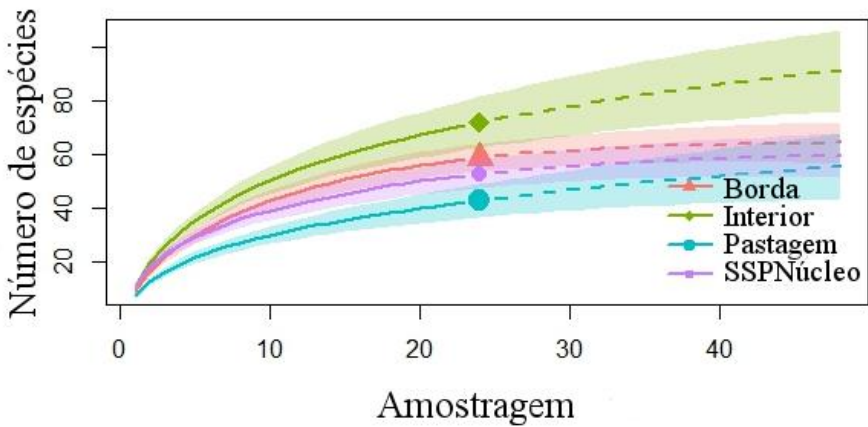
4.3.1 Riqueza de espécies

Foram encontradas 108 espécies de aves em 2.400 min de gravações (200 min/habitat/propriedade), nas 96 unidades amostrais (interior e borda da floresta, SSPnúcleos e pastagem) nas 3 propriedades rurais em Santa Rosa de Lima (Apêndice B).

Para os habitats borda e SSPnúcleos, a curva de rarefação de espécies de aves observadas tende à estabilização, enquanto que para

interior da floresta e pastagem a assíntota pode estar próxima, mas não foi alcançada. Contudo, é notória a maior riqueza de aves encontradas no interior dos fragmentos florestais em comparação com os outros habitats (Figura 10).

Figura 10 - Curva de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas tracejadas) com 95 % de intervalo de confiança para os números de Hill $q = 0$, representando o número de espécies de aves nos quatro habitats gerais amostrados no Sul do Brasil. Os intervalos de confiança de 95 % (área sombreada colorida que acompanha as linhas) foram obtidos através do método bootstrap. As amostras de referência são indicadas pelos pontos sólidos coloridos.



Das 108 espécies encontradas em todos os habitats, foi observado que algumas espécies tiveram ocorrência exclusiva em cada local estudado (Tabela 2).

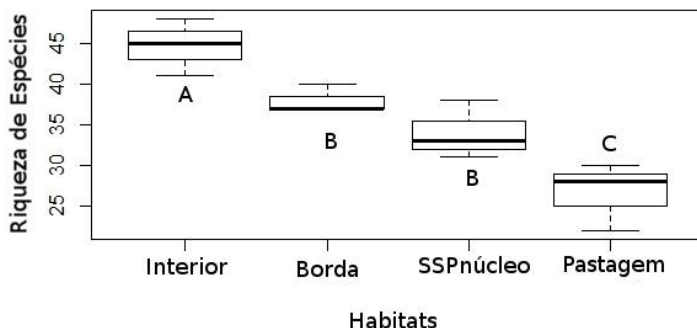
Tabela 2 - Riqueza total de espécies e a quantidade de espécies exclusivas registradas em cada habitat.

	Interior	Borda	SSPNúcleos	Pastagem
Riqueza total	72	59	53	43
Espécies exclusivas	20	5	4	7

A diferença de riqueza de espécies entre os habitats foi significativa ($F= 13.762$; $P=0.0042$) (Figura 11), o número de espécies no interior da floresta foi maior que o encontrado na pastagem ($p=0.00$). Entre os habitats SSPnúcleos e pastagem ($p=0.14$), borda e SSPnúcleos

($p=0.54$), interior e SSPnúcleos ($p=0.44$), interior e borda ($p=0.19$), não houve diferença significativa.

Figura 11 - Distribuição da riqueza de aves em cada habitat nas 3 propriedades rurais estudadas representada pela mediana e o primeiro e terceiro quartis.

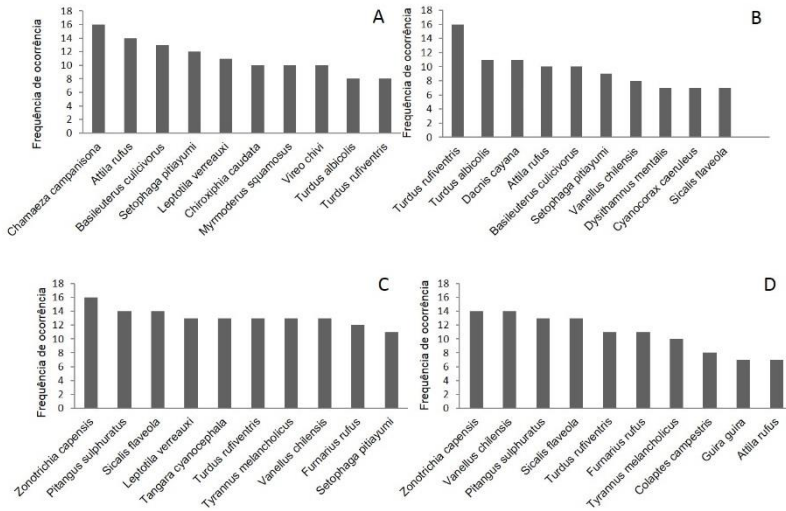


Legenda: A, B e C representam os habitats que diferenciaram-se na riqueza de espécies.

4.3.2 Composição de espécies

Considerando o conjunto de habitats as espécies mais frequentes foram: *Sicalis flaveola*, *Pitangus sulphuratus*, *Zonotrichia capensis*, *Vanellus chilensis*, *Furnarius rufus*, *Tyrannus melancholicus* e *Turdus rufiventris*. Para conhecer as aves que estão visitando os habitats pesquisados, foi construído um gráfico com as 10 principais espécies que ocorrem com maior frequência em cada local estudado (Figura 12).

Figura 12 - Frequência de ocorrência das 10 principais espécies em cada habitat. A) interior da floresta; B) borda da floresta; C) SSnúcleos; D) Pastagem.

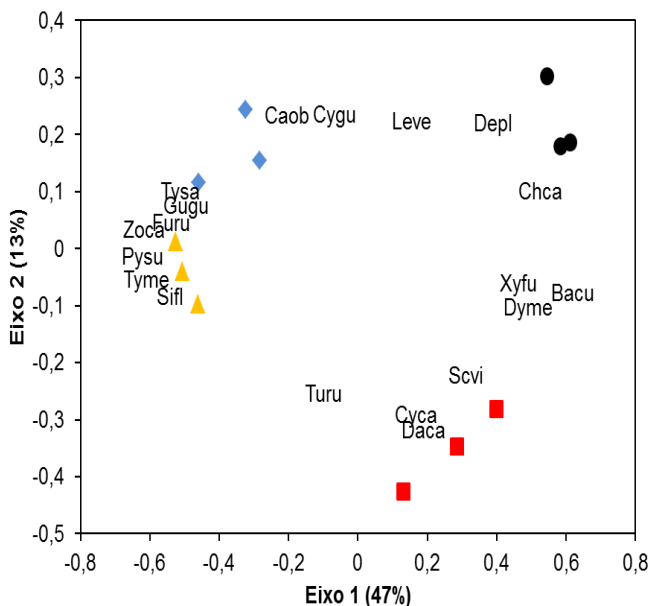


A composição de espécies das comunidades de aves variou entre os quatro habitats (Figura 13). O primeiro eixo da PCoA explicou 47 % da variação total e distinguiu claramente as áreas de interior e borda de fragmentos florestais das áreas de pastagem com e sem núcleos arbóreos. Esse eixo está positivamente correlacionado com o número de ocorrências de *Chamaeza campanisona* (0,9259), *Basileuterus culicivorus* (0,9254), *Dysithamnus mentalis* (0,8623), *Automolus leucophthalmus* (0,8534), *Xiphorhynchus fuscus* (0,8152) e negativamente com o número de ocorrências de *Sicalis flaveola* (-0,9536), *Pitangus sulphuratus* (-0,9511), *Furnarius rufus* (-0,9449), *Zonotrichia capensis* (-0,9347), *Tyrannus melancholicus* (-0,9238), *Tyrannus savana* (-0,9000) e *Guira guira* (-0,8714).

O segundo eixo (13 % da variação total) separou notavelmente as áreas de interior florestal das áreas de borda e, também separou, ainda que de forma mais sensível, as áreas de pastagem sem núcleos das áreas com núcleos arbóreos. Este segundo eixo está positivamente correlacionado com as ocorrências de *Cyclarhis gujanensis* (0,6472), *Camptostoma obsoletum* (0,6431), *Leptotila verreauxi* (0,6149), *Dendrocolaptes platyrostris* (0,6045) e negativamente com a ocorrência de *Dacnis cayana* (-0,8725), *Cyanocorax caeruleus* (-0,7997), *Turdus rufiventris* (-0,6957), *Hemithraupis ruficapilla* (-0,6805), *Schiffornis virescens* (-0,6803),

Procnias nudicollis (-0,6795), *Tolmomyias sulphurescens* (-0,6068) e *Herpsilochmus rufimarginatus* (-0,5534).

Figura 13 - Diagrama de ordenação de PCoA baseada no número de ocorrências de 108 espécies de aves em três áreas de interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica, três bordas de fragmentos, 3 áreas de pastagens sem núcleos arbóreos e 3 áreas de pastagens com núcleos arbóreos. Estão representadas as espécies mais correlacionadas aos eixos e que apresentaram pelo menos dez ocorrências ao total.



Legenda: Círculos pretos (Interior da floresta); Quadrados vermelhos (Borda da floresta); Triângulos laranjas (Pastagens); Losangos azuis (SSP núcleos). *Leptotila verreauxi* (Leve), *Dendrocolaptes platyrostris* (Depl), *Chamaeza campanisona* (Chca), *Xiphorhynchus fuscus* (Xyfu), *Basileuterus culicivorus* (Bacu), *Dysithamnus mentalis* (Dyme), *Schiffornis virescens* (Scvi), *Cyanocorax caeruleus* (Cyca), *Dacnis cayana* (Daca), *Turdus rufiventris* (Turu), *Sicalis flaveola* (Sifl), *Tyrannus melancholicus* (Tyme), *Pitangus sulphuratus* (Pysu), *Zonotrichia capensis* (Zoca), *Furnarius rufus* (Furu), *Guira guira* (Gugu), *Tyrannus savana* (Tysa), *Camptostoma obsoletum* (Caob) e *Cyclarhis gujanensis* (Cygu).

4.3.3 Espécies ameaçadas de extinção e endêmicas

No presente estudo, foram identificadas algumas espécies de aves que se encontram sob ameaça de extinção. Dentre elas, cinco são consideradas quase ameaçadas (*Carpornis cucullata*, *Cyanocorax caeruleus*, *Eleoscytalopus indigoticus*, *Tangara cyanoptera*, *Tinamus solitarius*) e duas vulneráveis (*Procnias nudicollis*, *Ramphastos vitellinus*), conforme a lista vermelha da IUCN (2017). De acordo com a lista de espécies ameaçadas em Santa Catarina, duas espécies são consideradas vulneráveis (*Tinamus solitarius*, *Penelope superciliaris*) (CONSEMA, 2011). (Apêndice B).

Trinta e sete espécies endêmicas da Mata Atlântica foram encontradas nos habitats estudados. Dessas, cinco espécies foram encontradas em todos os habitats e, apenas, doze espécies somente no interior e seis na borda da floresta (Apêndice B). Das espécies ameaçadas de extinção pela IUCN, três (*Cyanocorax caeruleus*, *Ramphastos vitellinus* e *Tangara cyanoptera*) tiveram ocorrência nos SSPnúcleos. As duas primeiras espécies são importantes dispersoras de sementes.

4.4 DISCUSSÃO

4.4.1 Riqueza de espécies

A riqueza de aves variou significativamente entre os habitats interior da floresta e pastagem, resultado que está diretamente associado aos diferentes tipos de distúrbios. Estes incluem a alteração e/ou a retirada da cobertura vegetal nativa, associadas a outras modificações nos ambientes naturais, como plantações de monoculturas, gramíneas exóticas, entre outras, que acarretam mudanças consideráveis na riqueza e composição das comunidades de aves (DINIZ-FILHO et al., 2009). A tendência à estabilização das curvas de acumulação de espécies observadas e estimadas sugere que os dados têm uma boa amostragem da riqueza das comunidades estudadas.

A matriz agropecuária tem influência direta na composição e riqueza de espécies de aves que os fragmentos florestais podem abrigar. Com uma matriz de baixa qualidade, as taxas de migração serão baixas, sendo possível que ocorra extinção dentro dos fragmentos, inclusive os de maior extensão. Os fatores que determinam a qualidade da matriz serão diferentes para distintos grupos de organismos (PERFECTO, 2003). Por isso é importante ter uma matriz agropecuária agroecológica ao redor dos

fragmentos florestais para facilitar a movimentação de espécies florestais entre manchas de floresta (PERFECTO; VANDERMEER, 2008). Em uma meta-análise usando dados para formigas, aves e árvores Philpott et al. (2008) apresentaram evidências mais rigorosas para o potencial de conservação da biodiversidade das agroflorestas de café sombreadas e a perda de diversidade com a intensificação do cultivo do café (sem sombra).

Os sistemas silvipastoris são considerados como matrizes que podem manter a biodiversidade e facilitar o movimento de organismos entre manchas no habitat natural (DAGANG; NAIR, 2003; HARVEY et al., 2006; PAGIOLA et al., 2004), dependendo da qualidade destes sistemas. Estudos sobre a biodiversidade associada em sistemas silvipastoris, também demonstram a importância de árvores dispersas e cercas vivas para o movimento de organismos dentro da paisagem agrícola e entre fragmentos florestais (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2002; HARVEY et al., 2006), além de facilitar o fluxo gênico entre subpopulações em um habitat fragmentado (WHITE; BOSHIER; POWELL, 2002). Pesquisas em áreas tropicais indicam que os sistemas silvipastoris oferecem grande potencial de serviços ecológicos quando manejados adequadamente (DAGANG; NAIR, 2003). Não há dúvida de que a combinação de árvores e pastagens contribui de modo positivo para a biodiversidade, quando comparado a monoculturas intensivas de pastagens, especialmente se as árvores do sistema silvipastoril forem nativas (PERFECTO; VANDERMEER, 2008), situação que se aplica aos SSPnúcleos.

Em paisagens heterogêneas, com alta variedade de culturas e práticas de manejo, as aves podem se beneficiar da maior disponibilidade de alimentos (DÄNHARDT et al., 2010). No bioma Mata Atlântica, estudos indicam que em plantações de erva-mate, aves que apresentam hábitos florestais apresentam maior abundância e diversidade na floresta, enquanto as espécies de borda apresentaram o mesmo comportamento nas plantações de erva-mate (COCKLE; LEONARD; BODRATI, 2005). Essas plantações são consorciadas com espécies arbóreas nativas, isso demonstra mais uma vez a importância da matriz agrícola heterogênea estruturada ao redor dos fragmentos. No nosso estudo as aves presentes nos SSPnúcleos estiveram mais relacionadas com as espécies de borda (*Pyriglena leucoptera*, *Chamaeza campanisona*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Synallaxis ruficapilla*, *Elaenia flavogaster*, *Myiopagis caniceps*).

A riqueza encontrada no interior dos fragmentos florestais sugere que, por mais fragmentadas que estejam, as florestas da região ainda abrigam uma qualidade e presença considerável de espécies de aves dispersoras de sementes (família dos Cotingidae, Cracidae, algumas dos Emberezidae, Tyrannidae). Isso tem efeito direto na paisagem local, contribuindo para a manutenção dos serviços ecossistêmicos que essas aves e esses fragmentos podem oferecer. Além de uma matriz agroecológica estruturada, a abundância de remanescentes florestais com alta diversidade de espécies, próximas às áreas de restauração, é considerada um importante potencial de recursos de propágulos (BRUDVIG, 2011; HOLL; CRONE; SCHULTZ, 2003), tanto de vegetais quanto de animais. Estudos prévios têm mostrado que a estrutura e composição dos habitats em florestas regeneradas naturalmente ou plantadas estão relacionadas diretamente com o aumento ou diminuição da riqueza de aves (MARSDEN; WHIFFIN; GALETTI, 2001; MUNRO et al., 2011; VOLPATO; MARTINS, 2013; ZURITA et al., 2006).

Conforme Perfecto (2003), é perceptível que não há diminuição da biodiversidade de espécies no mesmo momento em que se transforma a floresta em solo manejado. Mas sim, no momento em que se intensifica esse manejo e cultivo do solo com grandes áreas desmatadas para implantação de monocultivos (VANDERMEER et al., 1998). Por exemplo, nos neotrópicos tem se acumulado uma extensa literatura sobre café sombreado diversificado e plantações de cacau, demonstrando que esses cultivos conservam a biodiversidade no seu aspecto amplo (MOGUEL; TOLEDO, 1999; PERFECTO et al., 1996). Isso indica a importância e validade de uma matriz agroecológica para a paisagem e conservação das espécies.

Foram observadas diferenças significativas na riqueza entre os habitats estudados, principalmente entre interior da floresta e pastagem, denotando a diminuição da diversidade de espécies à medida que os habitats vão sendo simplificados. Esse fato reforça a necessidade do fomento de projetos que visem a recuperação e restauração da paisagem e matrizes agroecológicas. Isso favorece o aumento das espécies de aves que contribuem direta e indiretamente com a paisagem e com os produtores (as) rurais, no caso do SSPnúcleos. Os SSPnúcleos já oferecem local para reprodução e forrageamento, poleiro para descanso e trampolim ecológico para muitas aves. Algumas espécies presentes nesse habitat, também, ocupam áreas de borda de floresta, áreas de pastagens e, até mesmo, locais de influência direta do ser humano, como pomares e

plantações (*Tyrannus melancholicus*, *Pitangus sulphuratus*, *Troglodytes musculus*, *Furnarius rufus*, *Colaptes campestris*).

4.4.2 Composição de espécies

No presente estudo, foi verificada diferença na composição das espécies de aves entre os variados elementos das paisagens avaliadas. Espécies relacionadas ao eixo positivo são todas dependentes de florestas e as do eixo negativo dependentes de áreas abertas. Essa separação demonstra que há uma grande diferença na composição de espécies encontradas nos habitats estudados.

As espécies que apresentaram relação com interior e borda de floresta, são classificadas como pertencentes a estes ambientes. *Ramphastos vitellinus* foi comum para estes dois habitats e também para os SSPnúcleos. Essa espécie é comumente encontrada na borda e interior da floresta, mas visita áreas desmatadas e urbanas com árvores esparsas (ROSÁRIO, 1996). Nas pastagens, destacaram-se as espécies que possuem boa adaptação aos ambientes antropizados (*Guira guira*, *Sicalis flaveola*, *Vanellus chilensis*, *Pitangus sulphuratus* e etc).

Já a população de sabiá laranjeira (*Turdus rufiventris*) está se tornando mais comum em áreas urbanas do que em áreas florestais (GASPERIN; PIZO, 2009; HASUI; GOMES; SILVA, 2007). Essas aves são tolerantes às mudanças de cobertura de solo e se beneficiam de áreas antropizadas. Como é uma espécie frugívora e ocorreu em todos os habitats estudados, acredita-se que seja uma espécie potencial para a dispersão de sementes pela paisagem e recomposição dessas áreas desflorestadas.

As aves são reconhecidas como importantes agentes polinizadores e dispersores de espécies vegetais (ABREU; VIEIRA, 2004; MACHADO et al., 2006; PIZO; SANTOS, 2011). A importância das aves frugívoras na recuperação de áreas degradadas vem ganhando destaque em estudos realizados em áreas de pastagens (MACHADO; ROSA, 2005), de mineração (BECKER; PAISE; PIZO, 2013), de florestas degradadas (VOLPATO; NETO; MARTINS, 2018). Ao depositarem as sementes de espécies nativas em áreas antropizadas, as aves contribuem para o processo de recomposição vegetal.

A distribuição espacial das aves é dirigida, principalmente, por locais para abrigo, nidificação e alimentação. Para algumas espécies essas necessidades podem ser satisfeitas através do deslocamento entre diferentes habitats (BENTON; VICKERY; WILSON, 2003;

SÖDERSTRÖM; KIEMA; REID, 2003). Nos habitats pastagem não foram registradas espécies do interior de florestas, mas com a adição de árvores à paisagem este problema se ameniza incrementando a presença das aves florestais. Comparação as pastagens sem árvores, os SSPnúcleos fornecem maior quantidade de espaços para nidificação, alimentação, ponto de pouso, descanso e áreas de refúgio para muitas espécies de aves. Os agroecossistemas podem ser habitats importantes para a vida silvestre (PERFECTO, 2003).

Nos SSPnúcleos há espécies que estão presentes nas pastagens e bordas das florestas. Já no habitat pastagem não foram encontradas espécies que ocorrem no interior da floresta, apenas algumas espécies de borda que podem estar usando esses habitats para alimentação ou ponto de pouso. E onde predominam aves generalistas pode haver pouco efeito na dispersão de sementes, o que reforça a importância da incorporação de árvores à paisagem, pois atraem importantes dispersores acelerando o processo de restauração e manutenção de serviços ecológicos.

As aves de áreas abertas possuem maior tolerância à degradação de habitats, pois têm maior mobilidade e usam vários habitats dentro de um mosaico ambiental (WIENS, 1994). Esse tipo de ave geralmente utiliza as bordas da floresta e pode ser beneficiada por áreas arbóreas, pois encontra refúgio e alimento nestes locais. Mas, é evidente que, devido às grandes transformações na paisagem pela agricultura e vários tipos de uso da terra há uma drástica redução populacional de espécies mais exigentes quanto à qualidade do ambiente e aumento de espécies generalistas, muito possivelmente, também eliminação local de outras espécies (STRAUBE, 2005).

Algumas aves florestais, mesmo no caso de pequenos trechos sem floresta, como estradas, não são capazes de atravessar áreas abertas (DEVELEY; STOUFFER, 2001). Para essas espécies, corredores (DEVELEY; PONGILUPPI, 2010) e trampolins ecológicos têm função essencial na dispersão através da paisagem. As faixas de florestas mais extensas são importantes na redução do efeito de borda que interferem negativamente na riqueza e abundância de muitas espécies de aves de subosque, sendo que na Mata Atlântica esse efeito ocorre mesmo em fragmentos de floresta secundária (BANKS-LEITE; EWERS; METZGER, 2010).

Apesar de muitas espécies de aves florestais desaparecerem de fragmentos isolados (RIBON; SIMON; DE MATTOS, 2003; STOUFFER; BIERREGAARD; SOURCE, 1995), as pequenas “ilhas” de florestas isoladas são importantes por contribuírem no processo de

movimentação de algumas espécies de aves, permitindo que essas se desloquem através da paisagem (BOSCOLO et al., 2008; HADLEY; BETTS, 2009).

4.4.3 Espécies ameaçadas de extinção e endêmicas

O bioma Mata Atlântica é o mais crítico para a conservação de aves no Brasil e contém 75,6 % das espécies ameaçadas e endêmicas do país (MARINI; GARCIA, 2005). Algumas aves endêmicas e ameaçadas, que foram encontradas nos habitats, são espécies de floresta, mas visitam ambientes abertos com presença de árvores dispersas em busca de alimentos (SICK, 2003). Esse fato demonstra que o aumento de áreas com núcleos na paisagem rural poderia aumentar a visitação e conservação destas espécies. Além, da importância de arbustos distribuídos pela paisagem para que sirvam de trampolins ecológicos para as aves se locomoverem em busca de recursos para sobrevivência (MORELLI, 2013).

Estas são espécies de floresta, mas visitam ambientes abertos com presença de árvores dispersas em busca de alimentos (SICK, 2003). Isso demonstra a importância de arbustos distribuídos pela paisagem para que sirvam de trampolins ecológicos para essas espécies locomoverem-se em busca de recursos e núcleos/manchas de florestas permitem um aumento da disponibilidade de nichos para as espécies (MORELLI, 2013).

Desta forma, a perda de habitat no bioma Mata Atlântica é um fator preocupante, pois grande parte da avifauna é dependente de ambientes florestais (GOERCK, 1997; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008). Assim como, matrizes agrícolas intensivas prejudicam a diversidade de espécies por oferecerem habitats pobres e com demasiado uso de agrotóxicos que poluem o ambiente (PERFECTO, 2003).

As espécies *Heliodoxa rubricauda*, *Attila rufus* e *Tangara cyanoptera* são endêmicas desse bioma e foram registradas nos SSPnúcleos. As espécies *Cyanocorax caeruleus*, *Tangara cyanoptera*, *Ramphastos vitellinus* possuem o status de conservação de quase ameaçadas de extinção e vulneráveis, respectivamente. Além de terem sido encontradas no interior e borda da floresta também foram registradas nos SSPnúcleos e pastagens. A maioria das espécies encontradas nos núcleos, dentro destas categorias, são florestal.

As aves são responsáveis por serviços ecossistêmicos cruciais, como a dispersão de sementes, a polinização das flores, a predação e controle de pragas, a decomposição de animais mortos, fixação de

nutrientes, e incontáveis espécies de plantas dependem da relação de mútuo benefício com as aves para sobreviver (SEKERCIOGLU, 2011). As aves atuam, também, como controladoras biológicas de pragas que ocorrem nas pastagens (*Guira guira*, *Pitangus sulphuratus*, *Geothlypis aequinoctialis*) e podem contribuir para a dispersão de sementes nas pastagens quando se deslocam de um núcleo ao outro ou dos núcleos para os fragmentos vizinhos (família dos Ramphastidae, Cotingidae, Turdidae, Trogonidae). Esse fato corrobora a hipótese do trabalho e pode significar que as espécies de floresta, de fato, estão visitando os SSPnúcleos e estão usando-os como trampolins ecológicos.

Diante disso, percebe-se a importância da criação de paisagens rurais mais próximas da realidade das florestas para que essas espécies endêmicas e ameaçadas possam se reproduzir. Os SSPnúcleos demonstram suas vantagens quando essas categorias (endêmicas e ameaçadas) de aves são identificadas nesse agroecossistema. Nos sistemas silvipastoris as aves podem servir como controladoras de pragas na pastagem e no gado (SUJII et al., 2004), polinizadoras e dispersoras de sementes (GÓMEZ; GARCÍA, 2014), contribuindo para a saúde dos animais e melhorias na renda financeira dos produtores rurais. São polinizadoras de algumas espécies florestais que dependem unicamente de determinadas aves para que isso ocorra (*Tangara cyanocephala*, *Dacnis cayana*, *Chlorophonia cyanea*, *Heliodoxa rubricauda*).

Além dos agroecossistemas, dentro das florestas estudos vêm demonstrando que as aves insetívoras desempenham papel vital no controle de insetos herbívoros, estimulando o crescimento, reprodução e a sobrevivência das plantas e promovendo à longo prazo a regeneração de tecidos vegetais (BAEL; BRAUN; ROBINSON, 2003; HALAJ; WISE, 2012; PETER et al., 2015; TERBORGH et al., 2013)

4.5 CONCLUSÃO

Os SSPnúcleos acrescentam estrutura à paisagem, como poleiros e local para reprodução de aves, e podem facilitar o seu deslocamento entre os fragmentos para as espécies de aves florestais. Mesmo tendo menor riqueza de espécies que as florestas vizinhas, esses sistemas possuem uma composição diferente das pastagens sem árvores que a nível de paisagem pode aumentar a riqueza de espécies nesses ambientes.

Novos estudos são necessários para se compreender o comportamento de empoleiramento e os correspondentes efeitos nos serviços ecossistêmicos e seu manejo, aspectos cujo conhecimento é

altamente limitado quando se estuda as aves tropicais (MAAS et al., 2016). A inclusão de aspectos da diversidade funcional (guilda alimentar, habitat de ocorrência, sensibilidade das espécies) é necessária para compreender as respostas das aves a fatores ambientais, como a transformação do habitat, o uso da terra e mudanças climáticas.

A maior diversidade de aves entre os ambientes também favorece o turismo de observação de aves. As propriedades localizadas em Santa Rosa de Lima encontram-se em áreas estratégicas para o desenvolvimento dessa atividade. A cidade possui o título de capital da Agroecologia com uma forte associação e cooperativa de produtores (as) agroecológicos e uma rede forte de turismo agroecológico rural – a Acolhida na Colônia. Localiza-se às margens das Encostas da Serra Geral e do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro que abriga uma riqueza imensa de espécies de aves, entorno de 246 espécies de aves aquáticas e terrestres (Wikiaves, 2019).

É importante ressaltar que os SSPnúcleos estão implantados, apenas em 1 hectare nas pastagens dos locais estudados. Numa condição em que o sistema esteja implantado em toda a área de pastagem, a ação dos núcleos agrofloretais como abrigo, fornecedores de alimentos, e facilitadores da movimentação da fauna na paisagem possivelmente seria mais efetiva. A expectativa, portanto, é que os benefícios do sistema sejam aumentados significativamente à medida que aumente a escala de implantação do sistema.

A produção de leite na região estudada e em outras regiões do país vem se intensificando e ocupa grandes extensões de terra. Está baseada principalmente em pastagens sem árvores, um sistema de produção com forte impacto na biodiversidade, quer pela substituição de ecossistemas florestais, quer pelo isolamento dos fragmentos remanescentes. Os sistemas silvipastoris não trazem prejuízo para a atividade leiteira. Pelo contrário, podem ser considerados ecossistemas de funcionalidade ecológica intermediária entre a floresta e a pastagem pura e proporcionam o bem-estar animal pela sombra que produzem.

Os SSPnúcleos podem ser considerados como uma evolução dos sistemas agrofloretais uma vez que são ecossistemas funcionalmente mais próximos das florestas quando se considera a sua composição. Podem, por isso, contribuir para tornar a produção de leite um sistema socioecológico mais aceitável pelos diversos stakeholders. E mesmo não apresentando maior riqueza que o ambiente de pastagem, (o que provavelmente se deve a substituição de espécies), observou-se diferenças na composição de espécies com incremento de espécies que

habitam bordas e florestas, bem como de bons dispersores de sementes, predadores de insetos (caneleiro, capitão de saíra).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No levantamento de dados deste estudo constatou-se que o número de espécies encontradas nas pastagens e floresta, quando comparados, refletem as consequências das perdas de habitats na região. Os habitats “florestas” são fragmentos pequenos que ainda preservam condições e recursos para o desenvolvimento e sobrevivência de algumas espécies. Diante da diminuição e a substituição da floresta para usos diversos do solo esses fragmentos, mesmo que pequenos, são importantes e servem como trampolins ecológicos.

Os resultados, também, mostraram que os SSPnúcleos apresentam diferenças na composição de espécies em comparação com as pastagens sem árvores e isso a nível de paisagem poderia aumentar a riqueza de espécies nesses habitats.

Há a necessidade de reduzir os efeitos da fragmentação da paisagem por atividades agropecuárias para garantir a proteção de grandes remanescentes florestais, incentivando a recuperação de ambientes já degradados e investindo na restauração florestal para melhorar a conectividade e amortecer os efeitos de borda nas florestas remanescentes (BARLOW et al., 2016).

5.1 ALGUMAS LIMITAÇÕES PARA A EXECUÇÃO DESSE TRABALHO

A ferramenta utilizada “MAP” foi capaz de avaliar e mostrar o panorama atual da comunidade de aves na região estudada. A utilização de gravações automatizadas é uma abordagem que produz listas de verificações completas das comunidades de aves, especialmente em locais com uma alta taxa de vocalizações da maioria dos membros da comunidade (CELIS-MURILLO; DEPPE; WARD, 2012).

Cada período experimental (coleta de dados) teve a duração de nove dias nas quatro propriedades rurais. Se tivéssemos mais unidades de gravadores, esse tempo em campo teria diminuído para cinco dias e mais tempo poderia ser investido na identificação das espécies em laboratório ou até mais períodos experimentais serem realizados com o mesmo recurso financeiro.

5.2 ESTUDOS FUTUROS

Para estudos futuros recomenda-se usar softwares que façam a identificação automática das espécies. Inicialmente, nesse trabalho, após a análise de 50 % das gravações realizadas em campo, todos os dados foram utilizados para alimentar modelos de busca dentro do Software ARBIMON. O programa permite, além da análise de padrões encontrados, fazer a busca automática dos padrões individuais de cada espécie e também avaliar em quais amostras não houve identificação (AIDE et al., 2013). O objetivo do uso desse software é a identificação automática das espécies presentes nas gravações. Como o LaBaC (Laboratório de Bioacústica) da UFSC ainda não possuía uma base grande de dados reconhecidos e validados para as espécies de aves da Mata Atlântica dentro do ARBIMON, necessitava-se de mais tempo para que isso fosse realizado.

Diante dessa limitação para nosso estudo não conseguimos terminar de gerar os modelos de reconhecimento das espécies e os índices de diversidade acústica que fariam parte do trabalho. Uma limitação para o uso desse programa pela comunidade acadêmica seria o custo de investimento para acesso da plataforma do ARBIMON. Outros programas e gravadores estão sendo desenvolvidos com o intuito de tornar essa tecnologia um melhor custo-benefício para os pesquisadores.

Contudo, para a avaliação rápida da biodiversidade em áreas que sofrerão ou sofreram impactos ambientais, com o uso desse programa ou de outros programas que estão surgindo no mercado, muitos dados poderão ser analisados de forma rápida. E informações úteis e reais sobre a paisagem sonora poderão se tornar disponíveis para que ações mitigadoras de perda da biodiversidade possam ser realizadas em áreas degradadas e paisagens rurais.

Nas gravações geradas para este trabalho foram analisadas apenas as espécies de aves, mas toda a paisagem acústica foi captada pelos gravadores. Espécies de mamíferos, anuros, insetos, ruídos antrópicos (máquinas, automóveis, humanos), vento, chuva foram gravados e fazem parte da paisagem acústica do ambiente e exercem influência no comportamento das espécies presentes nos habitats. Trabalhos com esses dados poderão ser gerados para analisar a influência da paisagem sonora na comunidade faunística.

O entendimento do comportamento de empoleiramento e os correspondentes efeitos nos serviços ecossistêmicos e seu manejo são altamente limitados quando se estuda as aves tropicais. É necessário

compreender, também, a diversidade funcional (guilda alimentar, habitat de ocorrência, sensibilidade das espécies) dessa comunidade para que se entendam as respostas das aves a fatores ambientais, como a transformação do habitat, o uso do solo e mudanças climáticas.

Nesse contexto, também precisamos entender se existem padrões específicos desse uso da terra que promovem serviços ecossistêmicos pelas aves e quais deles podem beneficiar diretamente os produtores rurais e o que se perde quando não se recupera uma pastagem degradada ou quando se implanta sistemas de monocultivos intensos.

A partir dos dados obtidos no presente estudo para a comunidade de aves, modelagens podem ser realizadas simulando a implantação de SSPnúcleos em todas as propriedades rurais que trabalham com pastagens no município de Santa Rosa de Lima para se estudar o quanto a paisagem ganharia ou aumentaria sua biodiversidade com a inserção de árvores nas pastagens seguindo a proposta do SSPnúcleos.

Os SSPnúcleos trazem outros benefícios para o funcionamento dos ecossistemas em nível de paisagem e para os produtores rurais. As aves atuam como controladoras biológicas de pragas que ocorrem nas pastagens, e contribuem para a dispersão de sementes nas pastagens quando se deslocam de um núcleo ao outro ou dos núcleos para os fragmentos vizinhos. Por sua vez, são polinizadoras de algumas espécies florestais que dependem unicamente de determinadas aves para que isso ocorra. Esses serviços ecossistêmicos prestados pela avifauna contribui diretamente para a diminuição dos custos e investimentos das famílias rurais em insumos externos à propriedade e precisam ser discutidos e levados ao conhecimento do público em geral.

Acredita-se termos adquirido dados relevantes com a execução dessa pesquisa. Dados esses que venham contribuir com políticas de fortalecimento da recuperação de áreas degradadas de pastagens no bioma Mata Atlântica quando se implantam o SSPnúcleos com espécies arbóreas nativas. E, também, mostrarmos à comunidade local os benefícios do SSPnúcleos para a avifauna da região ao oferecer mais condições e recursos para aumento da riqueza, diversidade de espécies e melhorias na composição das espécies presentes na paisagem.

REFERÊNCIAS

- ABRAHAMCZYK, S. et al. The value of differently managed cacao plantations for forest bird conservation in Sulawesi, Indonesia. **Bird Conservation International**, v. 18, n. 04, p. 349, 2008.
- ABREU, C. R. M.; VIEIRA, M. F. Os beija-flores e seus recursos florais em um fragmento florestal de Viçosa , sudeste brasileiro. v. 5, n. 2, p. 129–134, 2004.
- ACEVEDO, M. A. et al. Automated classification of bird and amphibian calls using machine learning: A comparison of methods. **Ecological Informatics**, v. 4, n. 4, p. 206–214, 2009.
- AGNELLO, S. **Composição, estrutura e conservação da comunidade de aves da Mata Atlântica no parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Cubatão, São Paulo**. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.
- AIDE, T. M. et al. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. **PeerJ**, v. 1, p. e103, 2013.
- ALEXANDRINO, E. R. et al. Bird sensitivity to disturbance as an indicator of forest patch conditions: An issue in environmental assessments. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 369–381, 2016.
- ALLAN, E. et al. Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multidiversity. **PNAS**, v. 111, n. 1, p. 308–313, 2014.
- ALLAN, E. et al. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. **Ecology Letters**, v. 18, n. 8, p. 834–843, 2015.
- ALLEN, D.; VANDERMEER, J.; PERFECTO, I. When are habitat patches really islands? **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 2033–2036, 2009.

ALQUEZAR, R. D.; MACHADO, R. B. Comparisons between autonomous acoustic recordings and avian point counts in open woodland savanna. **The Wilson Journal Of Ornithology**, v. 127, n. 4, p. 712–723, 2015.

ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 74, n. 1–3, p. 19–31, 1999.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ALVAREZ-BERRÍOS, N. et al. Impacts of small-scale gold mining on birds and anurans near the Tambopata Natural Reserve, Peru, assessed using passive acoustic monitoring. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 2, p. 832–851, 2016.

ANDRÉN, H. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. **Source: Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355–366, 1994.

ARAÚJO, F. S. DE et al. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, v. 30, n. 1, p. 107–116, 2006.

ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 293–296, 2013.

ATHAYDE, E. A. et al. Functional and phylogenetic diversity of scattered trees in an agricultural landscape: Implications for conservation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 199, p. 272–281, 2015.

BAEL, S. A. VAN et al. Birds as predators in tropical agroforestry systems. **Ecology**, v. 89, n. 4, p. 928–934, 2008.

BAEL, S. A. VAN; BRAWN, J. D.; ROBINSON, S. K. Birds defend trees from herbivores in a Neotropical forest canopy. **PNAS**, v. 100, n. 14, p. 8304–8307, 2003.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J.-P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, v. 119, n. 6, p. 918–926, 2010.

BARDHAN, S. et al. Homegarden agroforestry systems: An intermediary for biodiversity conservation in Bangladesh. **Agroforestry Systems**, v. 85, n. 1, p. 29–34, 2012.

BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016.

BARTH, J. B.; FITZGIBBON, S. I.; WILSON, R. S. New urban developments that retain more remnant trees have greater bird diversity. **Landscape and Urban Planning**, v. 136, p. 122–129, 2015.

BARTON, D. N. et al. Assessing ecosystem services from multifunctional trees in pastures using Bayesian belief networks. **Ecosystem Services**, v. 18, p. 165–174, 2016.

BAUER, D. M.; SUE WING, I. The macroeconomic cost of catastrophic pollinator declines. **Ecological Economics**, v. 126, p. 1–13, 2016.

BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 1, p. 9–11, 2007.

BECKER, R. G.; PAISE, G.; PIZO, M. A. The structure of bird communities in areas revegetated after mining in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 21, n. 4, p. 221–234, 2013.

BENCKE, G. A. et al. **Áreas importantes para a Conservação das Aves no Brasil - Estados do Domínio da Mata Atlântica**. 1. ed. São Paulo, 2006.

BENCKE, G. A.; DIAS, R. A. Levantamento da avifauna em campos de pecuária extensiva da região da Campanha Meridional, Rio Grande do Sul, **Save Brasil**. p. 20, 2010.

BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 517–533, 1998.

BENNETT, A. F.; RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, v. 133, n. 2, p. 250–264, 2006.

BENTON, T. G.; VICKERY, J. A.; WILSON, J. D. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 4, p. 182–188, 2003.

BEUKEMA, H. et al. Plant and bird diversity in rubber agroforests in the lowlands of Sumatra, Indonesia. **Agroforestry Systems**, v. 70, n. 3, p. 217–242, 2007.

BHAGWAT, S. A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 5, p. 261–267, 2008.

BOBRYK, C. W. et al. A rapid soundscape analysis to quantify conservation benefits of temperate agroforestry systems using low-cost technology. **Agroforestry Systems**, p. 1–12, 2015.

BOLFE, É. L.; BATISTELLA, M.; FERREIRA, M. C. Correlação de variáveis espectrais e estoque de carbono da biomassa aérea de sistemas agroflorestais. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 47, n. 9, p. 1261–1269, 2012.

BOSCOLO, D. et al. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, p. 1–4, 2008.

BRADY, M. J. et al. Matrix is important for mammals in landscapes with small amounts of native forest habitat. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 5, p. 617–628, 2011.

BRANDES, T. S. Automated sound recording and analysis techniques for bird surveys and conservation. **Bird Conservation International**, v. 18, 2008.

BREED, M. F. et al. Clarifying climate change adaptation responses for scattered trees in modified landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 637–641, 2011.

BROSE, U.; HILLEBRAND, H.; BROSE, U. Biodiversity and ecosystem functioning in dynamic landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, p. 1–9, 2016.

BROWN, E. D. et al. Ecological integrity assessment as a metric of biodiversity: are we measuring what we say we are? **Biodiversity and Conservation**, v. 25, p. 1011–1035, 2016.

BRUDVIG, L. A. The restoration of biodiversity: Where has research been and where does it need to go? **American Journal of Botany**, v. 98, n. 3, p. 549–558, 2011.

BUTTLER, A.; KOHLER, F.; GILLET, F. The Swiss mountain wooded pastures: patterns and processes. In: RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A.; MCADAM, J.; MOSQUERA-LOSADA, M. R. (Eds.). **Agroforestry in Europe**, p. 377–396, 2009.

CABALLERO, A. et al. Management of genetic diversity of subdivided populations in conservation programmes. **Conservation Genetics**, v. 11, n. 2, p. 409–419, 2010.

CALLE, A.; MONTAGNINI, F.; ZULUAGA, A. F. Farmer's perceptions of silvopastoral system promotion in Quindío, Colombia. **Bois et forêts des tropiques**, v. 300, n. 2, p. 79–94, 2009.

CAMPANHA, M. M. et al. Análise comparativa das características da serrapilheira e do solo em cafezais (*Coffea arabica* L.) cultivados em sistema agroflorestal e em monocultura, na zona da Mata MG. **Revista Árvore**, v. 31, n. 5, p. 805–812, 2007.

CAMPANHA, M. M. et al. Estrutura da comunidade vegetal arbóreo-arbustiva de um sistema agrossilvipastoril, em Sobral - CE. **Revista Caatinga**, v. 24, n. 3, p. 94–101, 2011.

CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. Brasília. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/adequao_ambiental_publicao_web_202.pdf>. Acesso em: 26 jan. 2019.

CAMPOS, W. H. et al. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 72, p. 429–440, 2012.

CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 326–326, 2012.

CELIS-MURILLO, A.; DEPPE, J. L.; WARD, M. P. Effectiveness and utility of acoustic recordings for surveying tropical birds. **Journal of Field Ornithology**, v. 83, n. 2, p. 166–179, 2012.

CERQUEIRA, M. C. et al. Rare or elusive? A test of expert knowledge about rarity of Amazon forest birds. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 7, p. 710–721, 2013.

CERQUEIRA, M. C.; AIDE, T. M. Improving distribution data of threatened species by combining acoustic monitoring and occupancy modelling. **Methods in Ecology and Evolution**, 2016.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, 2014.

CHARÁ, J. et al. **Evaluación Ambiental: Proyecto Ganadería Colombiana Sostenible Mainstreaming Biodiversity in Sustainable Cattle Ranching**. Colômbia. Disponível em: <<http://documents.worldbank.org/curated/pt/833791468242406494/pdf/E22200SPANISH0LCR1EA1P104687.pdf>>. Acesso em: 29 nov. 2018.

COCKLE, K. L.; LEONARD, M. L.; BODRATI, A. A. Presence and Abundance of Birds in an Atlantic Forest Reserve and Adjacent Plantation of Shade-Grown Yerba Mate, in Paraguay. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 13, p. 3265–3288, 2005.

CONSEMA. **Resolução nº 02/2011 - Reconhece a Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras Providências.** Florianópolis: CONSEMA/SDS, 2011.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37–46, 2012.

COTTEE-JONES, H. E. W. et al. Isolated Ficus trees deliver dual conservation and development benefits in a rural landscape. **Ambio**, v. 44, n. 7, p. 678–84, 2015.

CRANE, M. J.; LINDENMAYER, D. B.; CUNNINGHAM, R. B. The Value of Countryside Elements in the Conservation of a Threatened Arboreal Marsupial *Petaurus norfolcensis* in Agricultural Landscapes of South-Eastern Australia—The Disproportional Value of Scattered Trees. **PLoS ONE**, v. 9, n. 9, p. e107178, 2014.

CRISTOFOLINI, C. **Dinâmica da diversidade genética de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em campo e floresta no sul do Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Pós Graduação em Recursos Genéticos Vegetais, Florianópolis, SC, 2017.

CUNI SANCHEZ, A.; LINDSELL, J. A. The role of remnant trees in carbon sequestration, vegetation structure and tree diversity of early succession regrowing fallows in eastern Sierra Leone. **African Journal of Ecology**, v. 55, n. 2, p. 188–197, 2017.

DAGANG, A. B. K.; NAIR, P. K. R. Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. **Agroforestry Systems**, v. 59, p. 149–155, 2003.

DAILY, G. C.; MATSON, P. A. Ecosystem services: From theory to implementation. **PNAS**, v. 105, n. 28, p. 9455–9456, 2008.

DÄNHARDT, J. et al. Farmland as stopover habitat for migrating birds - effects of organic farming and landscape structure. **Oikos**, v. 119, n. 7, p. 1114–1125, 2010.

DAWSON, D. K.; EFFORD, M. G. Bird population density estimated from acoustic signals. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 6, p. 1201–1209, 2009.

DEICHMANN, J. L. et al. Soundscape analysis and acoustic monitoring document impacts of natural gas exploration on biodiversity in a tropical forest. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 39–48, 2017.

DERROIRE, G.; COE, R.; HEALEY, J. R. Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures: testing the importance of niche-based and landscape factors. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 4, p. 679–691, 2016.

DEVELEY, P. F.; PONGILUPPI, T. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 5, 2010.

DEVELEY, P. F.; STOUFFER, P. C. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, v. 15, n. 5, p. 1416–1422, 2001.

DIAS-FILHO, M. B. **Sistemas Silvopastoris na Recuperação de Pastagens Degradadas**. Belém Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/409785/1/Doc258.pdf>>. Acesso em: 19 dez. 2018.

DIETSCH, T. V.; PERFECTO, I.; GREENBERG, R. Avian Foraging Behavior in Two Different Types of Coffee Agroecosystem in Chiapas, Mexico. **Biotropica**, v. 39, n. 2, p. 232–240, 2007.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Agriculture, habitat loss and spatial patterns of human occupation in a biodiversity hotspot. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 6, p. 764–771, 2009.

DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene Rodolfo Dirzo. v. 401, n. 6195, 2014.

DONATELLI, R. J.; COSTA, T. V. V. DA; FERREIRA, C. D. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 1, p. 97–114, 2004.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V. (Ed.). . **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. UFV ed. Viçosa, p. 1–23, 2012.

ELLIS, A. M.; MYERS, S. S.; RICKETTS, T. H. Do Pollinators Contribute to Nutritional Health? **PLoS ONE**, v. 10, n. 1, p. e114805, 2015.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biological Conservation**, v. 103, p. 237–245, 2002.

EVANS, A. N. et al. Indirect effects of agricultural pesticide use on parasite prevalence in wild pollinators. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 258, p. 40–48, 2018.

EVANS, H. C. Cacao Diseases - The Trilogy Revisited. **Phytopathology**, v. 97, n. 12, p. 1640–1643, 2007.

FAHRIG, L. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? **Ecological Modelling**, v. 105, n. 2–3, p. 273–292, 1998.

FAHRIG, L. How much habitat is enough? **Biological Conservation**, v. 100, n. 1, p. 65–74, 2001.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.

FANDIÑO-MARIÑO, H. **A comunicação sonora do anu branco: avaliações eco-etológicas e evolutivas**. UNICAMP ed., p. 302, 1989.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2010**. Roma: Food and agriculture organization of the United Nations, v. 147, 2010.

FAO. **The state of food and agriculture - women in agriculture. Closing the gender gap for development**. Roma: Food and agriculture organization of the United Nations, 2011.

FAO. **El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra**. Roma. Disponível em: <www.fao.org/>. Acesso em: 26 dez. 2018.

FARIA, D. et al. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 2, p. 587–612, 2006.

FARINA, A.; JAMES, P. The acoustic communities: Definition, description and ecological role. **BioSystems**, v. 147, p. 11–20, 2016.

FIGUEIREDO, L. F. DE A. Identificação pela vocalização de quatro espécies de columbídeos brasileiros: juriti-papu, *Leptotila verreauxi*; gemedeira, *Leptotila rufaxilla*; juriti-vermelha, *Geotrygon violacea* e pariri, *Geotrygon montana*. **Atualidades Ornitológicas**, n. 144, p. 37–41, 2008.

FILIPPON, S. et al. *Bromelia antiacantha* Bertol. (Bromeliaceae): caracterização demográfica e potencial de manejo em uma população no Planalto Norte Catarinense. **Biodiversidade Brasileira**, v. 2, n. 2, p. 83–91, 2012.

FISCHER, C.; THIES, C.; TSCHARNTKE, T. Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. **Biological Conservation**, v. 144, n. 3, p. 1130–1136, 2011.

FISCHER, J. et al. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 7, p. 380–385, 1 set. 2008.

- FISCHER, J.; STOTT, J.; LAW, B. S. The disproportionate value of scattered trees. **Biological Conservation**, v. 143, n. 6, p. 1564–1567, 2010.
- FLETCHER, R. J. et al. Is habitat fragmentation good for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 226, p. 9–15, 2018.
- FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.
- FOSTER, D. et al. The Importance of Land-Use Legacies to Ecology and Conservation. **BioScience**, v. 53, n. 1, p. 77, 2003.
- FRANKE, I. L.; FURTADO, S. C. Sistemas Silvipastoris: Fundamentos e Aplicabilidade. p. 51, 2001.
- FRANKS, S. J. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. **Plant Ecology**, v. 168, p. 1–11, 2003.
- FRIZZO, T. L. M.; VASCONCELOS, H. L. The Potential Role of Scattered Trees for Ant Conservation in an Agriculturally Dominated Neotropical Landscape. **Biotropica**, v. 45, n. 5, p. 644–651, 2013.
- FURNESS, R. W.; GREENWOOD, J. J. D.; JARVIS, E. D. Can be birds used to monitor the environment? In: FURNESS, R. W.; GREENWOOD, J. J. D. (Eds.). . **Birds as Monitors of Environmental Change**. 1. ed. UK: Springer Science Business, p. 1–35, 1993.
- GALETTI, M. et al. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, n. 6136, p. 1086–1090, 2013.
- GASC, A. et al. Assessing biodiversity with sound: Do acoustic diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities? **Ecological Indicators**, v. 25, p. 279–287, 2013.
- GASC, A. et al. Acoustic indices for biodiversity assessments: Analyses of bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field surveys. **Biological Conservation**, v. 191, p. 306–312, 2015.

GASPERIN, G.; PIZO, M. A. Frugivory and habitat use by thrushes (*Turdus* spp.) in a suburban area in south Brazil. **Urban Ecosystems**, v. 12, n. 4, p. 425–436, 2009.

GHANNEM, S.; TOUAYLIA, S.; BOUMAIZA, M. Beetles (Insecta: Coleoptera) as bioindicators of the assessment of environmental pollution. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 24, n. 2, p. 456–464, 2018.

GHINI, R.; BETTIOL, W.; HAMADA, E. Diseases in tropical and plantation crops as affected by climate changes: current knowledge and perspectives. **Plant Pathology**, v. 60, n. 1, p. 122–132, 2011.

GOERCK, J. M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology**, v. 11, n. 1, p. 112–118, 1997.

GOLDMAN, R. L. et al. Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. **PNAS**, v. 8, p. 9445–9448, 2008.

GÓMEZ, L. E. S.; GARCÍA, J. C. C. Diversidad de avifauna en paisajes rurales de la cuenca del río La Vieja, Eje Cafetero de Colombia. **Recursos Naturales y Ambiente**, n. 65, p. 83–89, 2014.

GORNALL, J. et al. Implications of climate change for agricultural productivity in the early twenty-first century. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, p. 2973–2989, 2010.

GREENBERG, R.; BICHER, P.; STERLING, J. Bird populations in rustic and planted shade coffee plantations of Eastern Chiapas, Mexico. **Biotropica**, v. 29, n. 4, p. 501–514, 1997.

GROOM, M. J.; VYNNE, C. H. Habitat degradation and loss. In: GROOM, M. J. ; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. (Eds.). **Principles of Conservation Biology**. Sunderland, p. 173–212, 2006.

- GUEDES, M. L. S. et al. Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. In: FRANKE, C. R. et al. (Eds.). **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: Editora da UFBA, p. 39–92, 2005.
- HADLEY, A. S.; BETTS, M. G. Tropical deforestation alters hummingbird movement patterns. **Biol. Lett**, v. 5, p. 207–210, 2009.
- HALAJ, J.; WISE, D. H. Terrestrial Trophic Cascades : How Much Do They Trickle ? v. 157, n. 3, p. 262–281, 2012.
- HARTEL, T.; PLIENINGER, T.; VARGA, A. Wood-pastures in Europe. In: KIRBY, K. J.; WATKINS, C. (Eds.). **Europe's Changing Woods and Forests: From Wildwood to Cultural Landscapes**. CAB International, p. 61–76., 2015.
- HARVEY, C. A. et al. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 16, n. 5, p. 1986–1999, 2006.
- HASUI, É.; GOMES, V. S. D. M.; SILVA, W. R. Effects of vegetation traits on habitat preferences of frugivorous birds in Atlantic rain forest. **Biotropica**, v. 39, n. 4, p. 502–509, 2007.
- HILTY, J.; MERENLENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. **Biological Conservation**, v. 92, n. 2, p. 185–197, 2000.
- HOLL, K. D.; CRONE, E. E.; SCHULTZ, C. B. Landscape restoration: moving from generalities to methodologies. **BioScience**, v. 53, n. 5, p. 491–502, 2003.
- HOOPER, D. U. et al. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 105–108, 2012.
- HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, 2016.

IBGE. **Divisão Territorial do Brasil e Limites Territoriais**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/santa-rosa-de-lima/panorama>>. Acesso em: 7 nov. 2018.

IBRAHIM, M. et al. Sistemas silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y restauración de la integridad ecológica de paisajes ganaderos. **Pastos y Forrajes**, v. 29, n. 4, p. 385–420, 2006.

ICMBIO. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília, p. 76, 2016.

IUCN. **The IUCN red list of threatened species. Version 2017-2**. <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em 14.09.2017. <http://www.iucnredlist.org>, 2017.

IWATA, B. D. et al. Sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre os atributos químicos em Argissolo vermelho-amarelo no Cerrado piauiense. **Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental**, v. 16, n. 7, p. 730–738, 2012.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Habitat loss and fragmentation. **Encyclopedia of Biodiversity**, v. 4, n. 2, p. 50–58, 2013.

JOLY, C. A. et al. Diagnóstico da pesquisa em biodiversidade no Brasil. **Revista USP**, n. 89, p. 114–133, 2011.

JORDANO, P. Pre-Dispersal Biology of *Pistacia lentiscus* (Anacardiaceae): Cumulative Effects on Seed Removal by Birds. **Oikos**, v. 55, n. 3, p. 375, 1989.

JORGENSEN, S. E. **Handbook of ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health**. Ecosystem Health, p. 43, 2005.

JOUQUET, P. et al. Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. **European Journal of Soil Biology**, v. 47, p. 215–222, 2011.

KAMINSKI, N. **Avifauna da Fazenda Santa Alice, Planalto Norte Catarinense**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. 2013.

KARP, D. S. et al. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. **Ecology Letters**, v. 16, n. 11, p. 1339–1347, 2013.

KARP, D. S.; DAILY, G. C. Cascading effects of insectivorous birds and bats in tropical coffee plantations. **Ecology**, v. 95, n. 4, p. 1065–1074, 2014.

KARR, J. R. Seven Foundations of Biological Monitoring and Assessment. **Biologia Ambientale**, v. 20, n. 2, p. 7–18, 2006.

KOMAR, O. Ecology and conservation of birds in coffee plantations: a critical review. **Bird Conservation International**, v. 16, n. 01, p. 1, 2006.

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

KUPFER, J. A.; MALANSON, G. P.; FRANKLIN, S. B. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 8–20, 2006.

LAGOS, A. R.; MULLER, B. L. A. Hotspot Brasileiro - Mata Atlântica. **Saúde & Ambiente em Revista**, v. 2, p. 35–45, 2007.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2005.

LAURANCE, S. G. W.; ANDRADE, A.; LAURANCE, W. F. Unanticipated effects of stand dynamism on amazonian tree diversity. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 429–434, 2010.

LAURANCE, W. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, v. 141, n. 7, p. 1731–1744, 2008.

LAURANCE, W. F. et al. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836, 2000.

LAURANCE, W. F.; USECHE, D. C. Environmental synergisms and extinctions of tropical species. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1427–1437, 2009.

LAWES, M. J. et al. Ants as ecological indicators of rainforest restoration: Community convergence and the development of an Ant Forest Indicator Index in the Australian wet tropics. **Ecology and evolution**, v. 7, n. 20, p. 8442–8455, 2017.

LETOURNEAU, D. K. et al. Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. **Ecological Applications**, v. 21, n. 1, p. 9–21, 2011.

LONDRES, F. **AGROTÓXICOS NO BRASIL - um guia para ação em defesa da vida**. Rio de Janeiro, Disponível em: <<http://aspta.org.br/wp-content/uploads/2011/09/Agrotoxicos-no-Brasil-mobile.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2019.

LOYN, R. H. et al. Eucalypt plantations as habitat for birds on previously cleared farmland in south-eastern Australia. **Biological Conservation**, v. 137, n. 4, p. 533–548, 2007.

LUMSDEN, L. F.; BENNETT, A. F. Scattered trees in rural landscapes: Foraging habitat for insectivorous bats in south-eastern Australia. **Biological Conservation**, v. 122, n. 2, p. 205–222, 2005.

MAAS, B. et al. Bird and bat predation services in tropical forests and agroforestry landscapes. **Biological Reviews**, v. 91, n. 4, p. 1081–1101, 2016.

MACE, G. et al. Biodiversity. In: **Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group. Ecosystems and human well-being**. 1. ed. Washington, DC: Island Press, p. 79–115, 2005.

MACHADO, E. L. M. et al. Importância da avifauna em programas de recuperação de áreas degradadas. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, n. 7, p. 1–19, 2006.

MACHADO, L. O. M.; ROSA, G. A. B. Frugivoria por aves em *Cytharexylum myrianthum* cham (Verbenaceae) em áreas de pastagens de Campinas, SP. **Ararajuba**, v. 13, n. 1, p. 3, 2005.

MALMBORG, P. K.; WILLSON, M. F. Foraging Ecology of Avian Frugivores and Some Consequences for Seed Dispersal in an Illinois Woodlot. **The Condor**, v. 90, n. 1, p. 173–186, 1988.

MANNING, A. D.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Scattered trees are keystone structures - Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 132, n. 3, p. 311–321, 2006.

MARINI, Â. M.; GARCIA, F. I. Conservação de aves no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, 2005.

MARQUES, A. B. Abordagens sobre a bioacústica na ornitologia Parte II - Bioacústica relacionada com outros campos do conhecimento. **Atualidades Ornitológicas**, n. 147, p. 1–3, 2009.

MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and. **Forestry**, n. Willis 1979, p. 737–751, 2001.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2184–2192, 2008.

MARTINS, S. V. et al. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em brás pires, MG. **Revista Arvore**, v. 32, n. 6, p. 1081–1088, 2008.

MATTOS, A. G. **Conservação pelo uso de populações de *Ilex paraguariensis* A. ST. - HIL, em sistemas extrativistas no planalto Norte Catarinense**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós graduação em Recursos Genéticos Vegetais, 2015.

MAZZONI, D. **Audacity (R): Free Audio Editor and Recorder. Version 2.3.0**. Disponível em: <<https://www.audacityteam.org/>>. Acesso em: 7 jan. 2017.

MCADAM, J. H. et al. Developing silvopastoral systems and their effects on diversity of fauna. **Agroforestry Systems**, v. 70, n. 1, p. 81–89, 2007.

MELLINGER, D.; BARLOW, J. **Future Directions for Acoustic Marine Mammal Surveys: Stock Assessment and Habitat Use**. Report of a Workshop held in La Jolla, CA, 20–22 November 2002., **Anais...California: 2003**. Disponível em: <http://www.beamreach.org/research/whales/Mellinger_AcousticAssessmentWorkshopReport.pdf>. Acesso em: 3 jul. 2018

MELO, A. C. G. DE M.; MIRANDA, D. L. C. DE; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, BRASIL 1. **Revista Árvore**, v. 31, n. 2, p. 321–328, 2007.

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

MILANESI, L. DE S.; PERONI, N.; DOS REIS, M. S. Use of the palm *Euterpe edulis martius* in landscape units managed by migrants of German origin in Southern Brazil. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 9, n. 1, p. 1–11, 2013.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being. Synthesis**. 1. ed. Washington, DC: Island Press, 2005.

MITTERMEIER, R. A. et al. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, 2005.

MMA. **Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves da Mata Atlântica**. Brasília. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-aves-da-mata-atlantica/1o_ciclo/Sumario_PAN_Aves_MA.pdf>. Acesso em: 26 dez. 2018.

MOGUEL, P.; TOLEDO, V. M. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. **Conservation Biology**, v. 13, n. 1, p. 11–21, 1999.

MONTAGNA, T. et al. Landscape Genetics and Genetic Conservation of Two Keystone Species from Ombrophilous Dense Forest: *Euterpe edulis* and *Ocotea catharinensis*. **Forest Science**, v. 64, n. 6, p. 618–630, 2018.

MONTICELLI, P. et al. Um relato atual da prática da bioacústica de mamíferos terrestres no Brasil. n. May, p. 90–95, 2016.

MOONEY, K. A. et al. Interactions among predators and the cascading effects of vertebrate insectivores on arthropod communities and plants. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 16, p. 7335–40, 2010.

MORELLI, F. Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 261–266, 2013.

MORENO-CALLES, A. et al. Agroforestry systems and biodiversity conservation in arid zones: The case of the Tehuacán Valley, Central México. **Agroforestry Systems**, v. 80, n. 3, p. 315–331, 2010.

MUNRO, N. T. et al. Bird's response to revegetation of different structure and floristics-Are “Restoration Plantings” restoring bird communities? **Restoration Ecology**, v. 19, n. 201, p. 223–235, 2011.

MURADIAN, R. et al. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1202–1208, 2010.

MURGUEITIO, E. et al. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1654–1663, 2011.

NAEEM, S. et al. Biodiversity and human well-being: an essential link for sustainable development. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1844, p. 2016-2091, 2016.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of Ecological Indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 89–111, 2004.

OHSAWA, M. The role of isolated old oak trees in maintaining beetle diversity within larch plantations in the central mountainous region of Japan. **Forest Ecology and Management**, v. 250, n. 3, p. 215–226, 2007.

OLIVEIRA, T. K. et al. **Sugestões para implantação de Sistemas Silvopastoris**. Rio Branco - Acre. Disponível em: <<http://www.cpafac.embrapa.br>>. Acesso em: 26 dez. 2018.

OLIVER, I. et al. Contribution of paddock trees to the conservation of terrestrial invertebrate biodiversity within grazed native pastures. **Austral Ecology**, v. 31, n. 1, p. 1–12, 2006.

OPDAM, P. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. **Landscape Ecology**, v. 5, n. 2, p. 93–106, 1991.

PADOVEZI, A.; RODRIGUES, R. R.; HORBACH, M. A. Avifauna como possível indicador da resiliência de áreas degradadas. **Advances in Forestry Science**, v. 1, n. 1, p. 11–17, 2014.

PAGIOLA, S. et al. **Paying for biodiversity conservation services in agricultural landscapes**. Washington, DC. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/18393/293510EDP010960Services01Public1.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 14 set. 2018.

PALM, C. et al. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. **“Agriculture, Ecosystems and Environment”**, v. 187, p. 87–105, 2014.

PARKS, S. E.; MIKSIS-OLDS, J. L.; DENES, S. L. Assessing marine ecosystem acoustic diversity across ocean basins. **Ecological Informatics**, 2014.

PAVAN, G.; BORSANI, J. F. Bioacoustic research on cetaceans in the Mediterranean Sea. **Marine and Freshwater Behaviour and Physiology**, v. 30, n. 2, p. 99–123, 1997.

PERFECTO, I. et al. Shade coffee: A disappearing refuge for biodiversity. **BioScience**, v. 46, n. 8, p. 598–608, 1996.

PERFECTO, I. Conservation biology and agroecology: De un pájaro las dos alas. **Endangered Species UPDATE**, v. 20, p. 4–5, 2003.

PERFECTO, I. et al. Greater predation in shaded coffee farms: the role of resident neotropical birds. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2677–2681, 2004.

PERFECTO, I. et al. Biodiversity, yield, and shade coffee certification. **Ecological Economics**, v. 54, n. 4, p. 435–446, 2005.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems - A new conservation paradigm. **Ann. N.Y. Acad. Sci**, v. 1134, p. 173–200, 2008.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 13, p. 5786–91, 2010.

PERIAGO, M. E.; CHILLO, V.; OJEDA, R. A. Loss of mammalian species from the South American Gran Chaco: empty savanna syndrome? **Mammal Review**, v. 45, p. 41–53, 2015.

PETER, F. et al. Forest Fragmentation Drives the Loss of Insectivorous Birds and an Associated Increase in Herbivory. v. 47, n. 5, p. 626–635, 2015.

PHILPOTT, S. M. et al. Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: Review of the evidence on ants, birds, and trees. **Conservation Biology**, v. 22, n. 5, p. 1093–1105, 2008.

PIACENTINI, V. DE Q. et al. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91–298, 2015.

PIJANOWSKI, B. C. et al. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1213–1232, 2011.

PILLAR, V. D. **Multiv: aplicativo para análise multivariada e teste de hipóteses**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.

PINTO, N. G. M.; CONTE, B. P.; CORONEL, D. A. A degradação ambiental agropecuária de Santa Catarina. **Revista Espacios**, v. 36, n. 24, 2015.

PIZO, M. A.; SANTOS, B. T. P. DOS. Frugivory, Post-feeding Flights of Frugivorous Birds and the Movement of Seeds in a Brazilian Fragmented Landscape. **Biotropica**, v. 43, n. 3, p. 335–342, 2011.

PIZZOLOTTO, R. et al. Ground beetles in Mediterranean olive agroecosystems: Their significance and functional role as bioindicators (Coleoptera, Carabidae). **PLOS ONE**, v. 13, n. 3, p. e0194551, 2018.

POLTZ, K.; ZOTZ, G. Vascular Epiphytes on Isolated Pasture Trees Along a Rainfall Gradient in the Lowlands of Panama. **Biotropica**, v. 43, n. 2, p. 165–172, 2011.

- POTTS, S. G. et al. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 6, p. 345–353, 2010.
- POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2959–2971, 2010.
- PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205–1223, 2010.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing**. Vienna, Austria., 2014.
- RANFT, R. Natural sound archives: past, present and future. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 76, n. 2, p. 455–465, 2004.
- RAPOSO, M. A.; PARRINI, R.; NAPOLI, M. Taxonomia, morfometria e bioacústica do grupo específico *Hylophilus poicilotis* / *H. amaurocephalus* (Aves, Vireonidae). **Ararajuba**, v. 6, n. 2, p. 87–109, 1998.
- REDFORD, K. H. The Empty Forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992.
- REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 509–519, 2014.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244–250, 2010.
- RHEMTULLA, J. M.; MLADENOFF, D. J. Why history matters in landscape ecology. **Landscape Ecology**, v. 22, n 1, p. 1–3, 2007.
- RIBAS, C. R. et al. Can ants be used as indicators of environmental impacts caused by arsenic? **Journal of Insect Conservation**, v. 16, n. 3, p. 413–421, 2012.

RIBEIRO, J. W.; SUGAI, L. S. M.; CAMPOS-CERQUEIRA, M. Passive acoustic monitoring as a complementary strategy to assess biodiversity in the Brazilian Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, p. 1–4, 2017.

RIBON, R.; SIMON, J. E.; DE MATTOS, G. T. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1827–1839, 2003.

RIVEST, D. et al. A meta-analysis reveals mostly neutral influence of scattered trees on pasture yield along with some contrasted effects depending on functional groups and rainfall conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 165, p. 74–79, 2013.

ROCKSTRÖM, J. et al. Planetary Boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. **Uma ética para quantos?**, v. 33, n. 2, p. 81–87, 2009.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

ROSÁRIO, L. A. DO. **As aves em Santa Catarina: distribuição geográfica e meio ambiente**. Florianópolis: Santa Catarina, p. 326, 1996.

ROSÁRIO, L. A. DO. **Aves de Santa Catarina - Banco de dados da avifauna catarinense**. Disponível em: <<http://avesdesantacatarina.com.br/sobre-lista-especies>>. Acesso em: 5 abr. 2018.

ROSSI, J.-P. et al. Trees outside forests in agricultural landscapes: spatial distribution and impact on habitat connectivity for forest organisms. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 243–254, 2016.

ROUND, P. D.; GALE, G. A.; BROCKELMAN, W. Y. A comparison of bird communities in mixed fruit orchards and natural forest at Khao Luang, southern Thailand. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 2873–2891, 2006.

SALMAN, A. K. D. et al. Caracterização das unidades de produção familiar participantes do Projeto Silvopastoril em Rondônia Introdução. **Circular Técnica EMBRAPA**, v. 126, p. 1–10, 2012.

SAMBUICHI, R. H. R. et al. **A sustentabilidade ambiental da agropecária brasileira: Impactos, políticas públicas e desafios**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2012.

SCHLAWIN, J. R.; ZAHAWI, R. A. 'Nucleating' succession in recovering neotropical wet forests: The legacy of remnant trees. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 4, p. 485–492, 2008.

SCHMELLER, D. S. et al. Building capacity in biodiversity monitoring at the global scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 12, p. 2765–2790, 2017.

SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 158–166, 2013.

SCHMITT FILHO, A. L. et al. Integrating agroecology with payments for ecosystem services in Santa Catarina's Atlantic forest. In: MURADIAN R., R. L. (Ed.). **Governing the Provision of Ecosystem Services. Studies in Ecological Economics**. Nature, v. 4, 2013.

SCHMITT FILHO, A. L. et al. Nucleation theory inspiring the design of High Biodiversity Silvopastoral System in the Atlantic Forest Biome: ecological restoration, family farm livelihood and agroecology. **VII World Conference on Ecological Restoration - SER 2017**, 2017.

SCHUCHMANN, K.-L. et al. Os Sons do Pantanal – Um Projeto de Monitoramento Acústico Automatizado da Biodiversidade. **O Biólogo, Revista do Conselho Regional de Biologia**, 2014.

SCREMIN, A. P.; KEMERICH, P. D. DA C. Impactos ambientais em propriedade rural de atividade mista 1. **Disc. Scientia**, p. 126–148, 2010.

SEDLÁČEK, O. et al. A comparison of point counts with a new acoustic sampling method: a case study of a bird community from the montane forests of Mount Cameroon. **Ostrich**, v. 86, n. 3, p. 213–220, 2015.

SEKERCIOGLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, p. 464–471, 2006.

SEKERCIOGLU, C. H. Functional Extinctions of Bird. **Science**, v. 331, p. 1019–1020, 2011.

SEKERCIOGLU, C. H. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. **J Ornithol**, v. 153, p. 153–161, 2012.

SHEIL, D.; MURDIYARSO, D. How forests attract rain: An examination of a new hypothesis. **BioScience**, v. 59, n. 4, p. 341–347, 2009.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Nova Front ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

SICK, H. **Ornitologia brasileira: Uma introdução**. 3^a ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2003.

SILVA, T. W. DA; DOTTA, G.; FONTANA, C. S. Structure of avian assemblages in grasslands associated with cattle ranching and soybean agriculture in the Uruguayan savanna ecoregion of Brazil and Uruguay. **BioOne**, v. 117, n. 1, p. 53–63, 2015.

SILVEIRA, L. F.; COSTA STRAUBE, F. Aves Ameaçadas de Extinção no Brasil. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Eds.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. II ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, p. 1420, 2008.

SIMON, M. et al. Passive acoustic monitoring of bottlenose dolphin and harbour porpoise, in Cardigan Bay, Wales, with implications for habitat use and partitioning. **Jornal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 8, p. 1539–1545, 2017.

SÖDERSTRÖM, B.; KIEMA, S.; REID, R. S. Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 99, n. 1–3, p. 113–124, 2003.

SOSMA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2005-2008**. São Paulo, 2009.

SOSMA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2011-2012**. São Paulo, 2014.

SOUSA-LIMA, R. S. et al. A review and inventory of fixed autonomous recorders for passive acoustic monitoring of marine mammals. **Aquatic Mammals**, 2013.

STEFFEN, W. et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 736–747, 2015.

STOKSTAD, E. The empty forest. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 396–399, 2014.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O.; SOURCE, J. Use of Amazonian Forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, v. 76, n. 8, p. 2429–2445, 1995.

STRAUBE, F. C. Aves do Paraná: 25 anos - Uma homenagem a Pedro Scherer Neto. **Atualidades Ornitológicas**, n. 126, p. 13–14, 2005.

SUEUR, J. et al. Global estimation of animal diversity using automatic acoustic sensors. In: LE GALLIARD JF, GUARINI JM, G. F. (Ed.). . **Sensors for ecology: towards integrated knowledge of ecosystems**. CNRS Phonothe`que ed. Paris, p. 99–119, 2012.

SUEUR, J. et al. Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. **Acta Acustica united with Acustica**, v. 100, n. 4, p. 772–781, 2014.

SUJII, E. R. et al. Pachycondyla obscuricornis as natural enemy of the spittlebug *Deois flavopicta*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 6, p. 607–609, 2004.

TABARELLI, M. et al. A conversão da floresta Atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciência**, v. 37, n. 2, 2012.

TERBORGH, J. et al. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. v. 1923, n. 2001, 2013.

TESFAHUNEGNY, W.; MULUALEM, G. Impact of pesticides on birds from DDT to current fatality: A Literature Review. **The Journal of Zoology Studies Journalofzoology.com The Journal of Zoology Studies JOZS**, v. 3, n. 32, p. 45–56, 2016.

THOMAZ, L. D.; MONTEIRO, R. Composição florística da Mata Atlântica de encosta da Estação Biológica de Santa Lúcia, município de Santa Teresa - ES. **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão**, v. 7, p. 3–48, 1997.

THOMPSON, P. O. et al. Underwater sounds of blue whales, *Balaenoptera musculus*, in the Gulf of California, Mexico. **Marine Mammal Science**, v. 12, n. 2, p. 288–293, 1996.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and Ecosystem Functioning. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, n. 1, p. 471–493, 2014.

TUBARO, P. L. Bioacústica aplicada a la sistemática, conservación y manejo de poblaciones naturales de aves. **Etología**, v. 7, p. 19–32, 1999.

TUBELIS, D. P.; CAVALCANTI, R. B. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 10, p. 331–350, 2000.

TYLIANAKIS, J. M.; KLEIN, A.-M.; TSCHARNTKE, T. Spatiotemporal variation in the diversity of Hymenoptera across a tropical habitat gradient. **Ecology**, v. 86, n. 12, p. 3296–3302, 2005.

UMETSU, F.; PAUL METZGER, J.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, v. 31, n. 3, p. 359–370, 2008.

- VALENCIA, R. et al. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. **Biodiversity and Conservation**, v. 3, p. 21–28, 1994.
- VAN DER WERF, G. R. et al. CO₂ emissions from forest loss. **Nature Geoscience**, v. 2, p. 737–738, 2009.
- VANDERMEER, J. et al. Global change and multi-species agroecosystems: Concepts and issues. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 67, n. 1, p. 1–22, 1998.
- VIDAL, M. M. et al. Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. **Ecology**, v. 95, n. 12, p. 3440–3447, 2014.
- VIDAL, M. M.; PIRES, M. M.; GUIMARÃES, P. R. Large vertebrates as the missing components of seed-dispersal networks. **Biological Conservation**, v. 163, p. 42–48, 2013.
- VIEGAS, G. et al. Dung beetle communities as biological indicators of riparian forest widths in southern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 703–710, 2014.
- VIEGAS, M. P. et al. Diversidade genética e tamanho efetivo de duas populações de *Myracrodruon urundeuva* FR. ALL., sob conservação ex situ. **Revista Árvore**, v. 35, n. 4, p. 769–779, 2011.
- VIELLIARD, J. M. E. Estudo bioacústico das aves do Brasil: o gênero *Scytalopus*. **Revista Brasileira de Ornitologia - Brazilian Journal of Ornithology**, v. 1, n. 1, p. 15, 1990.
- VIELLIARD, J. M. E. Bird community as an indicator of biodiversity: Results from quantitative surveys in Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 72, n. 3, p. 323–330, 2000.
- VIELLIARD, J.; SILVA, M. L. DA. A Bioacústica como ferramenta de pesquisa em Comportamento animal. In: UFPA (Ed.). **Estudos do Comportamento II**. Belém: Assis, Grauben; Brito, Regina; Martin, W. L., p. 141–156, 2006.

VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, C. Early bird assemblages under different subtropical forest high diversity plantation. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 4, p. 912–939, 2015a.

VOGEL, H. F.; CAMPOS, J. B.; BECHARA, F. C. Early Bird Assemblages under Different Subtropical Forest Restoration Strategies in Brazil: Passive, Nucleation and High Diversity Plantation. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 4, p. 912–939, 1 dez. 2015b.

VOLPATO, G. H.; MARTINS, S. V. The bird community in naturally regenerating *Myracrodruon urundeuva* (Anacardiaceae) forest in Southeastern Brazil. **Revista De Biologia Tropical**, v. 61, n. 4, p. 1585–1595, 2013.

VOLPATO, G. H.; NETO, A. M.; MARTINS, S. V. Avifauna como bioindicadora para avaliação da restauração florestal: estudo de caso em uma floresta restaurada com 40 anos em Viçosa - MG. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 336–344, 2018.

VOLPATO, G. H.; NETO, A. M.; MARTINS, S. V. O Papel ecológico das aves dispersoras de sementes na restauração ecológica. In: MARTINS, S. V (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. UFV ed. Viçosa, p. 191–211, 2012.

WATLING, J. I. et al. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitatg eb_586 209..217. **A Journal of Macroecology**, v. 20, p. 209–217, 2010.

WHITE, G. M.; BOSCHER, D. H.; POWELL, W. Increased pollen flow counteracts fragmentation in a tropical dry forest: an example from *Swietenia humilis* Zuccarini. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 99, n. 4, p. 2038–42, 2002.

WIELGOSS, A. et al. A minor pest reduces yield losses by a major pest: plant-mediated herbivore interactions in Indonesian cacao. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 2, p. 465–473, 2012.

WIENS, J. A. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. **Ibis**, v. 137, p. S97–S104, 1994.

WILLIAMS-GUILLÉN, K.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Bats limit insects in a neotropical agroforestry system. **Science (New York, N.Y.)**, v. 320, n. 5872, p. 70, 2008.

WILLIAMS-GUILLÉN, K. et al. Resource availability and habitat use by mantled howling monkeys in a Nicaraguan coffee plantation: can agroforests serve as core habitat for a forest mammal? **Animal Conservation**, p. 331–338, 2006.

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

WILLIS, K. J.; GILLSON, L.; KNAPP, S. Biodiversity hotspots through time: an introduction. **Philos. Trans. R. Soc. B**, v. 362, p. 169–174, 2007.

WIMMER, J. et al. Sampling environmental acoustic recordings to determine bird species richness. **Ecological Applications**, v. 23, n. September, p. 1419–1428, 2013a.

WIMMER, J. et al. Analysing environmental acoustic data through collaboration and automation. **Future Generation Computer Systems**, v. 29, n. 2, p. 560–568, 2013b.

WINFREE, R.; GROSS, B. J.; KREMEN, C. Valuing pollination services to agriculture. **Ecological Economics**, v. 71, p. 80–88, 2011.

WREGG, P. H. et al. Acoustic monitoring for conservation in tropical forests: examples from forest elephants. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 10, p. 1292–1301, 2017.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial Dynamics of a Primary Succession: Nucleation. **The Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417, 1974.

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 10, p. 413–418, 1996.

YOUNG, A. G.; BOYLE, T. J. B. **Forest conservation genetics: principles and practice**. Csiro Publishing, p. 352, 2000.

ZAHAWI, R. A. et al. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 1, p. 88–96, 2013.

ZECHINI, A. A. **Morfometria, produção, fenologia e diversidade genética: subsídios para conservação da Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze e coleta sustentável do pinhão no planalto catarinense**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, programa de pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais, p. 191, 2012.

ZULÚAGA, A.; GIRALDO, C.; CHARÁ, J. **Servicios ambientales que proveen los Sistemas Silvopastoriles y los beneficios para la biodiversidad**. Proyecto G ed. Bogotá, p. 36, 2011.

ZURITA, G. A. et al. 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**, v. 235, n. 1–3, p. 164–173, 2006.

ZWART, M. C. et al. The Use of Automated Bioacoustic Recorders to Replace Human Wildlife Surveys: An Example Using Nightjars. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, p. 8, 2014.

**APÊNDICE A - LISTA DAS ESPÉCIES QUE FORAM IDENTIFICADAS NOS HABITATS PESQUISADOS
(FLORESTA E PASTAGEM), CONFORME PIACENTINI et al. (2015).**

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
Tinamidae Gray, 1840				
<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)	macuco	Solitary Tinamou	x	-
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	inambuguaçu	Brown Tinamou	x	x
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	inambu-chintã	Tataupa Tinamou	x	x
Cracidae Rafnesque, 1815				
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	jacuguaçu	Dusky-legged Guan	x	-
<i>Ortalis squamata</i> (Lesson, 1829)	aracua-escamoso	Scaled Chachalaca	x	-
Threskiornithidae Poche, 1904				
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	curicaca	Buff-necked Ibis	-	x
Accipitridae Vigors, 1824				
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	Roadside Hawk	x	x
Rallidae Rafnesque, 1815				
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-do-mato	Slaty-breasted Wood-Rail	x	x
Charadriidae Leach, 1820				
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	Southern Lapwing	-	x
Columbidae Leach, 1820				

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	rolinha-picuí	Picui Ground-Dove	-	x
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	asa-branca	Picazuro Pigeon	x	x
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega	Pale-vented Pigeon	-	x
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)	pomba-amargosa	Plumbeous Pigeon	x	-
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu	White-tipped Dove	x	x
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	juriti-de-testa-branca	Gray-fronted Dove	x	-
Cuculidae Leach, 1820				
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	Guira Cuckoo	-	x
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	saci	Striped Cuckoo	-	x
Strigidae Leach, 1820				
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	coruja-buraqueira	Burrowing Owl	-	x
Caprimulgidae Vigors, 1825				
<i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789)	tuju	Short-tailed Nighthawk	x	x
Trochilidae Vigors, 1825				
<i>Heliodoxa rubricauda</i> (Boddaert, 1783)	beija-flor-rubi	Brazilian Ruby	x	-

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
Trogonidae Lesson, 1828				
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucuá-variado	Surucua Trogon	x	-
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	surucuá-dourado	Black-throated Trogon	x	x
Alcedinidae Rafnesque, 1815				
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande	Ringed Kingfisher	x	-
Bucconidae Horsfield, 1821				
<i>Nystalus chacuru</i> (Vieillot, 1816)	joão-bobo	White-eared Puffbird	x	-
Ramphastidae Vigors, 1825				
<i>Ramphastos vitellinus</i> Lichtenstein, 1823	tucano-de-bico-preto	Channel-billed Toucan	x	x
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	tucano-de-bico-verde	Red-breasted Toucan	x	x
Picidae Leach, 1820				
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	picapauzinho-de-coleira	Ochre-collared Piculet	x	-
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	benedito-de-testa-amarela		-	x

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	picapauzinho-verde-carijó		x	x
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo	Campo Flicker	-	x
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-de-cabeça-amarela		x	x
Falconidae Leach, 1820				
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	Yellow-headed Caracara	-	x
Psittacidae Rafinesque, 1815				
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba	Maroon-bellied Parakeet	x	x
Thamnophilidae Swainson, 1824				
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	Plain Antvireo	x	-
<i>Dysithamnus xanthopterus</i> Burmeister, 1856	choquinha-de-asa-ferrugem	Rufous-backed Antvireo	x	-
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata	Variable Antshrike	x	-
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	chocão-carijó	Spot-backed Antshrike	x	-
<i>Batara cinerea</i> (Vieillot, 1819)	matracão	Giant Antshrike	x	-
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)	borralhara	Tufted Antshrike	x	-

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
<i>Myrmoderus squamosus</i> (Pelzeln, 1868)	papa-formiga-de-grota	Squamate Antbird	x	-
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	papa-taoca-do-sul	White – shouldered Fire eye	x	-
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873				
<i>Conopophaga melanops</i> (Vieillot, 1818)	cuspidor-de-máscara-preta	Black-cheeked Gnateater	x	-
Rhinocryptidae Wetmore, 1926 (1837)				
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	macuquinho	White-breasted Tapaculo	x	-
Formicariidae Gray, 1840				
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	tovaca-campainha	Short-tailed Antthrush	x	-
Scleruridae Swainson, 1827				
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétriès, 1835)	vira-folha		x	-

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
Dendrocolaptidae Gray, 1840				
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde	Olivaceous Woodcreeper	x	-
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado	Lesser Woodcreeper	x	-
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	arapaçu-grande	Planalto Woodcreeper	x	-
Furnariidae Gray, 1840				
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro	Rufous Hornero	-	x
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	barranqueiro-de-olho-branco		x	-
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	limpa-folha-coroado		x	-
<i>Heliobletus contaminatus</i> Pelzeln, 1859	trepadorzinho	Sharp-billed Treehunter	x	-
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	pichororé	Rufous-capped Spinetail	x	-
Pipridae Rafinesque, 1815				
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	Swallow-tailed Manakin	x	-

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
Tityridae Gray, 1840				
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim	Greenish Schiffornis	x	-
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)	caneleiro	Chestnut-crowned Becard	x	-
Platyrinchidae Bonaparte, 1854				
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho	White-throated Spadebill	x	-
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907				
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo	Sepia-capped Flycatcher	x	-
Tyrannidae Vigors, 1825				
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	Southern Beardless-Tyrannulet	x	x
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	capitão-de-saíra	Gray-hooded Attila	x	x
<i>Legatus leucophaius</i> (Vieillot, 1818)	bem-te-vi-pirata	Piratic Flycatcher	x	x
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	Great Kiskadee	x	x
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	Streaked Flycatcher	x	-

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei	Boat-billed Flycatcher	-	x
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri	Tropical Kingbird	x	x
<i>Tyrannus savana</i> Daudin, 1802	tesourinha	Fork-tailed Flycatcher	-	x
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	viuvinha	Long-tailed Tyrant	x	-
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	Euler's Flycatcher	x	-
Vireonidae Swainson, 1837				
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	Rufous-browed Peppershrike	x	x
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822	verdinho-coroado	Rufous-crowned Greenlet	x	-
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	juruviara	Chivi Vireo	x	x

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
Corvidae Leach, 1820				
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)	gralha-azul	Azure Jay	x	x
Hirundinidae Rafinesque, 1815				
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa	Blue-and-white Swallow	-	x
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-do-campo	Brown-chested Martin	-	x
Troglodytidae Swainson, 1831				
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra	Southern House Wren	-	x
Turdidae Rafinesque, 1815				
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira	Rufous-bellied Thrush	x	x
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca	Creamy-bellied Thrush	x	-
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	sabiá-coleira	White-necked Thrush	x	-

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
Motacillidae Horsfield, 1821				
<i>Anthus lutescens</i> Pucheran, 1855	caminheiro-zumbidor	Yellowish Pipit	-	x
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850				
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico	Rufous-collared Sparrow	x	x
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947				
<i>Setophaga pitayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita	Tropical Parula	x	x
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra	Masked Yellowthroat	-	x
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	Golden-crowned Warbler	x	-
Icteridae Vigors, 1825				
<i>Agelaioides badius</i> (Vieillot, 1819)	asa-de-telha	Grayish Baywing	-	x
<i>Sturnella superciliaris</i> (Bonaparte, 1850)	polícia-inglesa-do-sul	White-browed Meadowlark	-	x
Thraupidae Cabanis, 1847				

Nome do Táxon	Nome comum em Português	Nome comum em Inglês	Floresta	Pastagem
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-sete-cores	Green-headed Tanager	x	-
<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-militar	Red-necked Tanager	x	x
<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)	sanhaço-de-encontro-azul		x	x
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra	Saffron Finch	x	x
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto	Ruby-crowned Tanager	x	-
Dacninae Sundevall, 1836				
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	saí-andorinha	Swallow Tanager	-	x
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	Blue Dacnis	x	-
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica	Bananaquit	x	-
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	trinca-ferro	Green-winged Saltator	x	-
Cardinalidae Ridgway, 1901				
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	tiê-de-bando		x	-
Fringillidae Leach, 1820				
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim	Purple-throated Euphonia	x	-
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)	ferro-velho		x	-
<i>Chlorophonia cyanea</i> (Thunberg, 1822)	gaturamo-bandeira	Blue-naped Chlorophonia	x	-

APÊNDICE B - LISTA DAS ESPÉCIES, CONFORME PIACENTINI et al., (2015) QUE FORAM IDENTIFICADAS NOS HABITATS PESQUISADOS COM ESTADO DE CONSERVAÇÃO EM SC POR CONSEMA (2011) E A NÍVEL MUNDIAL PELA IUCN (2017) (VU-VULNERÁVEL; EN – EM PERIGO; QA – QUASE AMEAÇADA) E ENDEMISMO (E) PARA A MATA ATLÂNTICA (BENCKE et al., 2006)

Nome do Táxon	Nome comum	Borda	Interior	SSPnúcleos	Pastagem	Status em SC, IUCN
Tinamidae Gray, 1840						
<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)	macuco	x	-	-	-	VU, QA, E
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	inambuguaçu	x	x	x	x	
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	inambu-chintã	-	x	-	x	
Cracidae Rafnesque, 1815						
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	jacuguaçu	-	x	x	-	
Threskiornithidae Poche, 1904						
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	curicaca	-	-	x	-	
Accipitridae Vigors, 1824						
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	-	-	x	x	
Rallidae Rafnesque, 1815						
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-do-mato	x	x	x	x	E

Nome do Táxon	Nome comum	Borda	Interior	SSPnúcleos	Pastagem	Status em SC, IUCN
Charadriidae Leach, 1820						
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	x	-	x	x	
Columbidae Leach, 1820						
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	asa-branca	x	x	-	x	E
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega	-	-	-	x	
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)	pomba-amargosa	-	x	x	-	
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu	x	x	x	x	
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	juriti-de-testa-branca	-	x	-	-	
Cuculidae Leach, 1820						
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	x	-	-	-	
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	-	-	x	x	
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	saci	x	x	x	x	
Strigidae Leach, 1820						
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	caburé	x	-	-	-	
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	coruja-buraqueira	-	-	-	x	

Nome do Táxon	Nome comum	Borda	Interior	SSPnúcleo	Pastagem	Status em SC, IUCN
Caprimulgidae Vigors, 1825						
<i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789)	tuju	-	x	x	x	
Trochilidae Vigors, 1825						
<i>Heliodoxa rubricauda</i> (Boddaert, 1783)	beija-flor-rubi	-	x	x	-	
Trogonidae Lesson, 1828						
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucuá-variado	x	x	x	-	
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	surucuá-dourado	x	x	x	x	
Alcedinidae Rafnesque, 1815						
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande	-	x	-	-	
Bucconidae Horsfield, 1821						
<i>Nystalus chacuru</i> (Vieillot, 1816)	joão-bobo	-	x	-	-	
Ramphastidae Vigors, 1825						
<i>Ramphastos vitellinus</i> Lichtenstein, 1823	tucano-de-bico-preto	x	x	x	x	VU ^{IUCN}
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	tucano-de-bico-verde	x	x	x	x	E

Nome do Táxon	Nome comum	Borda	Interior	SSPnúcleo	Pastagem	Status em SC, IUCN
Picidae Leach, 1820						
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	picapauzinho-de-coleira	x	x	x	-	E
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	benedito-de-testa-amarela	-	-	-	x	
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	picapauzinho-verde-carijó	-	x	-	x	
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo	x	-	x	x	
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-de-cabeça-amarela	-	x	-	x	
Falconidae Leach, 1820						
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	x	-	-	-	
Psittacidae Rafinesque, 1815						
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba	x	x	x	x	
Pipridae Rafinesque, 1815						
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	x	x	-		

Nome do Táxon	Nome comum	Borda	Interior	SSPnúcleo	Pastagem	Status em SC, IUCN
Tityridae Gray, 1840						
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim	x	x	-	-	E
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)	caneleiro	-	x	-	-	
Cotingidae Bonaparte, 1849						
<i>Carpornis cucullata</i> (Swainson, 1821)	corocoxó	x	-	-	-	E
<i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817)	araponga	x	-	-	-	
Platyrinchidae Bonaparte, 1854						
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho	-	x	-	-	QA ^{IUCN} , E VU ^{IUCN} , E
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907						
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo	x	x	-	-	
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	x	-	-	-	
Tyrannidae Vigors, 1825						
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	-	x	x	-	E

Nome do Táxon	Nome comum	Borda	Interior	SSPnúcleo	Pastagem	Status em SC, IUCN
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela	x	-	x		
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	guaracava-cinzenta	x	-	x	x	
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	capitão-de-saíra	x	x	x	-	
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	bem-te-vi-pirata	-	x	x	-	
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	irré	-	-	x	x	E
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	x	-	x	x	
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	x	x	x	-	
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei	-	-	-	x	
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri	x	-	x	-	
<i>Tyrannus savana</i> Daudin, 1802	tesourinha	-	-	x	x	
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	viuvinha	-	x	-	-	
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	filipe	-	-	x	-	
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	x	x	-	-	

Nome do Táxon	Nome comum	Borda	Interior	SSPnúcleo	Pastagem	Status em SC, IUCN
Vireonidae Swainson, 1837						
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	x	x	x	x	
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822	verdinho-coroado	-	x	-	-	E
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	juruviara	x	x	x	x	
Corvidae Leach, 1820						
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)	gralha-azul	x	x	x	x	QA ^{IUCN} , E
Hirundinidae Rafinesque, 1815						
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-do-campo	-	-	-	x	
Troglodytidae Swainson, 1831						
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra	x	-	x	x	
Turdidae Rafinesque, 1815						
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira	x	x	x	x	
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca	x	x	x	-	
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	sabiá-coleira	x	x	-	-	E
Motacillidae Horsfield, 1821						
<i>Anthus lutescens</i> Pucheran, 1855	caminheiro-zumbidor	-	-	-	x	

Nome do Táxon	Nome comum	Borda	Interior	SSPnúcleo	Pastagem	Status em SC, IUCN
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850						
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico	x	x	x	x	
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947	Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947					
<i>Setophaga pitiaiyumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita	x	x	x	x	
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra	-	-	x	x	
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	x	x	x	-	
Icteridae Vigors, 1825						
<i>Agelaioides badius</i> (Vieillot, 1819)	asa-de-telha	-	-	-	x	
<i>Sturnella superciliaris</i> (Bonaparte, 1850)	polícia-inglesa-do-sul	-	-	x	x	
Thraupidae Cabanis, 1847						

Nome do Táxon	Nome comum	Borda	Interior	SSPnúcleo	Pastagem	Status em SC, IUCN
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-sete-cores	-	x	-	-	E
<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-militar	x	x	x	-	E
<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)	sanhaço-de-encontro-azul	x	x	x	x	QA ^{IUCN} , E
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra	x	x	x	x	
<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)	saíra-ferrugem	x	-	-	-	E
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto	x	x	-	-	E
Dacninae Sundevall, 1836						
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	saí-andorinha	-	-	x	x	
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	x	-	-	-	
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica	-	x	-	-	E

Nome do Táxon	Nome comum	Borda	Interior	SSPnúcleo	Pastagem	Status em SC, IUCN
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837 Cardinalidae Ridgway, 1901	trinca-ferro	x	x	x	-	
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817) Fringillidae Leach, 1820	tiê-de-bando	-	x	-	-	E
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim	-	x	-	-	E
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)	ferro-velho	-	x	-	-	
<i>Chlorophonia cyanea</i> (Thunberg, 1822)	gaturamo-bandeira	-	x	x	-	E