





## **Introdução e justificativa**

A Ecologia de Comunidades busca compreender os padrões de distribuição da diversidade biológica e as interações entre as espécies que compõem as comunidades. Todos esses processos ecológicos, podem ter como base quatro processos principais que geram e mantem a diversidade: seleção, especiação, deriva e dispersão (VELLEND, 2010). Nas décadas de 50 e 60, o estudo da ecologia de comunidades foi fortemente influenciado por trabalhos que mostravam fortes relações entre as espécies e seus ambientes, ou seja, a seleção passou a ser reconhecida como um importante mecanismo na composição e determinação da diversidade das comunidades. A expansão do conhecimento teórico ocorrida posteriormente, bastante auxiliada pelos avanços da matemática ecológica, proporcionaram um florescimento da ecologia de comunidades nas décadas seguintes (CHASE; BENGTTSSON, 2010; RICKLEFS; SCHLUTER, 1993; SCHLUTER; RICKLEFS, 1993; VELLEND, 2010). O reconhecimento das conexões locais, biogeográficas e históricas na formação e manutenção da diversidade, ocorreu posteriormente com o acúmulo de pesquisas empíricas e teóricas. Esse novo olhar, trouxe o reconhecimento de que a composição e diversidade de espécies a nível local depende da composição regional de espécies, que é resultado direto dos processos de especiação ocorridos na escala regional (CHASE; BENGTTSSON, 2010; SCHLUTER; RICKLEFS, 1993; VELLEND, 2010).

Os conceitos da Teoria Neutra da Genética trazidos para a ecologia por Hubbel (ROSINDELL; HUBBELL; ETIENNE, 2011; VELLEND, 2010) incluíram a deriva, que passou a ser considerada um importante processo na estruturação das comunidades. Embora a deriva ecológica pura seja rara, sua influência na composição e diversidade das comunidades não pode ser descartada (VELLEND, 2010). Já a dispersão dos organismos, ou seja, a movimentação de indivíduos entre áreas e habitats, é outro processo que vem moldar fortemente a diversidade. Sua importância é bastante destacada na ‘Teoria de Biogeografia de Ilhas’ (MACARTHUR; WILSON, 1967), e continua assumindo um papel de destaque no conceito mais atual de metacomunidades. Além disso, a dispersão interage em diferentes escalas com os outros processos influenciando a dinâmica das metacomunidades (RICKLEFS; SCHLUTER, 1993; VELLEND, 2010).

Todo o arcabouço teórico da conceituação de metacomunidades já estava presente, ainda que de forma esparsa, nas discussões teóricas da ecologia de comunidades há muitos anos (BROWN et al., 2017; VELLEND, 2010). Contudo o conceito atual surge

da síntese proposta por HOLYOAK et al (2005) que define a metacomunidade como “*um conjunto de comunidades locais de espécies potencialmente interagentes que são interligadas pela dispersão*” (CHASE; BENGTTSSON, 2010; LEIBOLD et al., 2004; VELLEND, 2010; WILSON, 1992). Tal conceito teórico de metacomunidades é bastante influenciado pelo estudo das metapopulações e da biogeografia de ilhas, com muita terminologia em comum, contudo a amplitude de escalas no contexto de metacomunidades é bem mais amplo, podendo variar de gradientes ambientais em pequena escala a estudos biogeográficos continentais de grande escala (CHASE; BENGTTSSON, 2010). De fato, a teoria de metacomunidades propõe uma forma de compreender os processos e pensar as interações entre as espécies em diferentes escalas, como uma forma de buscar explicações para os padrões de distribuição, abundância e interações dos organismos do local ao regional (BROWN et al., 2017; LEIBOLD et al., 2004).

Quatro paradigmas teóricos, não excludentes, deram a base para a conceituação teórica atual de metacomunidades, os quais têm sido observados também de modo empírico (BROWN et al., 2017; CHASE; BENGTTSSON, 2010; DRISCOLL, 2008; LEIBOLD et al., 2004). Um dos modelos é a ‘dinâmica de manchas’ (“*patch-dynamics*”), no qual assume-se que há vários fragmentos idênticos e a composição das espécies é mais influenciada pelas habilidades inerentes de cada espécie em colonizar e competir em cada área (CHASE; BENGTTSSON, 2010; LEIBOLD et al., 2004). Essa abordagem assume a estocasticidade nos processos de colonização e extinção no nível dos fragmentos, mas também assume que as espécies podem coexistir ao variarem as suas taxas intrínsecas de colonização e competição (CHASE; BENGTTSSON, 2010; LEIBOLD et al., 2004). O segundo modelo conhecido como ‘ordenação de espécies’ (“*species-sorting*”) não admite a estocasticidade exposta no modelo anterior e foca nos processos determinísticos resultantes das diferentes respostas que as espécies possuem aos ambientes heterogêneos. Desta forma, assume que as espécies só irão ocorrer e permanecer num determinado habitat se este apresentar as condições abióticas favoráveis à permanência das mesmas (CHASE; BENGTTSSON, 2010; LEIBOLD et al., 2004).

Quando são considerados que os fragmentos possuem diferentes condições ambientais, mas são suficientemente conectados, e as espécies possuem diferentes taxas de colonização e extinção, isso resulta um efeito de fonte-sumidouro entre fragmentos. A coexistência de espécies com diferentes habilidades competitivas é favorecida pelas compensações regionais proporcionadas pela dispersão. Esse balanço entre dispersão,

colonização e extinção, que são os aspectos dos dois modelos anteriores combinados, configuram o terceiro modelo conhecido como ‘efeito de massa’ (“*mass-effect*”) (CHASE; BENGTTSSON, 2010; LEIBOLD et al., 2004). Nesse modelo a dispersão tem um papel bem importante na dinâmica local e regional das comunidades e assume um papel duplo, tanto ao aumentar a densidade de espécies suplementando as taxas de nascimento, quanto ao diminuir a densidade devido à taxa de perdas, de forma diferente que o esperado para comunidades fechadas (LEIBOLD et al., 2004).

Quando não existem pressupostos relacionados aos atributos das espécies ou às suas respostas ambientais, ou seja, assume-se que as espécies sejam neutras com relação às interações interespecíficas e aos ambientes, temos o modelo ‘neutro’ (“*neutral*”) conforme proposto por Hubbell (2001) (CHASE; BENGTTSSON, 2010; DRISCOLL; LINDENMAYER, 2009; LEIBOLD et al., 2004; TILMAN et al., 1994). Esse modelo pode ser considerado como uma hipótese nula de todos os outros modelos, uma vez que considera que os padrões de distribuição, abundância e interações dos organismos, tanto a nível local quanto regional são o resultado de eventos puramente estocásticos (CHASE; BENGTTSSON, 2010; LEIBOLD et al., 2004).

Compreender os padrões de distribuição dos organismos e suas relações com o ambiente, no mundo atual em constante e acelerada transformação, ganha novos significados e urgência (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2009). Os padrões de distribuição em uma paisagem fragmentada e sua conectividade, são importantes para fornecer subsídios para a conservação, no sentido de prever e mitigar impactos negativos da fragmentação. Deste modo, a teoria de metacomunidades têm papel fundamental no campo da conservação aplicada (DRISCOLL, 2008).

FAHRIG (2003) demonstra que há diferenças entre a fragmentação e a perda de habitat, sendo que a perda de habitat, entendida como a perda de ambiente propício para uma espécie, tem efeitos sempre negativos e muito mais fortes na biodiversidade do que a fragmentação *per se*. Os efeitos da fragmentação, quando existem, podem ser positivos ou negativos, pois a fragmentação não necessariamente significa perda de habitat. Assim a fragmentação de habitats pode criar situações onde não há efeitos negativos na abundância e distribuição de alguns tipos de organismos, que seriam favorecidos pela heterogeneidade de habitats (BARBARO et al., 2007; FAHRIG, 2003). Os efeitos da fragmentação vão depender fortemente da conectividade entre os fragmentos e da capacidade de dispersão das espécies entre os mesmos. Apesar desses efeitos nas regiões tropicais poderem ser mais intensos em diversos taxa (BREGMAN; SEKERCIOGLU;

TOBIAS, 2014; LAURANCE et al., 2002, 2011) poucos são os estudos sobre os efeitos da fragmentação *per se* em regiões tropicais (FAHRIG, 2003; RIBON et al., 2003).

Exibindo altos índices de endemismo, desde plantas vasculares, aves, mamíferos, répteis e anfíbios (GOERCK, 1997; MITTERMEIER et al., 2004; RIBEIRO et al., 2009), a Mata Atlântica está reduzida a cerca de 11,4% da cobertura original (RIBEIRO et al., 2009) em uma paisagem altamente fragmentada (RANTA et al., 1998; RIBEIRO et al., 2009). Por esses motivos é classificada como um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo e uma das principais áreas mundiais prioritárias (Hotspot) para a conservação (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004). Muitos trabalhos têm mostrado impactos da perda de habitat e fragmentação na biodiversidade da Mata Atlântica (BREGMAN; SEKERCIOGLU; TOBIAS, 2014; RIBON et al., 2003; SILVA; HERNÁNDEZ, 2014; UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005; UMETSU; PARDINI, 2007; UMETSU; PAUL METZGER; PARDINI, 2008), que hoje é reconhecidamente um dos biomas mais ameaçados e altamente fragmentados, mas que ainda abriga uma alta diversidade e endemismos (BROOKS; TOBIAS; BALMFORD, 1999; CARDOSO DA SILVA; CARDOSO DE SOUSA; CASTELLETTI, 2004; MARINI; GARCIA, 2005; MOREIRA LIMA, 2014; TABARELLI et al., 2010). Embora muitos desses trabalhos não diferenciem a fragmentação e a perda de habitat, esses processos afetam em diferentes escalas e intensidades os processos ecológicos das comunidades (BARBARO et al., 2007; FAHRIG, 2003).

Devido ao histórico de perda de habitat e fragmentação, se esperaria um grande número de espécies extintas na Mata Atlântica, mas os registros de extinções recentes são poucos, embora possua um número representativo de espécies ameaçadas (BROOKS; TOBIAS; BALMFORD, 1999; MOREIRA LIMA, 2014). Tem se postulado algumas possíveis explicações para essa baixa taxa de extinções na Mata Atlântica, uma delas que muitas espécies sobreviveriam em ambientes secundários e mesmo não florestados (BROOKS; TOBIAS; BALMFORD, 1999). Mesmo em espécies de aves, reconhecidas como negativamente afetadas pela fragmentação, tem se confirmado sua capacidade de deslocamento entre fragmentos (BOSCOLO et al., 2008). Deste modo, a conservação deve ser pensada em termos da manutenção de processos e funcionamento das comunidades e ecossistemas em diferentes escalas espaciais, levando-se em conta não somente a qualidade do habitat dentro das unidades, como também a qualidade do habitat na matriz das áreas de entorno e a conectividade.

A manutenção dos processos ecológicos desempenhados pelas comunidades nos ecossistemas deve ser um dos principais alvos da conservação, uma vez que a perda desses irá causar enormes prejuízos aos serviços ecossistêmicos (SEKERCIOGLU et al., 2012; SEKERCIOGLU; DAILY; EHRLICH, 2004). Nessa tendência, as unidades de conservação (UCs) se tornaram uma importante ferramenta na conservação *in-situ* da biodiversidade, pois são importantes áreas mantenedoras desses processos ecológicos (BRUNER et al., 2001; CHAPE et al., 2005; DEFRIES et al., 2005; FERREIRA; VENTICINQUE; ALMEIDA, 2005; GASTON et al., 2008; HANNAH et al., 2007; NEPSTAD et al., 2006; RODRIGO MEDEIROS et al., 2011). Paralelamente, a compreensão dos padrões e mecanismos que geram a diversidade e mantém a composição das comunidades animais da Mata Atlântica, em diferentes escalas espaciais, tem uma grande importância para subsidiar estratégias de conservação efetivas, focadas em espécies ameaçadas. Do mesmo modo, a compreensão da real efetividade das UCs, na conservação da biodiversidade, permite ampliar as discussões sobre o melhor aproveitamento de recursos disponíveis, o papel de corredores ecológicos e demais políticas públicas ambientais, para além das unidades.

Serão utilizadas as aves como grupo focal para análise dos padrões de diversidade, o que contribuirá ainda com as estratégias de conservação do grupo no Bioma Mata Atlântica. A utilização das aves como grupo modelo para esse estudo se justifica, pois são o grupo de vertebrados mais bem conhecido, são globalmente distribuídas e consideradas bons bioindicadores. Apresentam grande diversidade e desempenham diversos papéis ecológicos, de modo que sua extinção massiva levaria a uma redução dos processos ecossistêmicos e serviços de grande importância para a humanidade (SEKERCIOGLU; DAILY; EHRLICH, 2004; SODHI et al., 2011; WHELAN; ŞEKERCIOĞLU; WENNY, 2015). Apesar da grande capacidade de deslocamento do grupo, muitas espécies de aves ficam restritas a habitats contínuos ou de boa qualidade, sendo o tamanho de fragmentos considerado um bom preditor da riqueza de espécies (BOSCOLO et al., 2008; HANSBAUER et al., 2008; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008).

### **Objetivos gerais e específicos**

O objetivo desse trabalho é entender a estrutura e dinâmica das comunidades de aves na Mata Atlântica do sul do Brasil, analisando como características dos fragmentos ao nível local de habitat (qualidade ambiental) e ao nível de paisagem (conectividade)

influenciam a composição e manutenção da diversidade de aves sob a perspectiva da teoria de metacomunidades.

Especificamente pretende-se:

- 1 – Caracterizar as unidades de conservação e fragmentos com relação a características do habitat (qualidade ambiental);
- 2 – Avaliar a diversidade avifaunística das unidades e do entorno (fragmentos);
- 3 – Relacionar a diversidade de aves com as características ambientais;
- 4 – Identificar o papel da conectividade na distribuição das espécies entre as áreas;
- 5 – Identificar as melhores estratégias e áreas prioritárias para conservação a partir do modelo de metacomunidades que melhor se adequa às comunidades de aves da Mata Atlântica.

### **Metodologia e Atividades previstas**

#### a) Área de estudo

As amostragens ocorrerão na região da Mata Atlântica do sul do Brasil, na região central do estado de Santa Catarina. Essa região foi escolhida por ser a mais bem conservada e a que abriga os maiores remanescentes florestais da região sul do Brasil (RIBEIRO et al., 2009) e por abrigar diferentes manchas de floresta com variados gradientes ambientais e de conectividade.

O estudo abrangerá especificamente três Unidades de Conservação Federais: Parque Nacional de São Joaquim e PN Serra do Itajaí, além do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, todas as áreas com mais de 49000 ha de florestas contínuas e com altitudes de 0 a 800 msnm.

#### b) Seleção de locais

Vamos selecionar 21 áreas de amostragem. Três serão colocados dentro das grandes áreas protegidas mencionadas acima (> 49.000 ha) encontradas na região e 3 conjuntos de 6 fragmentos próximos a cada área protegida com diferentes tamanhos, formas e distâncias. Esta seleção será baseada na análise das imagens de satélite atuais, no mapa de uso do solo (mapbiomas.org) e na checagem de campo da acessibilidade e condições reais dos fragmentos. Esta etapa está em andamento e deve ser concluída até outubro de 2018.



c) Trabalho de campo

O trabalho de campo será realizado desde o início da época de reprodução das aves (primavera) que na região começa em setembro e deve continuar por cerca de sete meses, até março do ano seguinte.

Amostras da avifauna: Em cada área de amostragem, colocaremos unidades de gravação automática AudioMoth (HILL et al., 2018), a pelo menos 200 metros de distância uma da outra, que serão deixadas por cinco dias consecutivos. As unidades dos gravadores serão distribuídas de acordo com o tamanho dos fragmentos. Uma unidade de gravadores será usada em fragmentos de até 10 ha, dois gravadores em fragmentos de até 100 ha, três gravadores em áreas de até 1.000 ha e quatro em áreas maiores que 1.000 ha ou áreas protegidas. Todas as unidades serão programadas para gravar por 1 min em intervalos de 10 min, com um total de 720 min por amostragem por local amostrado.

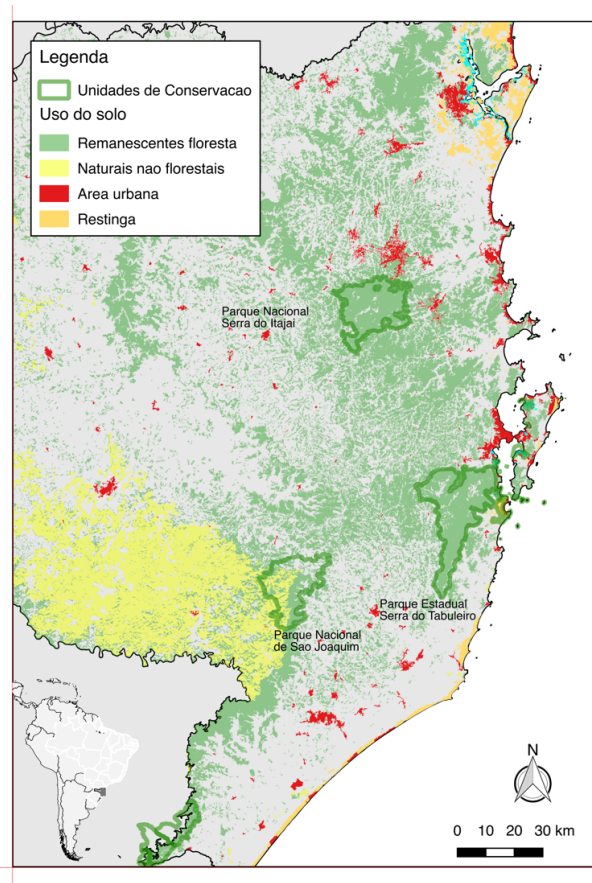
Dados ambientais: Em cada ponto onde os dados das aves serão coletados, também coletaremos dados sobre variáveis ambientais que representem a qualidade do habitat e que possam contribuir para a diversidade de espécies de aves (BIBBY; MARSDEN; FIELDING, 1998). Estes serão obtidos com o método do ponto quadrante (COTTAM; CURTIS, 1956), abrangendo a estrutura vertical e horizontal da vegetação (camadas de árvores, arbustos e herbáceas), tais como altura e cobertura dossel (TICHÝ, 2016), complexidade e densidade sub-bosque (MARSDEN et al., 2002), cobertura solo, altura serapilheira, CAP, número de árvores grandes, número árvores mortas/troncos (BIBBY et al., 1998; BIBBY; MARSDEN; FIELDING, 1998). As variáveis explanatórias em nível de paisagem serão calculadas em ferramentas GIS (QGIS) e incluirão área e tamanho de fragmento, forma e conectividade.

c) Organização e análise de dados

Dados de características das espécies de aves: As características das espécies de aves serão coletadas a partir de uma revisão de literatura e bancos de dados disponíveis (DUNNING, 2008; STOTZ et al., 1996; WILMAN et al., 2014).

Identificação das espécies: As gravações de áudio serão armazenadas usando a plataforma ARBIMON II (Sieve Analytics). Essa mesma plataforma possibilita a identificação automática de espécies de aves após um treinamento do software utilizando-se as próprias gravações (ACEVEDO et al., 2009; AIDE et al., 2013), trazendo vantagens sobre a identificação manual (DARRAS et al., 2017).

Análise dos dados: após a identificação das espécies de aves, construiremos matrizes de presença-ausência de espécies de aves com base nas espécies registradas em cada ponto e distância dos registros (DARRAS et al., 2018). A diversidade de espécies será comparada usando as curvas de interpolação/extrapolação (CHAO et al., 2014; HSIEH; MA; CHAO, 2016) entre as diferentes áreas amostradas. Além disso, calcularemos uma matriz de previsão espacial usando coordenadas de fragmentos e o método de coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM). Com estas matrizes (qualidade do habitat e PCNMs), a contribuição da conectividade e características do habitat para a composição de espécies será verificada com análises de redundância parcial (pRDA). A contribuição dessas características para explicar a distribuição das espécies, juntamente com os preditores ambientais e espaciais, será verificada com ordenação de RLQ e métodos de quatro-cantos. Todas as análises serão realizadas no programa R e em seus pacotes de funções específicos (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).



*Figura 1 Localização da região da pesquisa na Mata Atlântica do estado de Santa Catarina, indicando as três unidades de conservação, foco do presente projeto. São representados os remanescentes de vegetação nativa para Santa Catarina (fonte: SOS Mata Atlântica 2008)*

### **Detalhamento da infraestrutura física e tecnológica a ser utilizada;**

O presente projeto possui um baixo custo relativo, uma vez que boa parte dos equipamentos de maior valor necessários, são de propriedade do proponente, tais como o veículo a ser utilizado nas atividades de campo, binóculos, computador notebook e máquina fotográfica.

Dentre a infraestrutura necessária para a execução do projeto estão os espaços físicos da Universidade Federal de Santa Catarina (Laboratório de Bioacústica Catarinense e o Laboratório de Ecologia Terrestre – LECOTA) com sua infraestrutura tecnológica disponível tais como computadores, impressoras e acesso a rede. Outros equipamentos necessários para as coletas em campo das medidas ambientais são fornecidos pelo LECOTA e já estão disponíveis, tais como: trena digital, *quadrat*, trenas, fitas de marcação, tripé, pás, etc.

Em termos de programas computacionais necessários temos disponíveis os softwares livres QGIS para geoprocessamentos e elaboração de mapas, o R e R Studio para análises estatísticas.

Para a plena execução do projeto são necessários ainda a aquisição de equipamentos e alguns suprimentos, como os gravadores automáticos AudioMoth com cartões de memória, a aquisição de pilhas recarregáveis e carregadores. Para a fase de análises automatizadas das vocalizações será necessário a aquisição de um pacote de hospedagem e análise de dados da plataforma Arbimon II. Como o período de uso da hospedagem supera o período do presente trabalho, o tempo restante será compartilhado com o Laboratório de Bioacústica Catarinense, de forma a suportar as continuidades de pesquisas do mesmo.

Outros suprimentos necessários para dar suporte as atividades de campo são a aquisição de combustível, manutenção do veículo, diárias de alimentação e hospedagem durante as expedições.

**Cronograma a ser cumprido;**

Atividades	2018				2019											
	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
<b>Trabalho de campo</b>																
Seleção de locais																
Amostras da avifauna																
Dados ambientais																
<b>Organização e análise de dados</b>																
Dados de características das aves																
Identificação das espécies																
Análise dos dados																
<b>Revisão Bibliográfica</b>																
<b>Qualificação</b>																
<b>Redação Tese</b>																
Finalização 1a versão Tese																
<b>Relatório FUNBIO</b>																
<b>Defesa Tese</b>																

Atividades	2020												2021		
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar
<b>Trabalho de campo</b>															
Seleção de locais															
Amostras da avifauna															
Dados ambientais															
<b>Organização e análise de dados</b>															
Dados de características das aves															
Identificação das espécies															
Análise dos dados															
<b>Revisão Bibliográfica</b>															
<b>Qualificação</b>															
<b>Redação Tese</b>															
Finalização 1a versão Tese															
<b>Relatório FUNBIO</b>															
<b>Defesa Tese</b>															

**Orçamento com estimativa dos gastos previstos;**

<b>Categoria de despesa</b>	<b>Descrição dos itens</b>	<b>Material será cedido para Instituição (Sim ou Não)</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade (un; litro; metro; dia; km)</b>	<b>Valor Unitário (R\$)</b>	<b>Valor Total (R\$)</b>
Uso e consumo (descrever cada item)	Pilhas AA recarregável 2500 maH	sim	50	Um	R\$15.00	<b>750.00</b>
	Cartão de memória UHS-I 32GB	sim	10	um	R\$ 120.00	<b>1,200.00</b>
	Combustível	não	1500	litro	R\$4.10	<b>6,150.00</b>
Serviço de terceiros Pessoa Jurídica	Pacote de análise de dados (plataforma Arbimon II)	sim	1	um	R\$2,500.00	<b>2,500.00</b>
	Manutenção veículo (troca de óleo, filtros, etc..)	não	2	um	R\$300.00	<b>600.00</b>
Viagens	Alimentação	não	90	dia	R\$50.00	<b>4,500.00</b>
	Hospedagem	não	20	dia	R\$100.00	<b>2,000.00</b>
Equipamentos	Gravador AudioMoth	sim	10	um	R\$315.00	<b>3,150.00</b>
	Carregador rápido para pilhas AA bivolt	sim	2	um	R\$100.00	<b>200.00</b>
<b>TOTAL</b>						<b>21,050.00</b>

**Resultados esperados e impacto previsto do projeto;**

O desenvolvimento dessa Tese irá ampliar o conhecimento sobre as avaliações da efetividade das unidades de conservação na manutenção da biodiversidade. Entendendo-se os padrões de distribuição dos organismos em uma paisagem fragmentada tendo como foco a qualidade do habitat e a capacidade de dispersão das espécies, através da conectividade entre áreas de conservação, podemos propor estratégias de conservação que sejam mais efetivas.

Espera-se esclarecer quais as melhores estratégias de conservação para a biodiversidade de aves da Mata Atlântica, pois a distinção entre os principais fatores que influenciam a diversidade, irá gerar políticas de conservação diferenciadas e mais aplicadas. Com o conhecimento desses fatores pretende-se ampliar a discussão sobre a efetividade das unidades de conservação e o papel de corredores ecológicos e da matriz

de habitat no entorno das UCs na conservação da avifauna. Ou seja, saber se as espécies possuem uma dependência de habitat que as impede de atravessar uma matriz de habitat diferenciada, gerando distribuições agrupadas e isoladas, ou se as espécies estão distribuídas em gradientes não dependentes de habitats, isto leva a estratégias muitas vezes antagônicas, propondo a criação de novas unidades de conservação ou ampliando as já existentes.

As informações adquiridas na Tese ainda servirão de subsídios para estudos a longo prazo nas Unidades de Conservação e programas de monitoramento nas unidades de conservação uma vez que define uma base inicial para esses estudos.

A compilação das informações sobre a distribuição das espécies de aves nas unidades, hoje não sistematizada, vem contribuir ainda para o uso público das unidades, uma vez que a demanda pelo turismo de observação tem crescido no Brasil.

Pretende-se que cada capítulo da Tese seja publicado na forma de um artigo científico em revistas especializadas de reconhecimento internacional. Ainda durante o desenvolvimento da Tese pretende-se participar e apresentar os trabalhos em eventos científicos de abrangência nacional e internacional para sua divulgação.

### **Referências Bibliográficas**

- 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.
- AIDE, T. M. et al. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. **PeerJ**, v. 1, p. e103, 16 jul. 2013.
- BARBARO, L. et al. The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: The role of landscape composition and structure. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 4, p. 652–664, 2007.
- BIBBY, C. et al. **Expedition Field Techniques BIRD SURVEYS**. Cambridge: BirdLife International, 1998. v. 44
- BIBBY, C.; MARSDEN, S.; FIELDING, A. Bird-habitat studies. In: **Expedition Field Techniques Bird Surveys**. [s.l: s.n.]. p. 98–113.
- BOSCOLO, D. et al. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 273–276, maio 2008.

- BREGMAN, T. P.; SEKERCIOGLU, C. H.; TOBIAS, J. A. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. **Biological Conservation**, v. 169, n. August 2016, p. 372–383, 2014.
- BROOKS, T.; TOBIAS, J.; BALMFORD, A. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. **Animal Conservation**, v. 2, n. 3, p. 211–222, ago. 1999.
- BROWN, B. L. et al. Making sense of metacommunities: dispelling the mythology of a metacommunity typology. **Oecologia**, v. 183, n. 3, p. 643–652, 22 mar. 2017.
- BRUNER, A. G. G. et al. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science**, v. 291, n. 5501, p. 125–128, 5 jan. 2001.
- CARDOSO DA SILVA, J. M.; CARDOSO DE SOUSA, M.; CASTELLETTI, C. H. M. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, n. 1, p. 85–92, 9 jan. 2004.
- 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, fev. 2014.
- CHAPE, S. et al. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 360, n. February 2005, p. 443–455, 28 fev. 2005.
- CHASE, J. M.; BENGTTSSON, J. Increasing spatio-temporal scales: Metacommunity ecology. **Community Ecology: Processes, Models, and Applications**, p. 57–68, 2010.
- COTTAM, G.; CURTIS, J. T. T. The Use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. **Ecology**, v. 37, n. 3, p. 451–460, jul. 1956.
- DARRAS, K. et al. Autonomous bird sound recording outperforms direct human observation: Synthesis and new evidence. p. 1–37, 2017.
- DARRAS, K. et al. Estimating bird detection distances in sound recordings for standardising detection ranges and distance sampling. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 2018, n. May, p. 0–2, 2018.
- DEFRIES, R. et al. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. **Ecological Applications**, v. 15, n. 1, p. 19–26, fev. 2005.
- DRISCOLL, D. A. The frequency of metapopulations, metacommunities and nestedness in a fragmented landscape. **Oikos**, v. 117, n. 2, p. 297–309, fev. 2008.

- DRISCOLL, D. A.; LINDENMAYER, D. B. Empirical tests of metacommunity theory using an isolation gradient. **Ecological Monographs**, v. 79, n. 3, p. 485–501, ago. 2009.
- DUNNING, J. B. **CRC Handbook of Avian Body Masses**. [s.l: s.n.].
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 34, n. 2003, p. 487–515, 2003.
- FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 157–166, 2005.
- GASTON, K. J. et al. The Ecological Performance of Protected Areas. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 39, n. 1, p. 93–113, dez. 2008.
- GOERCK, J. M. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology**, v. 11, n. 1, p. 112–118, fev. 1997.
- HANNAH, L. et al. Protected area needs in a changing climate. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 3, p. 131–138, abr. 2007.
- HANSBAUER, M. M. et al. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, v. 141, n. 3, p. 782–791, 2008.
- HILL, A. P. et al. AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 5, p. 1199–1211, 2018.
- HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; HOLT, R. D. **Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities**. [s.l: s.n.].
- 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, dez. 2016.
- LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, jun. 2002.
- LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, jan. 2011.
- LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, n. 7, p. 601–613, 4 jun. 2004.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton, NJ: Princeton University Press, 1967.



- MARINI, M. A.; GARCIA, F. I. Bird Conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 665–671, jun. 2005.
- MARSDEN, S. J. et al. A technique for measuring the density and complexity of understorey vegetation in tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 165, n. 1–3, p. 117–123, jul. 2002.
- 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, n. 9, p. 2184–2192, 2008.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions (CEMEX, Mexico City). 2004.
- MOREIRA LIMA, L. **Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação**. São Paulo: Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, 21 jan. 2014.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000.
- NEPSTAD, D. et al. Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. **Conservation Biology**, v. 20, n. 1, p. 65–73, 23 fev. 2006.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Found. Stat. Computing, 2011.
- RANTA, P. et al. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: Size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385–403, 1998.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009.
- RIBON, R. et al. Bird Extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1827–1839, dez. 2003.
- RICKLEFS, R. E.; SCHLUTER, D. Species Diversity: regional and Historical influences. In: RICKLEFS, R. E.; SCHULTER, D. (Eds.). **Species Diversity in Ecological Communities**. [s.l: s.n.]. p. 356.
- RODRIGO MEDEIROS et al. **The Contribution of Brazilian conservation units to the national economy**. Brasília: [s.n.].
- ROSINDELL, J.; HUBBELL, S. P.; ETIENNE, R. S. The Unified Neutral Theory of

- Biodiversity and Biogeography at Age Ten. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 340–348, jul. 2011.
- SCHLUTER, D.; RICKLEFS, R. E. Species diversity an introduction to the problem. In: RICKLEFS, R. E.; SCHULTER, D. (Eds.). . **Species Diversity in Ecological Communities**. University of Chicago Press: [s.n.]. p. 365.
- SEKERCIOGLU, C. H. et al. The effects of climate change on tropical birds. **Biological Conservation**, v. 148, n. 1, p. 1–18, abr. 2012.
- SEKERCIOGLU, C. H.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Ecosystem consequences of bird declines. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 101, n. 52, p. 18042–18047, 28 dez. 2004.
- SILVA, P. G. DA; HERNÁNDEZ, M. I. M. Local and Regional Effects on Community Structure of Dung Beetles in a Mainland-Island Scenario. **PLoS ONE**, v. 9, n. 10, p. e111883, 30 out. 2014.
- SODHI, N. S. et al. Ecological Functions of Birds in the Tropics. In: SODHI, N. S. et al. (Eds.). . **Conservation of Tropical Birds**. Oxford, UK: Wiley-Blackwell, 2011. p. 15–34.
- STOTZ, D. F. et al. **Neotropical birds: Ecology and Conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996. v. 3
- TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.
- TICHÝ, L. Field test of canopy cover estimation by hemispherical photographs taken with a smartphone. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 2, p. 427–435, 1 mar. 2016.
- TILMAN, D. et al. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v. 371, n. 6492, p. 65, 1 set. 1994.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. 3. ed. [s.l.] Artmed Editora, 2009.
- UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507–519, jun. 2005.
- UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 4, p. 517–530, 27 mar. 2007.

- 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. 080304020349105-0, 4 mar. 2008.
- VELLEND, M. Conceptual Synthesis in Community Ecology. **The Quarterly Review of Biology**, v. 85, n. 2, p. 183–206, 2010.
- WHELAN, C. J.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; WENNY, D. G. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. **Journal of Ornithology**, v. 156, n. S1, p. 227–238, 5 dez. 2015.
- WILMAN, H. et al. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecology**, v. 95, n. 7, p. 2027–2027, jul. 2014.
- WILSON, D. Complex Interactions in Metacommunities , with Implications for Biodiversity and Higher Levels of Selection. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 1984–2000, 1992.