

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA**



André Ricardo de Souza Almeida Criscuolo

**PERMEABILIDADE DA MATRIZ PARA AVES EM PLANTAÇÃO DE EUCALIPTO
(*Corymbia citriodora*) EM ITAPORANGA D'AJUDA, SERGIPE**

São Cristóvão

2019/2

André Ricardo de Souza Almeida Criscuolo

PERMEABILIDADE DA MATRIZ PARA AVES EM PLANTAÇÃO DE EUCALIPTO
(*Corymbia citriodora*) ITAPORANGA D'AJUDA, SERGIPE

Monografia apresentada ao Curso de ECOLOGIA da Universidade Federal de Sergipe como parte dos pré-requisitos para obtenção do título de Bacharel em ECOLOGIA.

Orientador: Prof^o Dr. Stephen Francis Ferrari.

São Cristóvão
2019/2

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. OBJETIVOS.....	12
2.1. <i>Objetivo Geral.....</i>	12
2.2. <i>Objetivos Específicos.....</i>	12
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	13
3.1. <i>Área de estudo.....</i>	13
3.2. <i>Amostragem Estrutural da Vegetação.....</i>	14
3.3. <i>Amostragem Avifauna.....</i>	17
3.4. <i>Dados funcionais da Avifauna.....</i>	19
3.5. <i>Análise dos dados.....</i>	20
4. RESULTADOS.....	22
4.1. <i>Estrutura da vegetação.....</i>	22
4.2. <i>Riqueza de espécies Avifauna.....</i>	25
5. DISCUSSÃO.....	39
5.1 <i>Características dos habitats.....</i>	39
5.2 <i>Características da avifauna.....</i>	40
6. CONCLUSÃO.....	43
7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	44
APÊNDICE.....	56
APÊNDICE A.....	56
APÊNDICE B.....	61

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização da Fazenda Rio Fundo no município de Itaporanga D’Ajuda, Sergipe, Brasil. Mapa: Patrício A. da Rocha. 14
- Figura 2.** Sub-bosque da floresta nativa de Mata Atlântica na Fazenda Rio Fundo..... 15
- Figura 3.** Plantio de eucalipto de 5 a 6 anos de idade com sub-bosque em regeneração..... 16
- Figura 4.** Imagem referente a fazenda Rio Fundo, indicando os dois povoados mais próximos e os locais de coleta dos dados. 16
- Figura 5.** Confecção das listas de MacKinnon, baseada na observação de aves e a anotação de espécies..... 17
- Figura 6.** Rede de neblina utilizada para captura das aves em área de mata nativa. 19
- Figura 7.** Gráfico representando as famílias em destaque nos dois habitats amostrados de forma independente..... 26
- Figura 8.** Riqueza de espécies da avifauna observada e estimada de acordo com o estimador Jackknife 1, com base nos registros coletados pelas listas MacKinnon na Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil. 27
- Figura 9.** Curvas de rarefação comparando os dois habitats através do método das listas MacKinnon. 28
- Figura 10.** Gráfico indicando as famílias mais representadas pela amostragem do método das redes de neblina na área de mata nativa. 29
- Figura 11.** Gráfico representando a análise beta funcional em comparação a diferentes habitats (M/EU), utilizando o método das listas de MacKinnon..... 30
- Figura 12.** Gráfico representando a análise beta funcional a partir da eficácia dos métodos, redes de neblina e listas de MacKinnon no ambiente de Mata Atlântica..... 31

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Traços funcionais usados na análise da diversidade beta funcional nos dois habitats estudados na Fazenda Rio Fundo, Sergipe..... 20
- Tabela 2.** Resultado das análises fitossociológicas do estrato arbóreo. Legenda: DAP = Diâmetro a altura do peito, EU = Eucalipto, M = Mata..... 23
- Tabela 3.** Lista dos indivíduos por ordem de IVI registrados no estudo fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo. Legenda: NInd = número de indivíduo, DeRel = densidade relativa, AbsFr = frequência relativa, DoRel = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, EU = Eucalipto, M = Mata nativa. 23
- Tabela 4.** Espécies de aves registradas na Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil. A classificação e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015). Ocorrência: Residente (R); Residente e Endêmica (R, E) e Espécie considerada visitante sazonal oriundo do sul do continente (VS). Habitat: Área de mata nativa (M); Área de eucalipto (EU). Método: Rede de neblina (R), Listas de MacKinnon (L). Status de conservação IUCN (2017): Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT) e Em Perigo (EN)..... 32

LISTA DE SIGLAS

As	Clima tropical com estação seca de verão
M	Área de mata nativa
EU	Área de eucalipto
IUCN	União Internacional para Conservação da Natureza
CEMAVE	Centro Brasileiro para Pesquisa e Conservação Aviária
SISBIO	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
IVI	Índice de valor de importância
PCoA	Análise de Coordenadas Principais
dbFD	Índices De Diversidade Funcional À Distância
FRic	Índice de riqueza funcional
CAP	Circunferência a altura do peito
DAP	Diâmetro a altura do peito
NInd	Número de indivíduo
DeRel	Densidade relativa
AbsFr	Frequência relativa
DoRel	Dominância relativa
R	Residente
R, E	Residente e Endêmica
VS	Espécie considerada visitante sazonal oriundo do sul do continente
R	Rede de neblina
L	Listas de MacKinnon
LC	Pouco Preocupante
NT	Quase Ameaçada
EM	Em Perigo
Diet-Inv	Porcentagem de uso Invertebrados-geral
Diet-Vend	Porcentagem de uso aves/mamíferos
Diet-Vect	Porcentagem de uso répteis/anfíbios
Diet-Vfish	Porcentagem de uso peixe
Diet-Fruit	Porcentagem de uso frutas
Diet-Nect	Porcentagem de uso de néctar
Diet-Seed	Porcentagem de uso grãos
Diet-Plant	Porcentagem de uso vegetal
Diet-5Cat	Atribuição dieta dominante entre 5 categorias
ForStrat-ground	FORAGEAMENTO NO SOLO
ForStrat-understory	FORAGEAMENTO DE SUB-BOSQUE
ForStrat-midhigh	FORAGEAMENTO DO ESTRADO MÉDIO
ForStrat-canopy	FORAGEAMENTO DE DOSSIL
ForStrat-aerial	FORAGEAMENTO AERIO
BodyMass-Value	Massa corporal (g)

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal de Sergipe, por possibilitar o acesso ao conhecimento. Ao meu orientador, professor Dr. Stephen Francis Ferrari por aceitar o desafio em me orientar. Aos meus co-orientadores, Raone Beltrão Mendes, Juan Ruiz-Esparza e Patrício Adriano da Rocha, pela paciência em me mostrar o caminho que devo seguir.

Ao laboratório de Biologia da Conservação e todos os integrantes que dele fizeram e fazem parte, em especial Helon Simões Oliveira e Eduardo Vinícius, José Paulo Santana, Saulo Santos Bomfim, Saulo Meneses Silvestre, José Washington dos Santos Mota, Kleverson Louis Batista Santos, Marcella Carolina da Silva Almeida, pois sem vocês esse manuscrito seria muito mais árduo.

Agradeço também aos meus familiares, que estiveram ao meu lado, fossem nos momentos bons assim como nos ruins, durante esses anos de vida acadêmica e pessoal.

Às Companhias Industrial de Celulose e Papel e à Cal Trevo Industrial, em nome do Pedro Américo e Célio Lobato respectivamente, pela permissão para desenvolver a pesquisa no fragmento, mantido conjuntamente pelas duas empresas. Especialmente a Pedro Américo, pelo apoio logístico para o desenvolvimento do trabalho. Por fim, aproveito para agradecer também a Manoel Bonifácio e Luiz Carlos Vicente dos Santos, não só por todas as perturbações e encomodos durante a jornada, mas também pelo respeito e amizade que somos recebidos sempre que retornamos.

RESUMO

A Mata Atlântica é considerada um dos biomas de maior endemismo do planeta, com muitas espécies únicas de plantas e animais. Considerada como um *hotspot* para a conservação da biodiversidade está localizada ao longo de toda a costa leste brasileira, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul. Dentre os grupos de vertebrados, as aves estão entre os de maior representatividade na Mata Atlântica, assim desempenham vários serviços ecossistêmicos importantes, como o controle de pragas, ciclagem de nutrientes e dispersão de sementes e podem fornecer *insights* valiosos para o desenvolvimento de estratégias para a conservação ambiental. A diversidade funcional identifica a partir das aves a forma que esses organismos usam seu habitat, principalmente levando em conta a utilização do nicho, alimentação e a variação das espécies entre diferentes ambientes. A análise da variação em padrões de diversidade funcional garante informações de escala e características funcionais, podendo as características da diversidade beta indicar alterações na homogeneidade ou heterogeneidade das espécies e entre assembleias. Com isso, o objetivo do trabalho foi avaliar a variação da diversidade funcional entre duas assembleias de aves, sendo uma residente em uma matriz de plantação de eucalipto (*Corymbia citriodora*) (EU) e a outra, em um fragmento de Mata Atlântica (M) no sul do estado de Sergipe. O estudo foi realizado na reserva legal da Fazenda Rio Fundo (11°80'S, 37°81'W), localizada no município de Itaporanga D'Ajuda, Sergipe. Foram realizadas campanhas mensais com um mínimo de dois dias. Foram utilizados dois métodos de amostragem para aves, listas de MacKinnon e as redes de rede de neblina. O esforço amostral resultou na obtenção de 63 listas de MacKinnon com o total de 630 indivíduos registrados, distribuídos em 107 espécies e 35 famílias. Em M foram obtidas 30 listas com um total de 300 indivíduos, distribuídos em 83 espécies e 30 famílias. Já em EU foram obtidas 33 listas com um total de 330 indivíduos, distribuídos em 80 espécies e 30 famílias. Os resultados obtidos através das redes de neblina foram compilados a partir de 78000 horas/rede, onde foram registrados 111 indivíduos, distribuídos em 31 espécies e 19 famílias. Em relação a análise comparando semelhanças funcionais entre assembleias de aves de Mata Atlântica e plantação eucalipto no geral, resultou na diversidade beta funcional (Sorensen) (Func. Beta = 0.317), na substituição de espécies foi obtido (Func. Turn. = 0.226), já no aninhamento das espécies (Func. Nest. = 0.091). Foi realizada também uma avaliação do efeito do método de coleta sob a coleta de atributos funcionais, a partir da comparação entre os métodos, onde o resultado da análise beta funcional geral (Sorensen) representou (Func. Beta = 0.834), sendo o resultado do aninhamento (Func. Nest. = 0.813), já em relação ao resultado da substituição de espécies (Func. Turn. = 0.022). Esses valores indicam que o resultado referente à análise beta funcional comparando os diferentes habitats se explica através da substituição de espécies (*turnover*), indicando que existe a substituição de algumas espécies por outras. Isso é explicado pelo fato da assembleia do eucalipto possuir uma maior substituição de funções (substituição de traços funcionais) o que influenciou no resultado da diversidade beta funcional entre mata e eucalipto. O resultado também propõe uma menor riqueza funcional pela amostragem das redes de neblina por conta do aninhamento. Esse resultado está diretamente ligado ao fato da amostragem de redes registrarem uma parcela menor da diversidade funcional em comparação com o método das listas. Com isso, a amostragem de redes se comporta como um método complementar às listas.

PALAVRAS-CHAVE: Diversidade Beta Funcional, Matriz, Permeabilidade, Nordeste.

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é considerada um dos biomas de maior endemismo do planeta, caracterizado como um dos *hotspots* mundiais para a conservação da biodiversidade (Mittermeier et al. 1999, Brooks et al. 2002), com espécies únicas tanto da fauna como da flora. Originalmente, a Mata Atlântica abrangia uma área de aproximadamente 1.300.000 km² (Guedes & Seehusen 2011), localizada ao longo de toda a costa leste brasileira, desde o Rio Grande do Norte, até o Rio Grande do Sul (Mittermeier et al. 1999). Os últimos esforços direcionados para o seu mapeamento mostram que a floresta ocupa atualmente uma área de 19.427 km², menos de 10% da sua extensão original (Tabarelli et al. 2006). Além do mais, a maior parte dos remanescentes de floresta existe na forma de fragmentos pequenos e isolados de menos de 100 hectares, rodeados por extensas plantações, pastos e áreas urbanas (Pereira & Alves 2006, ICMBio 2017).

Em Sergipe, existem aproximadamente 403 fragmentos de Mata Atlântica, com uma área total de cerca de 360 km², representando 8% da cobertura original do estado. O tamanho destes fragmentos varia entre 17 e 800 hectares (Santos 2009). No que diz respeito à proteção da Mata Atlântica na região sul do estado, podemos citar a unidade de conservação Área de Proteção Ambiental Litoral Sul, que abrange uma grande área entre os rios Real e Vaza-Barris (Ruiz-Esparza 2014), sendo o local mais conservado próximo da área de estudo.

A Ecologia Funcional fornece uma abordagem valiosa para a realização de trabalhos de restauração e conservação de ecossistemas como a Mata Atlântica (Cornelissen et al. 2003, Thuiller et al. 2006, Meira-Neto et al. 2011). Essa abordagem consiste na classificação da diversidade biológica a partir das funções ecológicas que as espécies realizam dentro da comunidade através da análise de suas características fisiológicas, morfológicas e ecológicas (Petchey & Gaston 2006).

Estudos de ecologia funcional têm como objetivo principal determinar o papel das espécies dentro da comunidade, visando entender as interações que influenciam a abundância e dinâmica populacional dos organismos dentro da estrutura trófica do ecossistema. Esta abordagem oferece um maior conhecimento sobre a ecologia das espécies, além de fornecer subsídios importantes para sua conservação (Naeem & Wright 2003). Da mesma forma que podemos aferir a diversidade taxonômica, podemos também aferir a diversidade funcional, que pode ser avaliada tanto dentro das assembleias (diversidade alfa), a partir da funcionalidade de traços (Villéger et al. 2008, Laliberté & Legendre 2010), como entre as

assembleias (diversidade beta), baseada nas diferenças e similaridades entre as assembleias que ocupam o mesmo espaço funcional (Villéger et al. 2011).

A análise da variação em padrões de diversidade funcional garante informações de escala e características funcionais, podendo as características da diversidade beta indicar alterações na homogeneidade ou heterogeneidade das espécies e entre assembleias. Além de que, avaliar os fatores que influenciam a riqueza de espécies irá revelar se os processos ecológicos determinísticos estão agindo nas assembleias, processos que são bilaterais, onde de um lado filtros ambientais selecionam as características persistentes e por outro lado, a competição interespecífica atua limitando a similaridade de traços funcionais entre espécies (MacArthur & Levins 1967, Zobel 1997, Mouillot et al. 2007, Mendez et al. 2012, Socolar et al. 2016, Almeida et al. 2019).

De acordo com Pérez-Harguindeguy et al. (2013), nos últimos anos, houve um aumento no interesse de identificar grupos e táxons que apresentam características funcionais análogas em resposta a fatores ambientais. Neste sentido, um grupo de destaque são as aves, que desempenham vários serviços ecossistêmicos importantes, como o controle de pragas, ciclagem de nutrientes e dispersão de sementes, e podem fornecer *insights* valiosos para o desenvolvimento de estratégias para a conservação ambiental (Sekercioglu, et al. 2012). Nas aves, a diversidade funcional identifica a forma que esses organismos usam seu habitat, principalmente levando em conta a utilização do nicho, alimentação e a variação nas espécies entre diferentes ambientes (Petchey & Gaston 2006).

Em Sergipe, encontramos poucos levantamentos de avifauna, embora os dados disponíveis até o momento indicam a ocorrência de aproximadamente 321 espécies de aves na Mata Atlântica do estado (Cordeiro 2008, Souza 2009, Ruiz-Esparza et al. 2015, Oliveira et al. 2018). Segundo Faria et al. (2006) e Menezes (2019), os processos de desmatamento que causam a fragmentação e perda de habitat, a caça e a introdução de espécies exóticas são as maiores ameaças à fauna da Mata Atlântica.

A fragmentação de habitats se caracteriza por um processo no qual uma área contínua é dividida em partes menores, abrindo espaço para a intercalação de um ambiente distinto, a matriz antrópica (Fahrig 2003). As características da matriz antrópica determinam a dinâmica populacional dos organismos que habitam os remanescentes do habitat original (Cooney et al. 2015). A matriz pode servir como um meio de conectividade entre fragmentos, sendo mais ou menos apropriada para diferentes tipos de organismos, dependendo das suas características

(Anderson et al. 2007, Cooney et al. 2015). Dessa maneira, a matriz atua na paisagem fragmentada como um filtro ambiental (Zollner 2000, Anderson et al. 2007).

Para algumas espécies de aves, a matriz antrópica não representa uma barreira à dispersão entre fragmentos, independentemente de sua composição ou estrutura, mas para as espécies mais sensíveis à fragmentação, a simples presença de uma matriz já limita seu deslocamento (Ricketts 2001). Entretanto, a permanência de uma parcela da avifauna dentro de uma área de reflorestamento pode ser indispensável para a manutenção das funções ecológicas da floresta por incluir representantes de diferentes guildas tróficas (Machado 1996). As aves ocupam diversos nichos ecológicos e tróficos no ambiente, ocupando todos os níveis de estrutura das florestas, inclusive as áreas descampadas ao seu entorno (Almeida 1998).

Apesar de sua importância citada logo acima, na maioria dos estudos de fragmentação, a permeabilidade da matriz não é considerada, pois o foco principal se restringe à quantidade de habitat disponível na paisagem (Fahrig 2013). Considerando os resultados de estudos que mostram que a permeabilidade da matriz é um elemento fundamental para entender a conectividade entre fragmentos na paisagem, fica clara a necessidade de considerar a influência da matriz na paisagem. Segundo Antongiovanni & Metzger (2005), um dos aspectos mais importantes para entender como sucede a variação de espécies de aves nesses ambientes, sejam eles mais preservados ou com matrizes diferentes, é o grau de isolamento entre os fragmentos, e seu entorno, que é refletido no padrão de deslocamento das aves entre fragmentos.

Contudo, alguns estudos têm focado na exploração da matriz por espécies de aves (Woodhouse et al. 2005, Barros et al. 2019), a exemplo de nosso estudo, que focou em um fragmento de Mata Atlântica que faz fronteira com uma matriz formada por plantação de *Corymbia citriodora* (matriz antrópica). Pouco se sabe sobre a adaptação de assembleias de aves neotropicais às condições que surgem em matrizes artificiais com *C. citriodora*. Porém, a estrutura da vegetação do fragmento e seu estado de sucessão são fatores que influenciam diretamente na composição e distribuição das aves, sendo refletidos na diversidade da assembleia (Aleixo & Vielliard 1995, Uezu et al. 2005).

Partindo desse pressuposto, o objetivo desse estudo foi entender como a matriz de eucalipto afeta a diversidade funcional das aves presentes nas áreas estudadas, assim como avaliar a influência da permeabilidade funcional da matriz de eucalipto numa paisagem fragmentada de Mata Atlântica semidecídua no sul do estado de Sergipe e suas implicações

para a conservação da avifauna local. Auxiliando também em uma melhor compreensão sobre a ecologia e as funcionalidades das espécies encontradas.

2. OBJETIVOS

2.1. *Objetivo Geral*

Avaliar a variação da diversidade funcional entre duas assembleias de aves, sendo uma residente em uma matriz de plantação de eucalipto (*Corymbia citriodora*) e a outra, em um fragmento de Mata Atlântica no sul do estado de Sergipe, contribuindo para o entendimento sobre permeabilidade funcional da matriz de eucaliptos para a assembleia de aves, assim contribuindo para criação de estratégias de conservação do patrimônio funcional das comunidades de aves no estado.

2.2. *Objetivos Específicos*

- Investigar e comparar as características de estrutura que compõem o sub-bosque da matriz de eucalipto e de vegetação nativa;
- Investigar as diferenças nas características ecológicas (composição de espécies, abundância, estrutura de comunidade) da avifauna local entre uma plantação de eucalipto (*C. citriodora*) e a vegetação nativa;
- Avaliar a diversidade beta funcional entre as assembleias de aves dos habitats estudados (plantação de *C. citriodora* e floresta estacional semidescidual da Mata Atlântica);
- Avaliar a eficiência amostral da diversidade funcional entre os métodos de Redes de Neblina e Listas de MacKinnon.

H1: É esperado que a diversidade funcional entre as duas áreas sejam diferentes (listas de MacKinnon). No entanto, o eucalipto possui um aninhamento das espécies da mata a partir da diversidade beta.

H2: Devido à seletividade do método, é esperado que a riqueza funcional amostrada por redes de neblina seja menor por conta do aninhamento, em relação ao método de listas de MacKinnon.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O trabalho de campo foi realizado numa área de reserva legal situada na Fazenda Rio Fundo (11°08'07" S, 37°18'43" O), localizada no município de Itaporanga D'Ajuda, no estado brasileiro de Sergipe. Em seus arredores estão localizados os povoados do Arame, Colégio e Nova Descoberta, e os assentamentos Rosa Luxemburgo e Colônia. A área do estudo está inserida junto a um conjunto de reservas legais de três fazendas próximas (Itália, Rio Fundo e São José), que compõem uma área de aproximadamente 800 ha (Figura 1). A vegetação nativa da área é a floresta estacional semidecidual, composta por restinga arbórea, matas de tabuleiro e matas de grota típicas da Mata Atlântica costeira, sobre solos arenosos, com um baixo e contínuo dossel entre cinco e dez metros de altura, dentro de uma matriz de plantação de eucalipto (Beltrão-Mendes et al. 2011, Beltrão-Mendes, com. pess.). O clima predominante na região, segundo a classificação de Köppen-Geiger é tropical, com estação seca de verão (As) (Kottek et al. 2006), onde a estação chuvosa ocorre entre os meses de abril a agosto e a estação seca de setembro a março (CPTEC/INPE 2018).

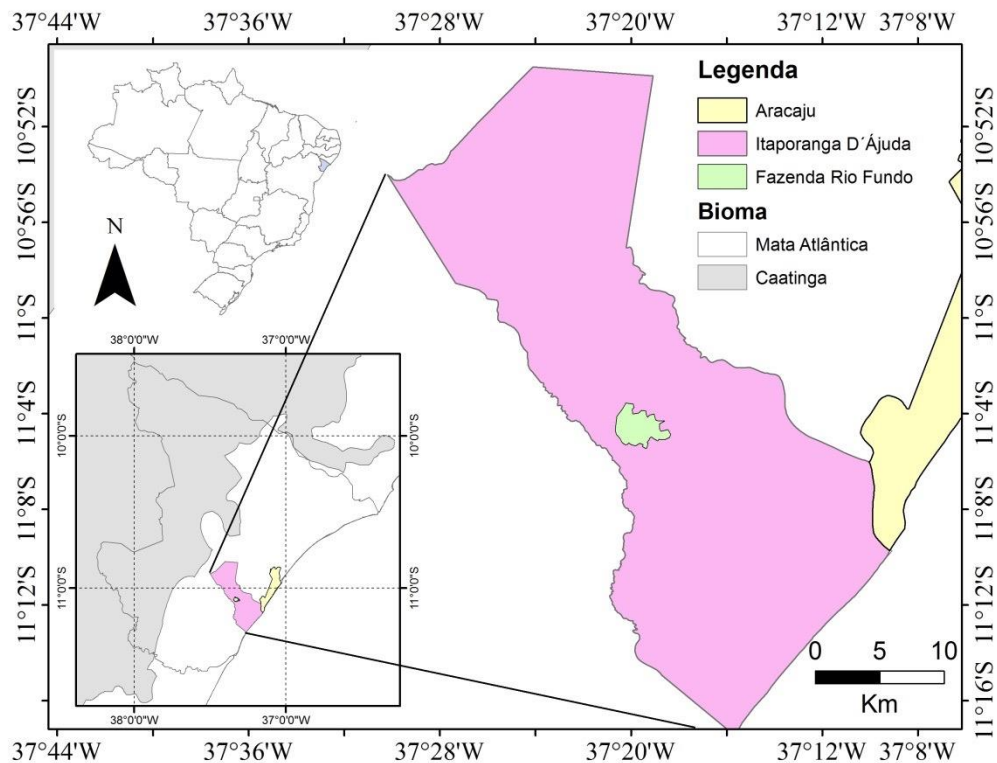


Figura 1. Localização da Fazenda Rio Fundo no município de Itaporanga D'Ajuda, Sergipe, Brasil. Mapa: Patrício A. da Rocha.

3.2. Amostragem Estrutural da Vegetação

O presente estudo foi realizado em dois diferentes tipos de habitats, o primeiro (M) possui características de Mata Atlântica estacional semidecidual conservada (Figura 2), enquanto o segundo (EU) se caracteriza por uma plantação de eucalipto (*Corymbia citriodora* (Hook.) K.D. Hill & L.A.S. Johnson) na forma de mosaico, com talhões apresentando formas e tamanhos irregulares não possuindo manejo no sub-bosque, sendo a idade de corte entre 5 a 6 anos (Figura 3).

Para amostragem da estrutura da vegetação, foram demarcadas 10 parcelas, das quais cinco foram distribuídas em cada área (M/EU), fixas com dimensão de 400m² (20 x 20m) totalizando 4.000m². As parcelas foram distribuídas nas proximidades de onde foi realizada a amostragem das aves, com distanciamento de 30m uma da outra. Na coleta das informações sobre a vegetação todos os indivíduos com altura $\geq 1,5\text{m}$ e circunferência à altura do peito (CAP) $\geq 5\text{cm}$ que estivessem inseridos nas parcelas tiveram seu CAP medido, a altura foi mensurada em campo a partir da utilização de um podão (Felfili et al. 2011). Os indivíduos mortos não entraram na análise fitossociológica.

A identificação do material botânico foi realizado através de ajuda de especialista em campo, além da comparação com exsicatas existentes no acervo do herbário da Universidade Federal de Sergipe (ASE), onde o material foi depositado a seguir. Para a classificação das espécies botânicas foi utilizado o sistema de classificação Angiosperm Phylogeny Group IV (APG) (2016), e a atualização dos nomes científicos pelo Flora do Brasil (em construção 2020).



Figura 2. Sub-bosque da floresta nativa de Mata Atlântica na Fazenda Rio Fundo.



Figura 3. Plantio de eucalipto de 5 a 6 anos de idade com sub-bosque em regeneração.



Figura 4. Imagem referente a fazenda Rio Fundo, indicando os dois povoados mais próximos e os locais de coleta dos dados.

3.3. Amostragem Avifauna

A amostragem da avifauna foi realizada por meio de dois métodos complementares, Listas de MacKinnon e Redes de Neblina. O método das Listas de MacKinnon consiste no registro, identificação e quantificação das espécies de aves a partir da observação direta e por vocalização (Mackinnon & Phillips 1993). Nesse método, o observador percorre uma determinada área pelas trilhas já existentes, em busca das aves que habitam o local, registrando cada espécie, podendo estas serem observadas e/ou ouvidas, dando forma a uma lista, contendo um número predeterminado de 10 espécies diferentes (Figura 5). As espécies não podem ser registradas na mesma lista duas vezes, nem um mesmo indivíduo deve ser registrado em listas consecutivas (Bibby et al. 1998). As aves foram observadas com o auxílio de binóculos VORTEX, 10x42, e as espécies foram identificadas com auxílio de um guia de campo (Sigrist 2013). Não existe uma quantidade máxima ou mínimo de listas a serem elaboradas, sendo confeccionada a quantidade que for possível com o tempo e condições disponíveis para o levantamento (Bibby et al. 1998). No presente estudo, uma unidade amostral é constituída por uma lista, que corresponde à identificação de dez indivíduos (Ribon 2010).



Figura 5. Confeção das listas de MacKinnon, baseada na observação de aves e a anotação de espécies.

Embora esse tipo de amostragem possa parecer simples, isso porque, para sua realização é necessário apenas binóculos, guia de identificação de aves (Sigrist 2013) e disponibilidade para caminhar (Ruiz-Esparza et al. 2015), necessita de boa experiência ornitológica por parte do observador para a correta identificação das aves, principalmente quando isso é baseado nas vocalizações (Oliveira 2018). Além de ser uma boa alternativa para

avaliar a composição e riqueza de espécies da avifauna, as listas são apropriadas para estimar com confiança a riqueza de espécies utilizando estimadores não paramétricos (Ribon 2010).

O método das listas foi utilizado na obtenção de dados nos dois diferentes tipos de habitats citados anteriormente (M e EU). A amostragem foi realizada entre 07:00h e 17:00h, sendo realizada entre agosto de 2015 e março de 2017. As aves que foram observadas somente sobrevoando a área, não foram contabilizadas nas listas, sendo consideradas não ligadas, necessariamente, ao local. A taxonomia baseou-se na Lista Brasileira de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015), e o estado de conservação das espécies foi obtido pela IUCN (2017).

O segundo método utilizado para o levantamento da avifauna foi a captura por redes de neblina convencional, que consiste na captura das aves que utilizam essencialmente o sub-bosque para adquirir recursos (Almeida 1998). Esse método baseia-se na captura e marcação das aves, necessitando de pessoas experientes em campo para auxiliar na armação das redes, revisão e retiradas das aves, assim como a triagem e soltura (Ralph et al. 1996). Apesar de mais complexo que outros métodos existentes, as capturas podem fornecer dados demográficos e biométricos (Ralph et al. 1996), como a razão sexual (das espécies que apresentam dimorfismo sexual) e as proporções de adultos e juvenis, além da possibilidade de detectar espécies que são pobremente registradas por métodos visuais e/ou auditivos (Roos 2010).

Esse método foi utilizado apenas na área M, e para a execução do método, foram definidos dois pontos de amostragem em diferentes locais da mata, sendo estabelecidos na região central da floresta, em um local bem conservado, com o intuito de amostrar a área da melhor maneira possível a fim de evitar áreas que sofrem com o efeito de borda. As amostragens foram realizadas em campanhas com um mínimo de dois dias, entre agosto de 2015 e junho de 2017, totalizando 20 dias de coleta de dados. Foram utilizadas 10 redes neblina de 2,5 m x 12 m, com malha de 20 mm (Ralph et al. 1996). As redes foram armadas ao longo de trilhas pré-existentes (Figura 6), iniciando a amostragem no período da manhã (05:00 h), se estendendo até o período da tarde (18:00 h). As redes foram vistoriadas a cada 20 minutos para a prevenção de eventuais danos às aves capturadas (Ruiz-Esparza et al. 2012).



Figura 6. Rede de neblina utilizada para captura das aves em área de mata nativa.

Após a captura, as aves foram cuidadosamente retiradas da rede e transportadas em sacos de pano para a estação de processamento, onde foram aferidos os seguintes dados: espécie, faixa etária, sexo, massa corpórea, comprimento total, comprimento da asa, estágio reprodutivo, horário de captura. Em relação ao ambiente foram anotadas as seguintes informações: local e temperatura no momento da captura. As aves capturadas foram marcadas com anilhas de alumínio fornecidas pelo Centro Brasileiro para Pesquisa e Conservação Aviária (CEMAVE), processada de acordo com o Protocolo CEMAVE (1994) (autorização 27020). Após a triagem, as aves foram liberadas no local de captura.

3.4. *Dados funcionais da Avifauna*

Para determinar a diversidade funcional das assembleias de aves, foram obtidos os traços funcionais relacionados à exploração de recursos pelas diferentes espécies, como os tipos de recursos ingeridos e a estratégia de forrageio (Brown 1995). Foi usada uma matriz com 15 traços para descrever a diversidade funcional das assembleias de aves no mosaico de Mata Atlântica da Fazenda Rio Fundo (Tabela 1), todos retirados do banco de dados global de Wilman et al. (2014). Valores de massa corpórea que se encontravam inexistentes foram

obtidos por Dunning (2007). O estrato florestal foi subdividido em cinco categorias equivalentes ao percentual de utilização desses estratos pelas aves, tornando esses dados mais confiáveis quanto sua real utilização (Wilman et al. 2014).

Tabela 1. Traços funcionais usados na análise da diversidade beta funcional nos dois habitats estudados na Fazenda Rio Fundo, Sergipe.

Traço	Variável	Tipo de variável (%)
Item alimentar	Invertebrados-geral	Contínuo
	Aves/maníferos	Contínuo
	Répteis/anfíbios	Contínuo
	Peixe	Contínuo
	Frutas	Contínuo
	Néctar	Contínuo
	Grãos	Contínuo
	Vegetal	Contínuo
	Dieta dominante entre categorias	Categórica
Estrato de forrageamento	Solo	Contínuo
	Sub-bosque	Contínuo
	Estrado médio	Contínuo
	Dossel	Contínuo
	Aéreo	Contínuo
Massa corpórea	Peso médio em gramas (g)	Contínuo

3.5. Análise dos dados

A partir dos dados obtidos em campo, registrados em planilhas escritas à mão, esses dados foram transferidos para uma planilha base no software Excel, relacionando todos os registros com as seguintes informações: data, indivíduos, espécie, família, CAP, habitats e altura. Posteriormente foram estimados os parâmetros fitossociológicos clássicos por espécie: densidade, frequência, dominância e o índice do valor importância, todos estes em valores relativos pelo programa FITOPAC 2.1 (Shepherd, 2007). Foi calculado e avaliado também o índice de diversidade Shannon-Wiener e a Equabilidade de Pielou (Mueller-Dombois &

Ellenberg 2002; Oliveira & Amaral 2004; Felfilli et al. 2011). Por fim, foi realizada a comparação dos parâmetros estimados entre as áreas estudadas.

A partir disso, foram elaboradas tabelas dinâmicas no software Excel com dados amostrados em campo, com a intenção de auxiliar na discriminação de diferenças na composição e riqueza de espécies de aves entre as áreas amostradas relacionando todos os registros com as seguintes informações: data, horário, indivíduos, espécie, família, guilda, habitats, sexo e tipo de registro (sonoro/visual). Por meio do programa EstimateS 9.1.0 (Colwell et al. 2013), foi utilizado o estimador de riqueza Jackknife1, para estimar riqueza total de espécies de aves da área estudada, além de estimar a riqueza separadamente para os dois habitats (M/EU), utilizando os dados coletados através das listas de MacKinnon (Mackinnon & Phillips 1993). Foram plotadas também, curvas de rarefação no programa PAST (Hammer et al. 2011) para verificar a efetividade dos métodos, listas de MacKinnon e redes de neblina.

Os índices de diversidade beta funcional foram obtidos para cada assembleia de aves, nos dois habitats estudados separadamente. Inicialmente as espécies foram alocadas a uma matriz de traços funcionais (Apêndice A), que foi transformada em uma matriz de dissimilaridade funcional (distanciamento entre pares de espécies no intervalo funcional), utilizando a distância de Gower, que trata variáveis categóricas e contínuas simultaneamente (Gower 1971). Esta matriz de dissimilaridade foi usada para elaborar uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA — Principal Coordinates Analysis). Dessa análise, foram levados em consideração apenas os três primeiros eixos, que comportaram mais de 75% de explicação dos valores da matriz de distância funcional. Esse subconjunto de eixos da PCoA foi utilizado como novos traços funcionais na aquisição de valores referentes aos índices de diversidade funcional juntamente com a matriz de abundância por habitat estudado (Apêndice B). Esses índices foram calculados através da função dbFD do pacote FD (Laliberté & Legendre 2010) no software R (R Core Team 2018). O índice de diversidade beta funcional só pode ser realizado através do índice de riqueza funcional (FRic), que representa o tamanho do espaço funcional ocupado por uma comunidade, não variando com a presença ou ausência de espécies com valores de traço médio, porém aumentam nas comunidades compostas por espécies com traços de valores extremos (Mason et al. 2005, Villéger et al. 2008). Para calcularmos a diversidade beta funcional foi utilizado o índice de dissimilaridade de Sorensen, que representa a variação total entre assembleias. Essa análise foi realizada usando

o pacote "betapart" (Villéger et al. 2011, Baselga et al. 2018), no software R (R Core Team, 2018).

As métricas que deram origem aos índices de diversidade beta funcional entre habitats (listas) foram as mesmas métricas utilizadas na obtenção das análises de avaliação da eficácia dos métodos (listas e redes), com base nos valores dos eixos da PCoA, em conjunto com uma matriz de abundância relacionada as espécies nos diferentes métodos. Os dados obtidos pelas análises beta funcional foram analisados de forma qualitativa tanto para a comparação dos diferentes tipos de habitats, quanto na avaliação dos diferentes métodos na área de mata nativa.

4. RESULTADOS

4.1. *Estrutura da vegetação*

Foi observado quase o triplo do número de indivíduos arbóreos nas parcelas presentes na área M, em relação ao número de indivíduos encontrados nas parcelas da área EU (Tabela 2). Os valores de riqueza, famílias botânicas e densidade também são superiores na área M, enquanto que em EU os valores são inferiores (Tabela 2). O resultado da área EU pode estar relacionado com o processo de regeneração que a área apresenta. EU teve destaque nos parâmetros de dominância da área basal e na altura média, apresentando os valores superiores à mata (Tabela 2).

As famílias mais abundantes da área M foram Myrtaceae apresentando 64, Nyctaginaceae com 31 e Fabaceae 28 indivíduos. Já na área EU as famílias que se destacaram em termos de abundancia foram Myrtaceae 110, Sapindaceae 27 e Fabaceae com cinco indivíduos. No que diz respeito às espécies botânicas compartilhadas e exclusivas entre habitats, na área M tiveram sete espécies compartilhadas e 41 exclusivas. Sendo que na área EU tiveram nove espécies compartilhadas e seis exclusivas do ambiente reflorestado. A Diversidade Shannon está indicando que em M existe uma alta diversidade (três vezes maior) em relação à área EU (Tabela 2). A Equabilidade de Pielou foi maior na área de mata (Tabela 2), demonstrando uma maior uniformidade na distribuição da abundância das espécies que a compõe.

Tabela 2. Resultado das análises fitossociológicas do estrato arbóreo. Legenda: DAP = Diâmetro a altura do peito, EU = Eucalipto, M = Mata.

DAP > 5 cm	EU - 5yr	M	Unidade
N. de indivíduos	162	321	-
N. de Espécies	15	48	-
N. de Famílias	11	26	-
N. de Amostras	5	5	400m ²
Densidade	3240	6420	ind/ha
Frequência total	580	2200	-
Dominância Absoluta	41,25	30,78	m ² /ha
Diâmetro - médio	10,84	6,31	cm ²
Altura - média	10,57	6,03	m
Índice Shannon-Wiener	1,211786	3,32	nats/ind.
Equabilidade	0,44	0,85	0-1

Os valores dos parâmetros densidade, frequência e dominância relativa variaram com relação às espécies em ambas as áreas (Tabela 3). As análises fitossociológicas também mostraram diferenças para o Índice do Valor de Importância (IVI): as espécies *Tachigali densiflora* (Benth.) L. G. Silva & H.C. Lima, *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Eschweilera ovata* (Cambess.) Miers e *Pouteria macahensis* T.D. Penn, apresentaram os maiores valores relacionados ao índice na mata nativa. Enquanto que em EU as espécies que tiveram destaque em relação ao índice (IVI) foram *C. citriodora*, *Cupania impressinervia* Acev.-Rodr. e *Byrsonima sericea* DC (Tabela 3). *C. citriodora* obteve mais da metade dos valores de IVI (cerca de 92%) da área EU. Em contrapartida a área M apresentou maior uniformidade neste índice (Tabela 3).

Tabela 3. Lista dos indivíduos por ordem de IVI registrados no estudo fitossociológico do estrato arbustivo-arbóreo. Legenda: NInd = número de indivíduo, DeRel = densidade relativa, AbsFr = frequência relativa, DoRel = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, EU = Eucalipto, M = Mata nativa.

Espécies	NInd		DeRel		AbsFr		DoRel		IVI	
	EU	M	EU	M	EU	M	EU	M	EU	M
<i>Corymbia citriodora</i>	110	0	67,9	-	100	0	99,18	0	184,32	-
<i>Tachigali densiflora</i>	0	14	0	4,36	0	100	0	30,30	0	39,21
<i>Guapira opposita</i>	0	31	0	9,65	0	100	0	16,96	0	31,16
<i>Eschweilera ovata</i>	2	35	1,23	10,90	40	100	0,02	5,86	0,07	21,31
<i>Pouteria macahensis</i>	-	29	0	9,03	0	60	0	7,13	0	18,89
<i>Myrcia sp.1</i>	0	21	0	6,54	0	80	0	2,20	0	12,38

Espécies	NInd		DeRel		AbsFr		DoRel		IVI	
	EU	M	EU	M	EU	M	EU	M	EU	M
<i>Byrsonima sericea</i>	4	9	2,46	2,80	60	100	0,05	4,52	0,11	11,87
<i>Himatanthus obovatus</i>	0	8	0	2,49	0	100	0	4,27	0	11,30
<i>Myrcia polyantha</i>	0	17	0	5,29	0	100	0	0,86	0	10,70
<i>Tabernaemontana pandacacqui</i>	0	17	0	5,29	0	60	0	2,08	0	10,10
<i>Sp.1</i>	0	12	0	3,73	0	60	0	1,35	0	7,81
<i>Maytenus opaca</i>	0	10	0	3,11	0	60	0	1,47	0	7,31
<i>Ocotea sp.</i>	0	8	0	2,49	0	60	0	1,38	0	6,60
<i>Swartzia apetala</i>	1	6	0,61	1,86	20	80	0,01	1,01	0,03	6,52
<i>Cordia superba</i>	0	10	0	3,11	0	60	0	0,54	0	6,38
<i>Myrcia decorticans</i>	0	12	0	3,73	0	20	0	1,15	0	5,79
<i>Tabebuia roseoalba</i>	0	6	0	1,86	0	40	0	2,05	0	5,73
<i>Schoepfia brasiliensis</i>	0	6	0	1,86	0	60	0	0,82	0	5,42
<i>Coccoloba laevis</i>	0	3	0	0,93	0	60	0	1,76	0	5,42
<i>Campomanesia aromatica</i>	0	3	0	0,93	0	60	0	1,71	0	5,37
<i>Cupania impressinervia</i>	27	6	16,66	1,86	100	60	0,38	0,47	0,29	5,07
<i>Annona salzmannii</i>	0	5	0	1,55	0	60	0	0,64	0	4,92
<i>Sp. 2</i>	0	5	0	1,55	0	40	0	0,84	0	4,22
<i>Pouteria gardneri</i>	0	3	0	0,93	0	20	0	2,21	0	4,05
<i>Bauhinia sp.</i>	0	4	0	1,24	0	40	0	0,62	0	3,68
<i>Myrcia rosangelae</i>	0	4	0	1,24	0	40	0	0,33	0	3,39
<i>Fabaceae sp.</i>	0	3	0	0,93	0	40	0	0,42	0	3,17
<i>Eugenia sp.</i>	0	3	0	0,93	0	40	0	0,33	0	3,09
<i>Tapirira guianensis</i>	0	2	0	0,62	0	40	0	0,52	0	2,96
<i>Alibertia edulis</i>	0	2	0	0,62	0	40	0	0,32	0	2,76
<i>Sp. 3</i>	0	1	0	0,31	0	20	0	1,50	0	2,72
<i>Pera sp.</i>	0	2	0	0,62	0	40	0	0,17	0	2,61
<i>Myrciaria ferruginea</i>	0	2	0	0,62	0	40	0	0,06	0	2,50
<i>Protium sp.</i>	0	3	0	0,93	0	20	0	0,62	0	2,47
<i>Psychotria bracteocardia</i>	0	2	0	0,623	0	20	0	0,87	0	2,40
<i>Lamiaceae sp.</i>	0	3	0	0,93	0	20	0	0,44	0	2,29
<i>Eriotheca globosa</i>	0	1	0	0,31	0	20	0	0,68	0	1,90
<i>Sorocea sp.</i>	0	2	0	0,62	0	20	0	0,06	0	1,59
<i>Moquiniastrum oligocephalum</i>	2	1	1,23	0,31	40	20	0,04	0,25	0,07	1,47
<i>Clusia nemorosa</i>	0	1	0	0,31	0	20	0	0,23	0	1,46
<i>Myrcia sp.</i>	0	1	0	0,31	0	20	0	0,15	0	1,37
<i>Eugenia puniceifolia</i>	0	1	0	0,31	0	20	0	0,15	0	1,37
<i>Ouratea sp.</i>	0	1	0	0,31	0	20	0	0,15	0	1,37
<i>Abarema cochliacarpus</i>	2	1	1,23	0,31	40	20	0,02	0,11	0,07	1,33

Espécies	NInd		DeRel		AbsFr		DoRel		IVI	
	EU	M	EU	M	EU	M	EU	M	EU	M
<i>Guettarda viburnoides</i>	0	1	0	0,31	0	20	0	0,08	0	1,30
<i>Allophylus edulis</i>	0	1	0	0,31	0	20	0	0,04	0	1,26
<i>Sapindaceae sp.</i>	0	1	0	0,31	0	20	0	0,04	0	1,26
<i>Manilkara zapota</i>	0	1	0	0,31	0	20	0	0,02	0	1,24
<i>Annona salzmannii</i>	1	0	0,61	0	20	0	0,01	0	0,03	0
<i>Curatella americana</i>	1	0	0,61	0	20	0	0,03	0	0,03	0
<i>Inga sp.</i>	2	0	1,23	0	20	0	0,02	0	0,04	0
<i>Miconia albicans</i>	1	0	0,61	0	20	0	0,03	0	0,03	0
<i>Myrcia splendens</i>	6	0	3,70	0	40	0	0,11	0	0,09	0
<i>Solanum paludosum</i>	1	0	0,61	0	20	0	0,04	0	0,03	0
<i>Sp. 4</i>	1	0	0,61	0	20	0	0,01	0	0,03	0
<i>Sp. 5</i>	1	0	0,61	0	20	0	0,02	0	0,03	0

4.2. Riqueza de espécies Avifauna

O esforço amostral resultou na obtenção de 63 listas de MacKinnon com o total de 630 indivíduos registrados, distribuídos em 107 espécies e 35 famílias. Em M foram obtidas 30 listas com um total de 300 indivíduos, distribuídos em 83 espécies e 30 famílias. Já em EU foram obtidas 33 listas com um total de 330 indivíduos, distribuídos em 80 espécies e 30 famílias. As espécies que possuem a maior abundância no geral (junção dos *habitats*) referente às listas foram *Tangara cayana* (Linnaeus 1766) (n=30); *Coereba flaveola* (Linnaeus 1758) (n=25); *Dacnis cayana* (Linnaeus 1766) (n=22) e *Phaethornis ruber* (Linnaeus 1758) (n=22). As espécies mais abundantes em M foram *Chiroxiphia pareola* (Linnaeus 1766) (n=17); *Tangara cayana* (Linnaeus 1766) (n=14); *Phaethornis ruber* (Linnaeus 1758) (n=13) e *Thamnophilus pelzelni* Hellmayr 1924 (n=12). No que diz respeito às famílias mais abundantes em M temos Thraupidae (19%); Thamnophilidae (10%); Pipridae (7%) (Figura 7). Já em EU as espécies mais abundantes foram *Tangara cayana* (Linnaeus 1766) (n=16); *Tyrannus melancholicus* Vieillot 1819 (n=16); *Coereba flaveola* (Linnaeus 1758) (n=14) e *Dacnis cayana* (Linnaeus 1766) (n=12). As famílias mais abundantes em EU foram Thraupidae (23%); Tyrannidae (20%) e Trochilidae (6%) respectivamente (Figura 7).

A riqueza de espécies considerada pelo estimador de riqueza Jackknifer 1 correspondente aos dados das listas entre habitat consiste em 142 espécies (Figura 8A), com variação no número de espécies estimadas para cada habitat de forma independente, sendo

estimada para M 110 espécies (Figura 8B) e para EU 112 espécies (Figura 8C). As curvas de rarefação plotadas para os dois habitats utilizados no estudo (listas de MacKinnon) indicou que M mesmo tendo uma abundancia menor em relação EU, por conta da heterogeneidade do local a mata nativa possui uma maior riqueza de espécies (Figura 9).

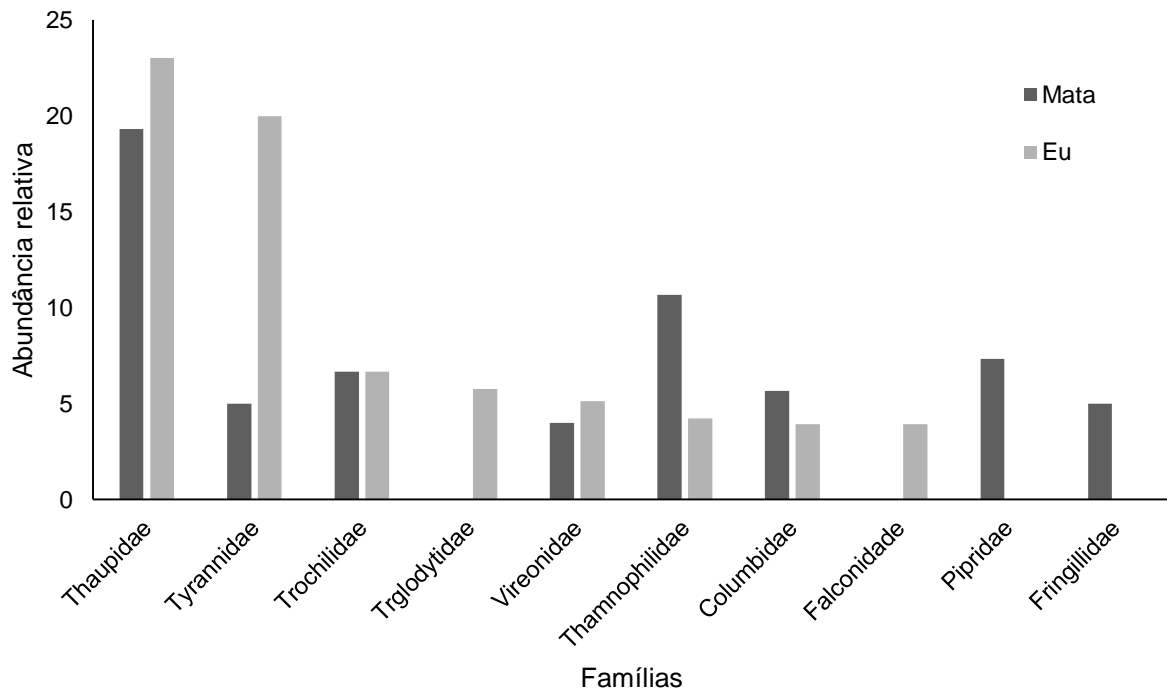


Figura 7. Gráfico representando as famílias em destaque nos dois habitats amostrados de forma independente.

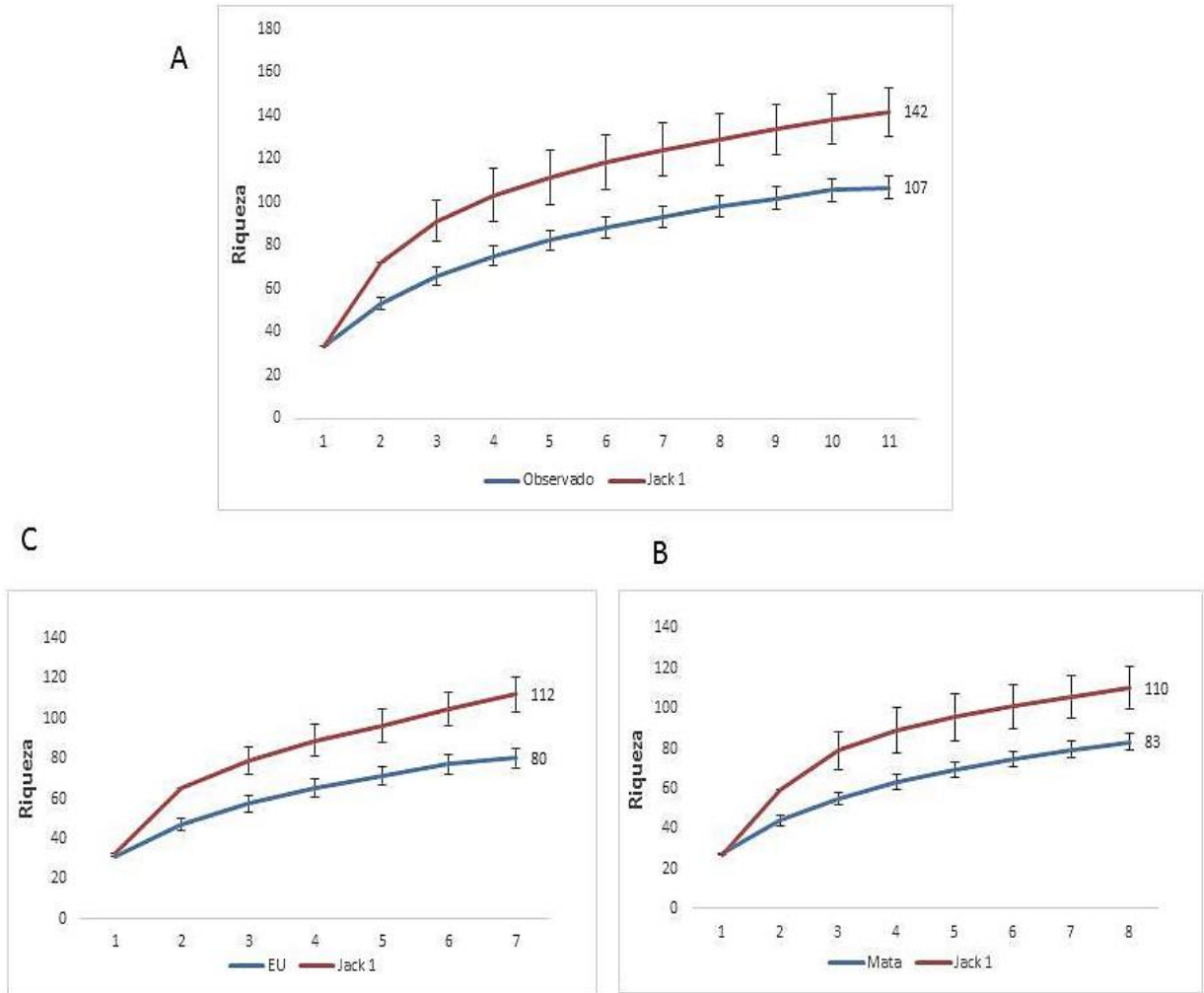


Figura 8. Riqueza de espécies da avifauna observada e estimada de acordo com o estimador Jackknife 1, com base nos registros coletados pelas listas MacKinnon na Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil.

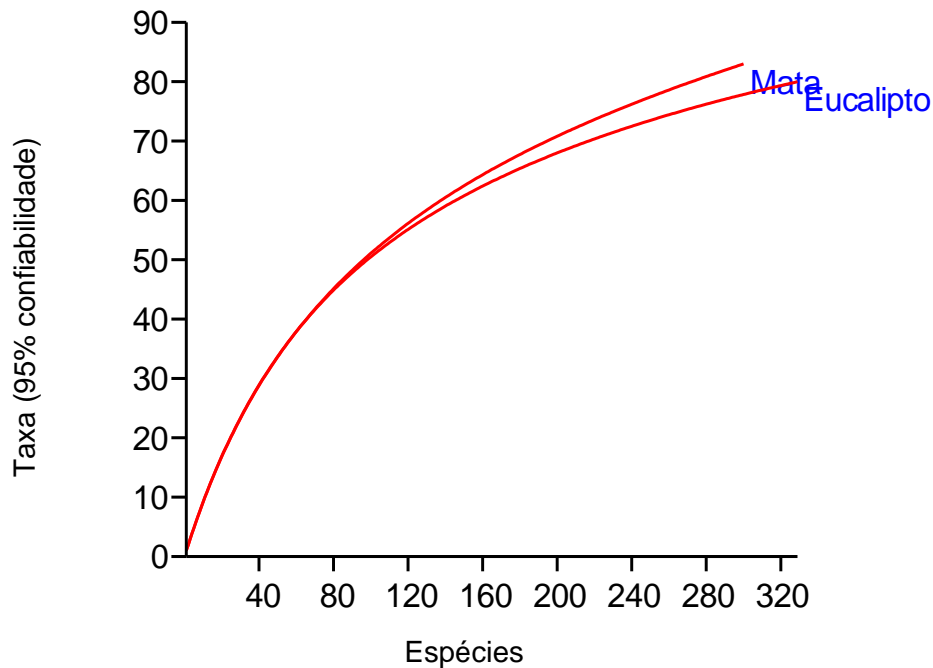


Figura 9. Curvas de rarefação comparando os dois habitats através do método das listas MacKinnon.

Os resultados obtidos através das redes de neblina foram compilados a partir de 78000 horas/rede, onde foram registrados 111 indivíduos, distribuídos em 31 espécies e 19 famílias. As espécies mais abundantes foram *Chiroxiphia pareola* (Linnaeus 1766) (n=28); *Manacus manacus* (Linnaeus 1766) (n=9) e *Neopelma pallescens* (Lafresnaye 1853) (n=8). Em relação às famílias mais abundantes se destacaram Pipridae (n=45) e Thamnophilidae (n=14) (Figura 10). Na junção dos diferentes métodos aplicados (redes e listas) temos um total de 24 registros compartilhados, estritamente para o método das listas tiveram 81 registros e para o método das redes sete registros (Tabela 4). Em relação aos *habitats* do presente estudo, temos um total de 60 registros compartilhados, estritamente para M 32 registros e para EU 20 registros (Tabela 4).

No que diz respeito à ocorrência das espécies caracterizadas por Piacentini et al. (2015), temos três representações, espécies consideradas residentes (R) com 105 registros, espécies residentes e endêmicas (R, E) com seis registros sendo elas, *Anopetia gounellei* (Boucard 1891); *Aratinga auricapillus* (Kuhl 1820); *Cantorchilus longirostris* (Vieillot 1819); *Nystalus maculatus* (Gmelin 1788); *Pyriglena atra* (Swainson 1825); *Thamnophilus pelzelni* Hellmayr 1924, e uma espécie considerada visitante sazonal oriundo do sul do continente (VS), *Elaenia chilensis* Hellmayr 1927. Já em relação ao *status de conservação* descrito pela IUCN (2017), temos três formas, Pouco Preocupante (LC) com 110 espécies,

uma espécie considerada Quase Ameaçada (NT), sendo ela, *Aratinga auricapillus* (Kuhl 1820) e uma espécie considerada Em Perigo (EN), *Pyriglena atra* (Swainson 1825) (IUCN 2017). Considerando as espécies apontadas no presente trabalho em termos de riqueza total temos 112 espécies e 35 famílias (Tabela 4).

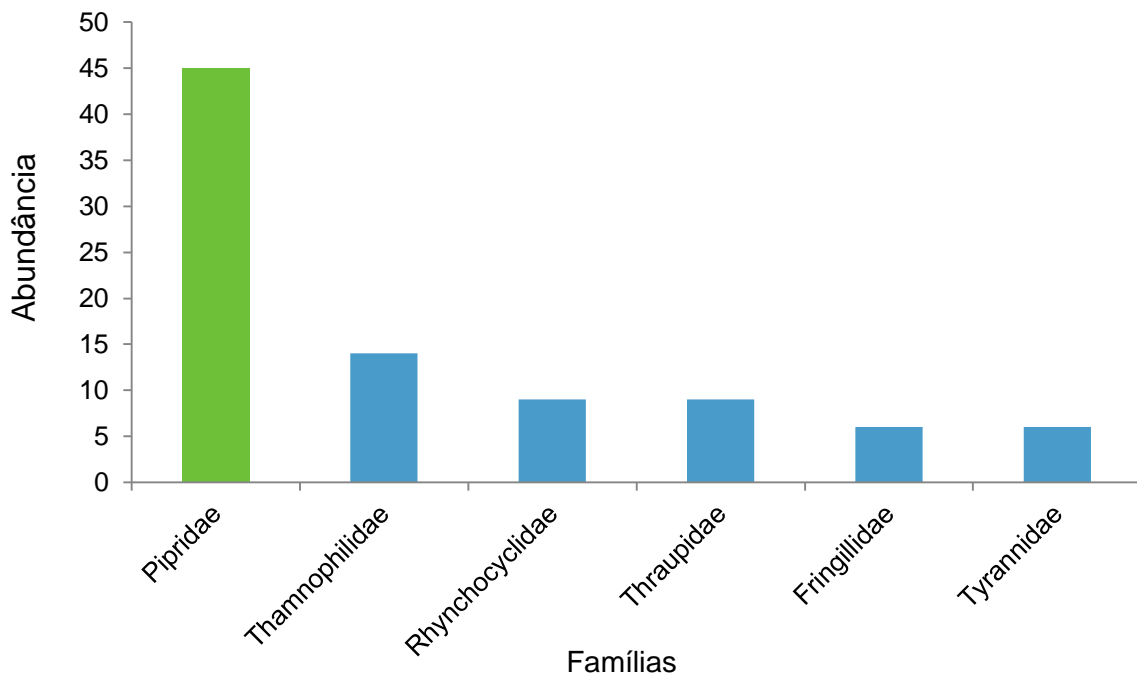


Figura 10. Gráfico indicando as famílias mais representadas pela amostragem do método das redes de neblina na área de mata nativa.

Em relação a análise comparando semelhanças funcionais entre assembleias de aves de Mata Atlântica e plantação eucalipto adjacente, no geral, resultou na diversidade beta funcional (Soresen) (Func. Beta = 0.317), na substituição de espécies foi obtido (Func. Turn. = 0.226), já no aninhamento das espécies (Func. Nest. = 0.091) (Figura 11.).

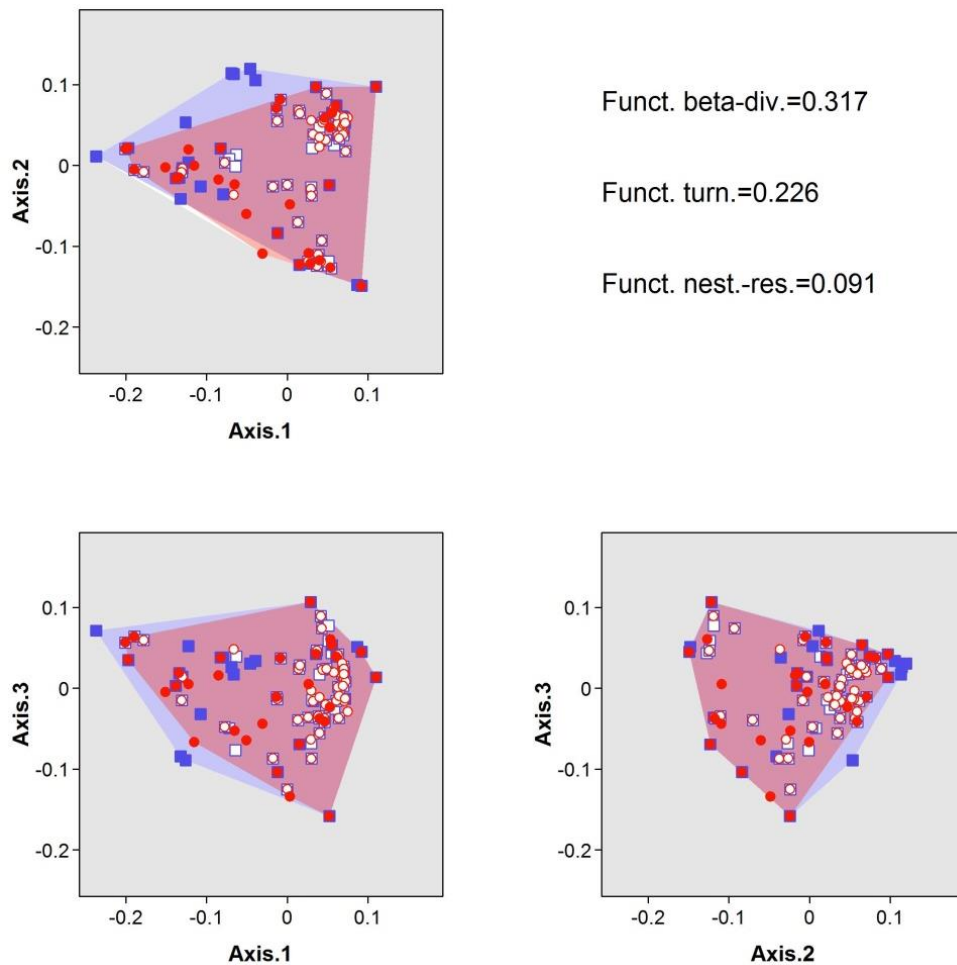


Figura 11. Gráfico representando a análise beta funcional em comparação a diferentes habitats (M/EU), utilizando o método das listas de MacKinnon.

Na segunda análise foi realizada uma avaliação do efeito do método de coleta sob a coleta de atributos funcionais, a partir da comparação entre os métodos, onde o resultado da análise beta funcional geral (Sorensen) representou (Func. Beta = 0.834), sendo o resultado do aninhamento (Func. Nest. = 0.813), já em relação ao resultado da substituição de espécies (Func. Turn. = 0.022) (Figura 12).

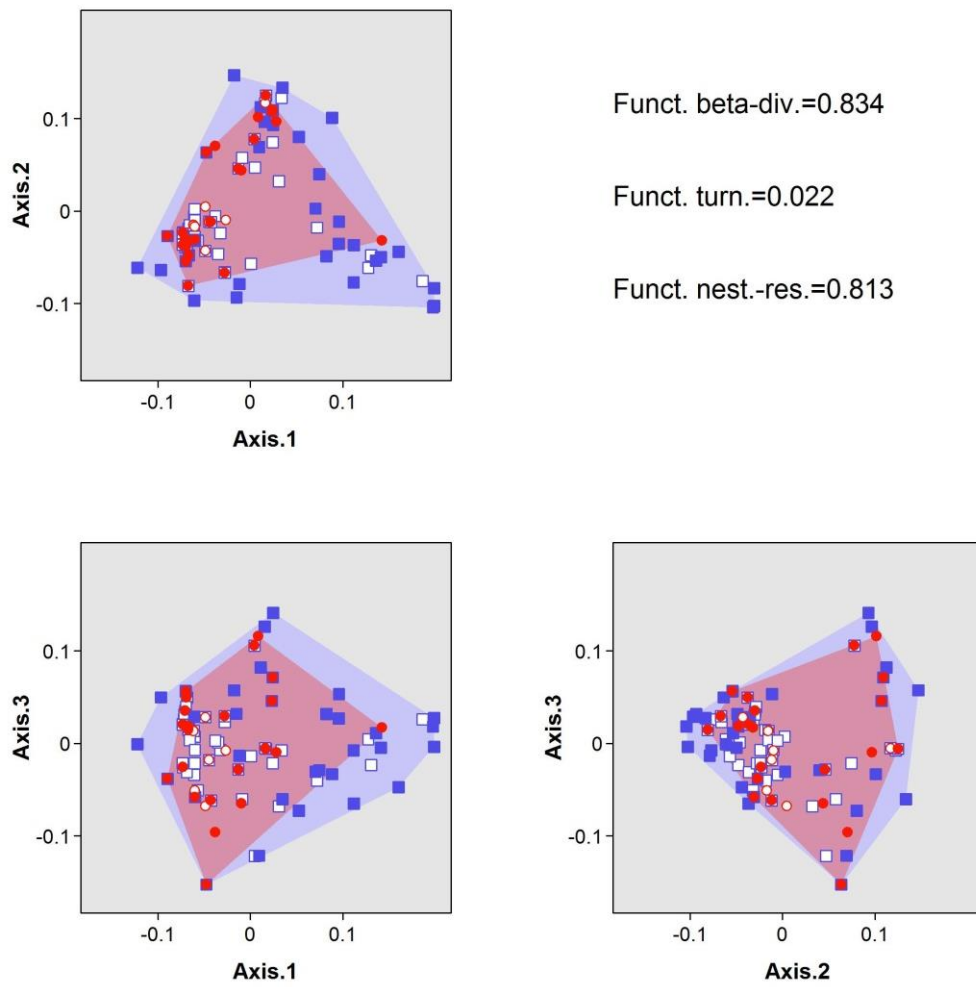


Figura 12. Gráfico representando a análise beta funcional a partir da eficácia dos métodos, redes de neblina e listas de MacKinnon no ambiente de Mata Atlântica.

Tabela 4. Espécies de aves registradas na Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil. A classificação e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015). Ocorrência: Residente (R); Residente e Endêmica (R, E) e Espécie considerada visitante sazonal oriundo do sul do continente (VS). Habitat: Área de mata nativa (M); Área de eucalipto (EU). Método: Rede de neblina (R), Listas de MacKinnon (L). Status de conservação IUCN (2017): Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT) e Em Perigo (EN).

Nome do Táxon	Nome em Português	English Name	Ocorrência	Habitat	Método	Status
Tinamidae Gray, 1840						
<i>Crypturellus strigulosus</i> (Temminck, 1815)	inambu-relógio	Brazilian Tinamou	R	M	L	LC
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	inambu-chororó	Small-billed Tinamou	R	M	L	LC
Cracidae Rafinesque, 1815						
<i>Penelope superciliaris</i> Temminck, 1815	jacupemba	Rusty-margined Guan	R	M	L	LC
Cathartidae Lafresnaye, 1839						
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha	Turkey Vulture	R	M, EU	L	LC
<i>Cathartes burrovianus</i> Cassin, 1845	urubu-de-cabeça-amarela	Lesser Yellow-headed Vulture	R	M, EU	L	LC
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu	Black Vulture	R	EU	L	LC
Accipitridae Vigors, 1824						
<i>Urubitinga urubitinga</i> (Gmelin, 1788)	gavião-preto	Great Black Hawk	R	M	L	LC
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	Roadside Hawk	R	M, EU	L	LC
Rallidae Rafinesque, 1815						
<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	saracura-três-potes	Gray-necked Wood-Rail	R	EU	L	LC
Charadriidae Leach, 1820						
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	Southern Lapwing	R	EU	L	LC
Columbidae Leach, 1820						
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)	rolinha	Ruddy Ground-Dove	R	M, EU	L	LC
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	fogo-apagou	Scaled Dove	R	M, EU	L	LC
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu	White-tipped Dove	R	M, EU	L	LC
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	juriti-de-testa-branca	Gray-fronted Dove	R	M, EU	L	LC
Cuculidae Leach, 1820						

Espécies de aves registradas na Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil. A classificação e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015). Ocorrência: Residente (R); Residente e Endêmica (R, E) e Espécie considerada visitante sazonal oriundo do sul do continente (VS). Habitat: Área de mata nativa (M); Área de eucalipto (EU). Método: Rede de neblina (R), Listas de MacKinnon (L). Status de conservação IUCN (2017): Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT) e Em Perigo (EN).

Nome do Taxon	Nome em Português	English Name	Ocorrência	Habitat	Método	Status
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	Squirrel Cuckoo	R	M, EU	L	LC
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	anu-preto	Smooth-billed Ani	R	EU	L	LC
Strigidae Leach, 1820						
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	corujinha-do-mato	Tropical Screech-Owl	R	M, EU	L	LC
<i>Pulsatrix perspicillata</i> (Latham, 1790)	murucututu	Spectacled Owl	R	M	R	LC
<i>Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	caburé	Ferruginous Pygmy-Owl	R	EU	L	LC
Nyctibiidae Chenu & Des Murs, 1851						
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	urutau	Common Potoo	R	M, EU	L	LC
Caprimulgidae Vigors, 1825						
<i>Antrostomus rufus</i> (Boddaert, 1783)	joão-corta-pau	Rufous Nightjar	R	M, EU	L	LC
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	bacurau	Common Pauraque	R	M, EU	R, L	LC
Trochilidae Vigors, 1825						
<i>Anopetia gounellei</i> (Boucard, 1891)	rabo-branco-de-cauda-larga	Broad-tipped Hermit	R, E	EU	L	LC
<i>Phaethornis ruber</i> (Linnaeus, 1758)	rabo-branco-rubro	Reddish Hermit	R	M, EU	L	LC
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura	Swallow-tailed Hummingbird	R	M, EU	L	LC
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-cinza	Sombre Hummingbird	R	M, EU	L	LC
<i>Chrysolampis mosquitus</i> (Linnaeus, 1758)	beija-flor-vermelho	Ruby-topaz Hummingbird	R	EU	L	LC
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho	Glittering-bellied Emerald	R	M	L	LC
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-fronte-violeta	Violet-capped Woodnymph	R	M, EU	R, L	LC
<i>Hylocharis cyanus</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-roxo	White-chinned Sapphire	R	M, EU	R, L	LC
<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-banda-branca	Versicolored Emerald	R	EU	L	LC
<i>Amazilia fimbriata</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-garganta-verde	Glittering-throated Emerald	R	M, EU	L	LC
<i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)	beija-flor-de-peito-azul	Sapphire-spangled Emerald	R	EU	L	LC

Espécies de aves registradas na Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil. A classificação e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015). Ocorrência: Residente (R); Residente e Endêmica (R, E) e Espécie considerada visitante sazonal oriundo do sul do continente (VS). Habitat: Área de mata nativa (M); Área de eucalipto (EU). Método: Rede de neblina (R), Listas de MacKinnon (L). Status de conservação IUCN (2017): Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT) e Em Perigo (EN).

Nome do Táxon	Nome em Português	English Name	Ocorrência	Habitat	Método	Status
Trogonidae Lesson, 1828						
<i>Trogon curucui</i> Linnaeus, 1766	surucuá-de-barriga-vermelha	Blue-crowned Trogon	R	M, EU	R, L	LC
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	surucuá-dourado	Black-throated Trogon	R	M	L	LC
Alcedinidae Rafinesque, 1815						
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande	Ringed Kingfisher	R	EU	L	LC
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	martim-pescador-pequeno	Green Kingfisher	R	EU	L	LC
Galbulidae Vigors, 1825						
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	ariramba	Rufous-tailed Jacamar	R	M, EU	R, L	LC
Bucconidae Horsfield, 1821						
<i>Nystalus maculatus</i> (Gmelin, 1788)	rapazinho-dos-velhos	Spot-backed Puffbird	R, E	M, EU	L	LC
Picidae Leach, 1820						
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-de-cabeça-amarela	Blond-crested Woodpecker	R	M, EU	L	LC
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	pica-pau-de-banda-branca	Lineated Woodpecker	R	M	L	LC
Cariamidae Bonaparte, 1850						
<i>Cariama cristata</i> (Linnaeus, 1766)	seriema	Red-legged Seriema	R	EU	L	LC
Falconidae Leach, 1820						
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	carcará	Southern Caracara	R	M, EU	L	LC
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	Yellow-headed Caracara	R	M, EU	L	LC
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	acauã	Laughing Falcon	R	M	L	LC
Psittacidae Rafinesque, 1815						
<i>Aratinga auricapillus</i> (Kuhl, 1820)	jandaia-de-testa-vermelha	Golden-capped Parakeet	R, E	M	L	NT
<i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	periquito-rei	Peach-fronted Parakeet	R	EU	L	LC
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim	Blue-winged Parrotlet	R	EU	L	LC

Espécies de aves registradas na Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil. A classificação e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015). Ocorrência: Residente (R); Residente e Endêmica (R, E) e Espécie considerada visitante sazonal oriundo do sul do continente (VS). Habitat: Área de mata nativa (M); Área de eucalipto (EU). Método: Rede de neblina (R), Listas de MacKinnon (L). Status de conservação IUCN (2017): Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT) e Em Perigo (EN).

Nome do Táxon	Nome em Português	English Name	Ocorrência	Habitat	Método	Status
<i>Amazona amazonica</i> (Linnaeus, 1766)	curica	Orange-winged Parrot	R	M, EU	L	LC
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	papagaio	Turquoise-fronted Parrot	R	M, EU	L	LC
Thamnophilidae Swainson, 1824						
<i>Myrmotherula axillaris</i> (Vieillot, 1817)	choquinha-de-flanco-branco	White-flanked Antwren	R	M	L	LC
<i>Formicivora grisea</i> (Boddaert, 1783)	papa-formiga-pardo	White-fringed Antwren	R	M, EU	R, L	LC
<i>Thamnophilus pelzelni</i> Hellmayr, 1924	choca-do-planalto	Planalto Slaty-Antshrike	R, E	M, EU	R, L	LC
<i>Pyriglena atra</i> (Swainson, 1825)	papa-taoca-da-bahia	Fringe-backed Fire-eye	R, E	M, EU	R, L	EN
Dendrocolaptidae Gray, 1840						
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde	Olivaceous Woodcreeper	R	M	R, L	LC
<i>Glyphorhynchus spirurus</i> (Vieillot, 1819)	arapaçu-bico-de-cunha	Wedge-billed Woodcreeper	R	M	R, L	LC
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	arapaçu-liso	Plain-winged Woodcreeper	R	M	R	LC
<i>Dendroplex picus</i> (Gmelin, 1788)	arapaçu-de-bico-branco	Straight-billed Woodcreeper	R	M	R, L	LC
Pipridae Rafinesque, 1815						
<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)	fruxu-do-cerradão	Pale-bellied Tyrant-Manakin	R	M	R, L	LC
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	rendeira	White-bearded Manakin	R	M	R, L	LC
<i>Chiroxiphia pareola</i> (Linnaeus, 1766)	tangará-príncipe	Blue-backed Manakin	R	M	R, L	LC
Platyrinchidae Bonaparte, 1854						
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho	White-throated Spadebill	R	M, EU	R, L	LC
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907						
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo	Sepia-capped Flycatcher	R	M, EU	R, L	LC
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	ferreirinho-relógio	Common Tody-Flycatcher	R	M, EU	L	LC
<i>Tolmomyias flaviventris</i> (Wied, 1831)	bico-chato-amarelo	Yellow-breasted Flycatcher	R	M	R	LC
<i>Poecilatriccus fumifrons</i> (Hartlaub, 1853)	ferreirinho-de-testa-parda	Smoky-fronted Tody-Flycatcher	R	M	L	LC

Espécies de aves registradas na Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil. A classificação e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015). Ocorrência: Residente (R); Residente e Endêmica (R, E) e Espécie considerada visitante sazonal oriundo do sul do continente (VS). Habitat: Área de mata nativa (M); Área de eucalipto (EU). Método: Rede de neblina (R), Listas de MacKinnon (L). Status de conservação IUCN (2017): Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT) e Em Perigo (EN).

Nome do Taxon	Nome em Português	English Name	Ocorrência	Habitat	Método	Status
Tyrannidae Vigors, 1825						
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	Southern Beardless-Tyrannulet	R	M, EU	L	LC
<i>Elaenia chiriquensis</i> Lawrence, 1865	chibum	Lesser Elaenia	R	EU	L	LC
<i>Elaenia spectabilis</i> Pelzeln, 1868	guaracava-grande	Large Elaenia	R	M, EU	L	LC
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela	Yellow-bellied Elaenia	R	M	R	LC
<i>Elaenia chilensis</i> Hellmayr, 1927	guaracava-de-crista-branca	Chilean Elaenia	VS	M	R	LC
<i>Elaenia cristata</i> Pelzeln, 1868	guaracava-de-topete-uniforme	Plain-crested Elaenia	R	M, EU	L	LC
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	guaracava-cinzenta	Gray Elaenia	R	M, EU	R, L	LC
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piolhinho	Planalto Tyrannulet	R	M	L	LC
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	alegrinho	White-crested Tyrannulet	R	M	L	LC
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	irré	Swainson's Flycatcher	R	EU	L	LC
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	Great Kiskadee	R	M, EU	I	LC
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro	Cattle Tyrant	R	EU	L	LC
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho-de-penacho-vermelho	Social Flycatcher	R	M, EU	L	LC
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri	Tropical Kingbird	R	M, EU	L	LC
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peítica	Variiegated Flycatcher	R	EU	L	LC
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	lavadeira-mascarada	Masked Water-Tyrant	R	M, EU	L	LC
<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	suiriri-pequeno	Yellow-browed Tyrant	R	M	L	LC
Vireonidae Swainson, 1837						
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	Rufous-browed Peppershrike	R	M, EU	L	LC
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	juruviana	Chivi Vireo	R	M, EU	R, L	LC
Hirundinidae Rafinesque, 1815						
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-serradora	Southern Rough-winged Swallow	R	M, EU	L	LC

Espécies de aves registradas na Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil. A classificação e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015). Ocorrência: Residente (R); Residente e Endêmica (R, E) e Espécie considerada visitante sazonal oriundo do sul do continente (VS). Habitat: Área de mata nativa (M); Área de eucalipto (EU). Método: Rede de neblina (R), Listas de MacKinnon (L). Status de conservação IUCN (2017): Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT) e Em Perigo (EN).

Nome do Taxon	Nome em Português	English Name	Ocorrência	Habitat	Método	Status
Troglodytidae Swainson, 1831						
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra	Southern House Wren	R	M, EU	L	LC
<i>Pheugopedius genibarbis</i> (Swainson, 1838)	garrinchão-pai-avô	Moustached Wren	R	M, EU	R, L	LC
<i>Cantorchilus longirostris</i> (Vieillot, 1819)	garrinchão-de-bico-grande	Long-billed Wren	R, E	M	L	LC
Polioptilidae Baird, 1858						
<i>Polioptila plumbea</i> (Gmelin, 1788)	balança-rabo-de-chapéu-preto	Tropical Gnatcatcher	R	M, EU	L	LC
Turdidae Rafinesque, 1815						
<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818	sabiá-una	Yellow-legged Thrush	R	M	R	LC
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-branco	Pale-breasted Thrush	R	M, EU	L	LC
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca	Creamy-bellied Thrush	R	M, EU	L	LC
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850						
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	tico-tico-do-campo	Grassland Sparrow	R	M	L	LC
<i>Arremon taciturnus</i> (Hermann, 1783)	tico-tico-de-bico-preto	Pectoral Sparrow	R	M	L	LC
Icteridae Vigors, 1825						
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	encontro	Variable Oriole	R	M, EU	L	LC
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	pássaro-preto	Chopi Blackbird	R	EU	L	LC
Thraupidae Cabanis, 1847						
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaço-cinzento	Sayaca Tanager	R	M, EU	L	LC
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1821)	sanhaço-do-coqueiro	Palm Tanager	R	M, EU	L	LC
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-amarela	Burnished-buff Tanager	R	M, EU	R, L	LC
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	saíra-de-chapéu-preto	Hooded Tanager	R	M, EU	L	LC
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	figuinha-de-rabo-castanho	Chestnut-vented Conebill	R	M, EU	L	LC
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra	Saffron Finch	R	EU	L	LC

Espécies de aves registradas na Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil. A classificação e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Piacentini et al. 2015). Ocorrência: Residente (R); Residente e Endêmica (R, E) e Espécie considerada visitante sazonal oriundo do sul do continente (VS). Habitat: Área de mata nativa (M); Área de eucalipto (EU). Método: Rede de neblina (R), Listas de MacKinnon (L). Status de conservação IUCN (2017): Pouco Preocupante (LC); Quase Ameaçada (NT) e Em Perigo (EN).

Nome do Táxon	Nome em Português	English Name	Ocorrência	Habitat	Método	Status
<i>Hemithraupis flavicollis</i> (Vieillot, 1818)	saíra-galega	Yellow-backed Tanager	R	M	R	LC
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-de-papo-preto	Guira Tanager	R	M, EU	L	LC
<i>Lanio cristatus</i> (Linnaeus, 1766)	tiê-galo	Flame-crested Tanager	R	M	L	LC
<i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	pipira-preta	White-lined Tanager	R	M	L	LC
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	Blue Dacnis	R	M, EU	R, L	LC
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica	Bananaquit	R	M, EU	R, L	LC
<i>Saltator maximus</i> (Statius Muller, 1776)	tempera-viola	Buff-throated Saltator	R	M, EU	R, L	LC
Fringillidae Leach, 1820						
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim	Purple-throated Euphonia	R	M, EU	L	LC
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	gaturamo	Violaceous Euphonia	R	M, EU	R, L	LC

5. DISCUSSÃO

5.1 Características dos habitats

A família botânica com o maior número de registros em ambas as áreas de estudo (M e EU) foi a Myrtaceae, representando a maior parte dos indivíduos amostrados. Segundo Tabarelli (1994), a Myrtaceae é uma das famílias mais importantes nas comunidades da Mata Atlântica, principalmente no sub-bosque da floresta. Essa família tem a característica de apresentar frutos carnosos cujas sementes podem ser dispersadas exclusivamente por aves, sendo esse, o principal grupo dispersor das mirtáceas brasileiras, principalmente de plantas que habitam o sub-bosque (Landrum & Kawasaki 1997, Pizo 2002, Gressler et al 2006).

Em contrapartida, se forem excluídos os indivíduos de eucalipto da área EU, a família mais representativa seria a Sapindaceae. Já na área M, a segunda família mais representada foi a Nyctaginaceae. Segundo Richards (1981), as famílias Sapindaceae e Nyctaginaceae são dominantes na Mata Atlântica. Outra família de destaque para as duas áreas foi a Fabaceae, onde Oliveira-Filho & Fontes (2000) comentam que é uma das famílias que se destaca com os maiores registros de espécies nas florestas tropicais da costa brasileira.

Das espécies mais abundantes encontradas na área EU, a primeira como esperada foi *Corymbia citriodora* (eucalipto), já a segunda mais abundante temos *Cupania impressinervia*, caracterizada ecologicamente por Fernandes et al. (2019) como pioneira inicial, se destacando também em um estudo de regeneração natural numa floresta secundária inicial de Mata Atlântica em Sergipe. A espécie *Eschweilera ovata* foi a mais representativa na área da mata, segundo Brandão et al. (2009) *E. ovata* é uma espécie tardia, indicando que a área M pode estar se dirigindo para um estágio sucessional avançado. No estudo dos parâmetros fitossociológicos de um fragmento perturbado por ação antrópica na Mata Atlântica de Sergipe, Meira (2017) destacou *C. impressinervia* e *E. ovata*, demonstrando sua importância quantitativa e ecológica no ambiente em regeneração. Citadas anteriormente essas espécies também fazem parte das espécies com maior IVI, sendo *C. impressinervia* representante da área EU e *E. ovata* representando a área M, se constituem em espécies pioneira e secundária respectivamente, desempenhando um papel sucessional importante para o estabelecimento florestal, servindo como espécies chave no processo de entrada de propágulos promovendo a restauração e recomposição da vegetação nativa (Brandão et al. 2009, Felker et al. 2018).

A vegetação da área EU possui um maior diâmetro e altura, que é reflexo das características da plantação de *C. citriodora*, que tem um padrão de plantio e desenvolvimento dos indivíduos, adquirindo a partir disso, uma certa homogeneidade de altura e diâmetro dos troncos, que não existe na floresta nativa. A ausência de maiores valores

no diâmetro e altura na área M pode estar diretamente relacionada com o corte seletivo, em conjunto com a mortalidade por efeito de borda ocasionado pela abertura de clareiras, aumentando o número de indivíduos mais jovens, favorecidos pela retirada dos indivíduos com copa desenvolvida, o que indica alterações nos padrões estruturais e sucessionais, observados também em outros fragmentos de Mata Atlântica (Dário 1999, Laurance et al. 2000, Scariot et al. 2003, Carvalho et al. 2007).

Com tudo, a complexidade da vegetação está diretamente relacionada com a permeabilidade das espécies de aves florestais num ambiente de reflorestamento, sendo que a matriz mais permeável é aquela que permite o melhor deslocamento das espécies, impedindo que essas sejam afetadas devido ao risco da exposição (Umetsu et al. 2008). Habitualmente uma vegetação com certa complexidade tende a facilitar a movimentação das aves entre fragmentos florestais, uma vez que a estrutura do ambiente permite que os espécimes possam empoleirar-se durante os movimentos de dispersão, já que não conseguem alcançar grandes distâncias em vôos (Antongiovanni & Metzger 2005, Boscolo et al. 2008). Vale ressaltar que a movimentação na matriz é afetada pelo eminente risco de predação, que está negativamente relacionado à complexidade da vegetação (Desrochers & Hannon 1997). Logo, observou-se que aves florestais sentem-se mais seguras de predadores quando se dispersam através de uma matriz com estrutura semelhante a um ambiente natural (Robertson & Radford 2009).

5.2 Características da avifauna

A fisionomia encontrada na área EU, uma plantação de eucalipto com um sub-bosque em regeneração, e as características da avifauna local indicam que este ambiente está em processo de sucessão. Motta Júnior (1990) comenta que as características da vegetação que mais influencia a diversidade da avifauna em ambientes florestados são o sub-bosque e a altura/estratificação da floresta. Lebreton & Choisy (1991) concluíram que a avifauna está ligada diretamente à estrutura florestal e não à riqueza das espécies vegetais existentes no ambiente. O eucalipto pode contribuir para a recuperação das áreas de sub-bosque, através da provisão de condições como o sombreamento, maior umidade e condições edáficas favoráveis, além disso, a área EU faz fronteira com um fragmento de Mata Atlântica que está servindo como uma fonte de propágulos pela chuva de sementes criada por agentes dispersores (Onofre et al. 2010, Santana et al. 2020). A avifauna local deve estar contribuindo para essa chuva de sementes na área EU, onde a plantação de eucalipto funciona como um corredor ecológico. Dário (1999) faz essa comparação, onde uma plantação de eucalipto com

sub-bosque bem desenvolvido é similar a um corredor de vegetação natural, completando os vínculos entre fauna e hábitat.

Os resultados referentes à amostragem das listas de MacKinnon demonstram que na área EU, foi obtida uma abundância um pouco maior em relação à área M. Em contra partida, na área M foi registrada uma riqueza um pouco maior em relação à área EU. Esse resultado se estabeleceu pelo fato do eucalipto ser representado em sua maioria por espécies generalistas adaptadas a ambientes degradados, com destaque para as famílias Thraupidae e Tyrannidae. Já a composição da área M se caracteriza por espécies que constituem diferentes estratos da floresta, em destaque para as famílias Thraupidae e Thamnophilidae. Alho & Pereira (1987) comentam que a estrutura da vegetação possui enorme influência nos habitats ocupados pelas diferentes espécies, sendo assim, exerce influência na composição da fauna, portanto, diferentes habitats abrigam diferentes espécies. Dário (1999) em seu trabalho discute que mesmo a área de eucalipto possui uma riqueza de espécies menor em relação a áreas com vegetação nativa, as espécies observadas no eucalipto representam quase a capacidade máxima de suporte que a área consegue sustentar. Machado & Lamas (1996) citam que é possível que as aves estejam fazendo uso do eucalipto como corredor ecológico, isso se explica, pela similaridade encontrada nas áreas, mesmo sendo locais distintos no que diz respeito à estrutura da vegetação.

A hipótese que propõe um maior aninhamento das espécies de aves entre as áreas EU/MA foi rejeitada. O resultado referente à análise beta funcional comparando os diferentes habitats se explica através da substituição de espécies (*turnover*), indicando que existe a substituição de algumas espécies por outras. Isso é explicado pelo fato da assembleia do eucalipto possuir uma maior substituição de funções (no caso, substituição de traços funcionais) o que influenciou no resultado da diversidade beta funcional entre mata e eucalipto. Essa substituição está ligada a diferença existente na estrutura da vegetação dos diferentes locais sendo que a área M se comporta de forma mais estável, já a área EU possui uma maior dinâmica sendo que essa influencia na permanência das espécies de aves provocando sua substituição numa menor fração de tempo. (Figura 11). Apesar disso, mesmo as áreas apresentando diferença na composição de espécies, existe uma parcela compartilhada entre elas, de modo que a área EU apresenta uma fração de aninhamento (*nestedness*) em relação a área M, e vice-versa. Baselga (2010) que foi um contribuinte da análise comenta que a diversidade beta funcional avalia a distribuição das espécies em ambientes diferentes resultando em dois padrões, aninhamento e *turnover* ou a combinações dos mesmos.

Dias et al. (2013) concluíram que, com o desenvolvimento da estrutura do sub-bosque da plantação a assembleia seria substituída por espécies de aves de borda e eventualmente, de floresta. Com isso, Willis (2003) afirma que uma plantação de eucalipto com sub-bosque desenvolvido e denso pode sustentar uma grande parcela da avifauna. Pezda (2015) demonstra que plantações de eucalipto em mosaico podem resultar numa diversidade de espécies de aves mais acentuada, desde que em conjunto com um sub-bosque não manejado e próximo a um fragmento de vegetação nativa.

Levando em consideração a presença de áreas de floresta próximas às áreas de plantação de eucalipto, a possibilidade de ocorrer a coexistência de espécies entre os ambientes é enorme (Mendonça-Lima 2012). Neste contexto, uma plantação de eucalipto funciona como um filtro ambiental, de forma que apenas espécies com similaridade de atributos funcionais consigam se adaptar à peculiaridade de um ambiente reflorestado, moldando suas características funcionais de acordo com a necessidade da assembleia (Gomez et al. 2010, Jacoboski 2014). Sendo que a diversidade funcional consiste nos traços das espécies, estando ligado com a funcionalidade de cada indivíduo que pode responder de forma independente a um ambiente modificado, influenciando nos processos funcionais locais (De Bello et al. 2010, Jacoboski 2014).

A hipótese que propõe uma menor riqueza funcional pela amostragem das redes de neblina por conta do aninhamento foi corroborada. Esse resultado está diretamente ligado ao fato da amostragem de redes ter registrada uma parcela bem menor da diversidade funcional em comparação com o método das listas. Com isso, a amostragem de redes se comporta como um método complementar às listas (Jacoboski 2014). As redes capturaram um subcomponente da assembleia em comparação à capacidade que o método das listas pôde amostrar, sendo refletido no aninhamento entre métodos (Oliveira et al 2018) (Figura 12).

Foi observado que as espécies capturadas mais frequentemente são predominantes do sub-bosque, estrato florestal onde são armadas as redes de neblina, sendo um método considerado limitado por registrar essencialmente espécies de sub-bosque ou espécies que se utilizam dele para forragear (Dário 1999). Assembleias de aves que demonstram um padrão de distribuição de forma aninhada é resultado das características ambientais, no entanto, esse padrão se justifica pela especificidade de cada espécie no ambiente em que predominam, a partir da conspicuidade das diferentes espécies que podem contribuir negativamente para o resultado da amostragem (Scott et al. 1981, Feeley et al. 2007).

6. CONCLUSÃO

Com o crescente desenvolvimento da silvicultura, ambientes nativos próximos a essas áreas parecem imprescindíveis. Portanto, tentar entender os mecanismos que determinam diferenças na biodiversidade entre florestas plantadas e outros habitats é crucial para desenvolver práticas de manejo e procedimentos destinados ao aumento da relevância das plantações para a biodiversidade (Calviño–Cancela 2013). Além disso, a concepção de novos programas florestais não podem deixar de serem feitos sem considerar a conectividade entre os elementos naturais da paisagem com o uso de corredores, *stepping stones* e a qualidade da matriz, visto que muitas espécies de aves registradas em monoculturas se utilizam das mesmas apenas como vias de transição (Fonseca et al. 2009). Porém pode-se perceber uma particularidade quanto à idade dos plantios, esses demonstraram uma substituição parcial de espécies entre si, demonstrando que plantios mais antigos em mosaico, podem resultar em uma maior diversidade de espécies de aves. Aliado a isso a manutenção do sub-bosque e a proximidade dos plantios com a vegetação nativa (área de estudo) podem ser de extrema importância para aumentar a diversidade destes (Pezda 2015).

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. & VIELLIARD, J. M. E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Zoologia* 12: 493-511. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-81751995000300004>. Acesso em: 20 nov. 2019.
- ALHO, C.J.R. & PEREIRA, L.A. 1987. Padrões de distribuição de pequenos mamíferos em habitats do cerrado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 14, Juiz de Fora, 1987. Resumos. Juiz de Fora, p.184.
- ALMEIDA, A. F. 1998. Monitoramento de fauna e de seus habitats em áreas florestadas. In: Série Técnica. IPEF, v. 12, n. 31, p. 85-92. Disponível em: <<https://www.ipef.br/PUBLICACOES/stecnica/nr31/cap8.pdf>>. Acesso em: 17 set. 2019.
- ALMEIDA, A., COUTO, H. D., & ALMEIDA, A. F. 2003. Diversidade beta de aves em habitats secundários da Pré-Amazônia maranhense e interação com modelos nulos. *Ararajuba*, 11(1), 157-171. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/32931079/Alexandre_Beta_ar112art1.pdf?responsecontentgnature=d3085f8452d5efccef9c691abd4f650f6b3e8926e9a10bc328e14dc18b935352>. Acesso em: 03 jan. 2020.
- ALMEIDA, B. A., SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, E., DOS ANJOS, L., GREEN, A. J., & BOTELLA, F. 2019. A functional perspective for breeding and wintering waterbird communities: temporal trends in species and trait diversity. *Oikos*, 128(8), 1103-1115. doi: 10.1111/oik.05903. Disponível em: <<http://www.oikosjournal.org/sites/oikosjournal.org/files/appendix/oik-05903.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2020.
- ANDERSON, J., ROWCLIFFE, J. M., & COWLISHAW, G. 2007. Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. *Biological conservation*, 135(2), 212-222. Disponível em: <<https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/53845481/j.biocon.2006.10.022201707133131k9p0y3.pdf?responsecontentisposition=inline%3B%20fSignature=b365a99b64f9c5d9bfe257bee1ddb8b6aa709a30b6ae10fa38def22a19206cdc>>. Acesso em: 01 fev. 2020.
- ANDRADE, F. T FISCH, S. T. V. FORTES NETO, P. BATISTA, G. T. 2011. Avifauna em florestas tropicais fragmentadas: indicadores da sustentabilidade em Usinas Hidrelétricas. *Repositório Eletrônico Ciências Agrárias, Coleção Ciências Ambientais*, p. 1-11.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J. P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 122(3), 441-451. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/lepac/index.php?option=com_content&view=article&id=56&Itemid=69>. Acesso em: 10 dez. 2019.
- APG IV. 2016. The Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the Orders and Families of Flowering Plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181 (1): 1-20. Disponível em: <<https://academic.oup.com/botlinnean/article/181/1/1/2416499>>. Acesso em 02 mar. 2020.

BARROS, F. M., MARTELLO, F., PERES, C. A., PIZO, M. A., & RIBEIRO, M. C. 2019. Matrix type and landscape attributes modulate avian taxonomic and functional spillover across habitat boundaries in the Brazilian Atlantic Forest. *Oikos*, 128(11), 1600-1612. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/oik.05910>>. Acesso em: 03 fev. 2020.

BASELGA, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecol. Biogeogr.* 19: 134–143. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>>. Acesso em: 07 dez. 2019.

BASELGA, A. et al. 2018. Betapart: partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. R package ver. 1.5.1. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=betapart>>. Acesso em: 07 set. 2019.

BELTRÃO-MENDES, R.; CUNHA, A. A.; FERRERI, S. F. 2011. New localities and perspectives on the sympatry between two endangered primates (*Callicebus coimbrai* and *Cebus xanthosternos*) in northeastern Brazil. *Mammalia* 75: 103-105. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/274215958_New_localities_and_perspectives_on_the_sympatry_between_two_endangered_primates_Callicebus_coimbrai_and_Cebus_xanthosternos_in_northeastern_Brazil>. Acesso em: 07 set. 2020.

BIBBY, C., JONES, M. & STUART, M. 1998. Expedition Field Techniques: Bird surveys. London, Expedition Advisory Centre. Disponível em: <<http://www.bionica.info/ALAS/pdf2.pdf>>. Acesso em: 23 set. 2020.

BOSCOLO, D., CANDIA-GALLARDO, C., AWADE, M., METZGER, J.P. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotrop.* 40(3), 273–276.

BRANDÃO, C.F.L.S., MARANGON, L.C., FERREIRA, R.L.C & LINS E SILVA, A.C.B. 2009. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo em um fragmento de floresta atlântica em Igarassu – Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* v.4, n.1, p.55-61, jan.-mar., 2009 Recife, PE, UFRPE. Disponível em: <<http://www.agraria.pro.br/ojs2.4.6/index.php?journal=agraria&page=article&op=view&path%5B%5D=10.5039%2Frbca.2009.365>>. Acesso em 16 fev. 2020.

BROOKS, T.M., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G.A.B. DA FONSECA, A.B. RYLANDS, W.R. KONSTANT, P. FLICK, J. PILGRIM, S. OLDFIELD, G. MANGIN & C. HILTON-TAYLOR. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, Montpellier, 16 (4): 909-920. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/1fff/3ac81629f3a1d14e19fd97dfe1c36cc7a3ef.pdf>>. Acesso em: 24 out. 2019.

BROWN, J.H. 1995. *Macroecology*. Chicago, University of Chicago Press. Disponível em: <http://www.semesteratsea.org/wp-content/uploads/2013/03/Huettmann_EVSC2559_Global-Ecology2.pdf>. Acesso em: 05 dez. 2019.

CALVIÑO-CANCELA, M. 2013. Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *Forest Ecology and Management* 310, 692-699.

CARVALHO, F.A., NASCIMENTO, M.T., BRAGA, J.M.A. 2007. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). *Rev. Árvore*, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 717-730. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622007000400017&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 05 fev. 2020.

CARVALHO, M. & FABIÁN, M. E. 2011. Método de elevação de redes de neblina em dosséis florestais para amostragem de morcegos. *Chiroptera Neotropical* 17: 795-802. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/266141123_Metodo_de_elevacao_de_redes_de_neblina_em_dosseis_florestais_para_amostragem_de_morcegos>. Acesso em: 12 dez 2019.

CEMAVE. 1994. Manual de anilhamento de aves silvestres, 2ª ed. Brasília: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/cemave/downloads/viewdownload/7-sna/13-manual-de-anilhamento-de-aves-silvestres.html>>. Acesso em: 03 out. 2019.

COLWELL, R. K., 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 9.1.0. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 20 jan. 2020.

COONEY, S. A., SCHAUBER, E. M., & HELLGREN, E. C. 2015. Comparing permeability of matrix cover types for the marsh rice rat (*Oryzomys palustris*). *Landscape Ecology*, 30(7), 1307-1320. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/276884441_Comparing_permeability_of_matrix_cover_types_for_the_marsh_rice_rat_Oryzomys_palustris>. Acesso em: 15 nov. 2019.

CORDEIRO, J.C. 2008. Diagnóstico da biodiversidade de vertebrados terrestres de Sergipe. Dissertação mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Sergipe.

CORNELISSEN, J. H. C., LAVOREL, S., GARNIER, E., DIAZ, S., BUCHMANN, N., GURVICH, D. E., P. B. REICH, H. TER STEEGE, H. D. MORGAN, M. G. A. VAN DER HEIJDEN, J. G. PAUSAS AND H. POORTER. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian journal of Botany*, 51(4), 335-380. Disponível em: <<https://experts.umn.edu/en/publications/a-handbook-of-protocols-for-standardised-and-easy-measurement-of->>. Acesso em: 20 fev. 2020.

CPTEC/INPE. 2018. Boletim informativo climático. Centro de previsão de tempo e estudos climáticos. Instituto Nacional de pesquisas espaciais. Disponível em: <<http://clima1.cptec.inpe.br/>>. Acesso em: 17 nov. 2019.

DÁRIO, F. R. 1999. Influência de corredor florestal entre fragmentos da Mata Atlântica utilizando-se a avifauna como indicador ecológico. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo.

DE BELLO, F., LAVOREL, S., DÍAZ, S., HARRINGTON, R., CORNELISSEN, J.H.C., BARDGETT, R.D. BERG, M.P., CIPRIOTTI, P., FELD, C.K., HERING, D., SILVA, P.M. da, POTTS, S.G., SANDIN, L. SOUSA, J.P., STORKEY, J. WARDLE, D.A., HARRISON,

P.A. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity Conservation* 19, 2873–2893.

DESROCHERS A. & HANNON S. J. 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledgling period. *Conserv. Biol.* 11, 1204–10. Disponível em: <<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1523-1739.1997.96187.x>>. Acesso em 05 jan. 2020.

DIAS, R. A., BASTAZINI, V. A. G., GONÇALVES, M. S. S., BONOW, F. C. & MÜLLER, S. C. 2013. Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia, Série Zoologia* 103(1): 12–19.

DUNNING, J.B. 2007. *CRC Handbook of Avian Body Masses*, 2 edn. Boca Raton, CRC Press. Disponível em: <<https://www.crcpress.com/CRC-Handbook-of-Avian-Body-Masses-Second-Edition/Dunning-Jr/p/book/9781420064445>>. Acesso em: 01 dez. 2019.

FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. Disponível em: <<https://www.annualreviews.org/doi/full/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>>. Acesso em: 04 nov. 2019.

FAHRIG, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1649–1663. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jbi.12130>>. Acesso em: 08 dez. 2019.

FARIA, C.M.A; RODRIGUES, M; AMARAL, F.Q; MODENA, E & FERNANDES, A.M. 2006. Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: Colonização e Extinção. *Revista Brasileira de Zoologia*, Minas Gerais, v.4, n.23, p.1217-1230.

FEELEY, K. J., GILLESPIE, T. W., LEBBIN, D. J. & WALTER, H. S. 2007. Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness rankings of birds in tropical forest fragments. *Animal Conservation* 10: 493–501.

FELFILI, J. M., EISENLOHR, P. V., MELO, M. M. R. F., ANDRADE, L. A., & MEIRA NETO, J. A. A. 2011. Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Viçosa: UFV, 1, 556.

FELKER, R. M. et al. 2018. Regeneração natural em área sob domínio de bambu, no sul do Brasil. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 41, n. 1, p. 82- 92. Disponível em: <<https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:ftKZqdlQAJ:https://revistas.rcaap.pt/rca/article/download/16627/13543/+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br>>. Acesso em 10 mar.2020.

FERNANDES, M., SILVA, T., PINTO, A., SOUZA, I. & MOURA, M. 2019. Regeneração natural em fragmento de Floresta Ombrófila Semidecidual em Sergipe, Brasil. *Revista Ecologia e Nutrição Florestal - ENFLO*. 7. 02. 10.5902/2316980X28813. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/331104513_Regeneracao_natural_em_fragmento_de_Floresta_Ombrofila_Semidecidual_em_Sergipe_Brasil>. Acesso em: 18 jan. 2020.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em 07 mar. 2020.

FONSECA, C.R., GANADE, G., BALDISSERA, R., BECKER, C.G., BOELTER, C.R., BRESCOVIT, A.D., CAMPOS, L.M., FLECK, T., FONSECA, V.S., HARTZ, S.M., JONER, F., KÄFFER, M.I., LEAL-ZANCHET, A.M., MARCELLI, M.P., MESQUITA, A.S., MONDIN, C.A., PAZ, C.P., PETRY, M.V., PIOVENSAN, F. N., PUTZKE, J., STRANZ, A., VERGARA, M., VIEIRA, E.M., 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1209–1219.

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

GOWER, J.C. 1971. A General Coefficient of Similarity and Some of Its Properties. *Biometrics*, 27 (4), 857-871. doi: 10.2307/2528823. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/2528823?seq=1>>. Acesso em: 19 nov. 2019.

GRESSLER, E.; PIZO, M. A.; MORELLATO, L. P. C. 2006. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. *Rev. bras. Bot.*, São Paulo , v. 29, n. 4, p. 509-530, Dec. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S01004042006000400002&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 21 mar. 2020.

GUEDES, F. B. & SEEHUSEN, S. E. 2011. Organizadoras. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios / – Brasília: MMA, 272 p. (Série Biodiversidade, 42).

HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistic Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontological Electronica* v. 2.11. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/39675641/PAST_Paleontological_Statistics_Software20151104-27951-163povm.pdf?response-content>. Acesso em: 23 out. 2019.

ICMBio. 2017. Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves da Mata Atlântica. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/planos-de-acao/2865-plano-de-acao-nacional-para-a-conservacao-das-aves-da-mata-atlantica>>. Acesso em 13 nov. 2019.

IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2017. The IUCN red list of threatened species. Version 2017-2. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 30 set. 2019.

JACOBOSKI, L.I. 2014. Variação na diversidade funcional e taxonômica de aves em plantios de *Eucalyptus* sp. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

JÚNIOR, W.R.T; DIAS, M.M; JÚNIOR, S.M.A; NEVES, R.M.L; LARRAZÁBAL, M.E.L. 2005. Estrutura trófica da avifauna na Reserva estadual de Gurjaú, zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Pernambuco, v. 4, n. 22, p. 962-973.

KOTTEK, M., GRIESER, J., BECK, C., RUDOLF, B. & RUBEL, F. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15 (3), 259-263. doi: 10.1127/0941-2948/2006/0130. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/51997463_World_Map_of_the_KoppenGeiger_Climate_Classification_Updated>. Acesso em: 16 dez. 2019.

LALIBERTÉ, E. & LEGENDRE, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91 (1), 299-305. doi: 10.1890/08-2244.1. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/08-2244.1>>. Acesso em: 29 nov. 2019.

LANDRUM, L.R., KAWASAKI, M.L. 1997. The genera of Myrtaceae in Brazil: an illustrated synoptic treatment and identification keys. *Brittonia* 49, 508–536. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.2307/2807742>>. Acesso em: 15 mar. 2020.

LAURANCE, W. F. et al. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology*, v.12, p.460-464. Disponível em: <<http://www.sfu.ca/~ianh/geog315/readings/laurance98.pdf>>. Acesso em: 18 jan. 2020.

LAURANCE, W. F. et al. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, v. 404, p.836. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/35009032/>>. Acesso em: 24 dez. 2019.

LEBRETON, P.; CHOISY, J.P. 1991. Incidences avifaunistiques des aménagements forestiers: substitutions *Quercus/Pinus* en milieu subméditerranéen. *Bulletin d'Ecologie*, n.22, p.213-220. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000086&pid=S0103847820020006001200013&lng=pt>. Acesso em 17 jan. 2020.

MACARTHUR, R. & LEVINS, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *Am. Nat.* 101: 377–385. Disponível em: <<http://max2.ese.u-psud.fr/epc/conservation/PDFs/HIPE/MacArthur1967.pdf>>. Acesso em: 07 out. 2019.

MACHADO, D.A. 1996. Estudo das populações de aves silvestres da região do salto do Pirai e uma proposta de conservação para a Estação Ecológica do Bracinho, Joinville, Santa Catarina. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo.

MACHADO, R. B.; LAMAS, I. R. 1996. Avifauna associada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. *Ararajuba*. 4.1: 15-22.

MACKINNON, J., & PHILLIPS, K., 1993. *A Field Guide to the Birds of Borneo, Sumatra, Java and Bali, the Greater Sunda Islands*. Oxford University Press, Oxford. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/13f1/577b53a758c38da6ddd65ec3073015a2ee38.pdf>>. Acesso em: 13 ago. 2019.

MASON, N. W., DE BELLO, F., MOUILLOT, D., PAVOINE, S., & DRAY, S. 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 794-806. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/45725615/A_guide_for_using_functional_diversity_i201605171188mg80kc.pdf?responsecontentdisposition=inline%3B%20filename>

%3DA_guide_for_using_functional_diversity_i.pdf&X-Amz-Algorithm=AWS4-HMAC-SHA256&X-Amz-5b955a4585e0c16>. Acesso em: 09 out. 2019.

MASON, N.W.H., MOUILLOT, D., LEE, W.G. & WILSON, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111 (1), 112-118. doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>>. Acesso em: 23 jan. 2020.

MEIRA, A. C. S. 2017. Análise Florística e Fitossociológica de um remanescente de Mata Atlântica localizado no Instituto Federal de Sergipe, Campus São Cristóvão. Relatório PIBIC - Programa Institucional de Bolsa de Iniciação Científica. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe.

MEIRA-NETO, J. A. A., CLEMENTE, A., OLIVEIRA, G., NUNES, A., & CORREIA, O. 2011. Post-fire and post-quarry rehabilitation successions in Mediterranean-like ecosystems: Implications for ecological restoration. *Ecological engineering*, 37(8), 1132-1139. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/36655045/MEIRANETO_ET_AL._2011_ECOL_ENGINEERING.pdf?responsecontentdisposition=inline%3B%20filename%3DPost-fire_and_post-quarry_rehabilitation.pdf&X-AmzAlgorithm=AWS4H>. Acesso em: 24 set. 2019.

MENDEZ, V. et al. 2012. Functional diversity across space and time: trends in wader communities on British estuaries. – *Divers. Distrib.* 18: 356–365. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1472-4642.2011.00868.x>>. Acesso em: 28 out. 2019.

MENDONÇA-LIMA, A. 2012. Estrutura de habitat, diversidade e comportamento da avifauna em sistemas de silvicultura em Floresta Ombrófila Mista. Tese de Doutorado em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

MENEZES, M. 2019. Segundo relatório do IPBES, 1 milhão de espécies está em risco. WWF Brasil.

MITTERMEIER, R. A.; Myers, N. & Mittermeier, C. G. 1999. Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Conservation International, Mexico City. Disponível em: <http://www.canacoll.org/Diptera/Staff/Skevington/Reviews/Hot_Spots_Review.pdf>. Acesso em: 22 ago. 2019.

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

MOUCHET, M. A., VILLÉGER, S., MASON, N. W., & MOUILLOT, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>>. Acesso em: 14 nov. 2019.

MOUILLOT, D. et al. 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuar .Coast. Shelf Sci.* 71: 443–456. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/222560901_Limiting_similarity_niche_filtering_and_functional_diversity_in_coastal_lagoon_fish_communities>. Acesso em: 19 out. 2019.

MUELLER-DOMBOIS, D. 2002. Forest vegetation across the tropical Pacific: a biogeographically complex region with many analogous environments. *Plant Ecology*, 163(2), 155-176. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.595.148&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2019.

NAEEM, S., & WRIGHT, J. P. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology letters*, v. 6, n. 6, p. 567-579. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1461-0248.2003.00471.x>>. Acesso em 14 out. 2019.

OLIVEIRA, A. N. D., & AMARAL, I. L. D. 2004. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 34(1), 21-34. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0044-59672004000100004&script=sci_arttext&tlng=pt>. Acesso em: 03 nov. 2019.

OLIVEIRA, H. S. 2018. Diversidade taxonômica e funcional de aves na Mata Atlântica fragmentada: padrões e seus mecanismos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe.

OLIVEIRA, H. S., PEDROSO, M. A., SANTOS, J. W., PEREIRA, A. S., RUIZ-ESPARZA, J., DA ROCHA, P. A., BELTRÃO-MENDES, R, FERRARI, S. F. 2018. Using MacKinnon lists and mist-netting simultaneously: maximizing the efficiency of rapid surveys of bird populations in the Atlantic Forest of northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia-Brazilian Journal of Ornithology*, 26(2), 105-115. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Helon_Oliveira/publication/328917025_Using_Mackinnon_Lists_and_MistNetting_simultaneously_maximizing_the_efficiency_of_rapid_surveys_of_bird_populations_in_the_Atlantic_Forest-Brazil.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2019.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and influence of climate. *Biotropica*, v.32, p.793-810. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x>>. Acesso em: 15 out. 2019.

ONOFRE F.F., ENGEL L.E., CASSOLA H. 2010. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. *Scientia Forestalis* 38(85): 39–52. Disponível em: <<https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr85/cap04.pdf>>. Acesso em 03 dez. 2019.

PEREIRA, M. S. & ALVES, R. R. N. 2006. Composição florística de um remanescente de Mata Atlântica na Área de Proteção Ambiental Barra do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* 6: 357-366.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N., DIAZ, S., GARNIER, E., LAVOREL, S., POORTER, H., JAUREGUIBERRY, P., ... & CORNELISSEN, J. H.C. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61: 167-234. Disponível em: <<https://research.vu.nl/en/publications/new-handbook-for-standardised-measurement-of-plant-functional-traits>>. Acesso em: 27 nov. 2019.

PETCHEY, O. L., & GASTON, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9(6), 741-758. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Owen_Petchey/publication/242143034_SYNTHESES_Functional_diversity_back_to_basics_and_looking_forward/links/.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2019.

PEZDA, A.M. 2015. Influência da silvicultura na composição e diversidade de Aves florestais no bioma pampa. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

PIACENTINI V.Q., ALEIXO A., AGNE C.E., MAURÍCIO G.N., PACHECO J.F., BRAVO G.A., BRITO G.R.R., NAKA L.N., OLMOS F., POSSO S., SILVEIRA L.F., BETINI G.S., CARRANO E., FRANZ I., LEES A.C., LIMA L.M., PIOLI D., SCHUNCK F., AMARAL F.R., BENCKE G.A., COHN-HAFT M., FIGUEIREDO L.F.A., STRAUBE F.C. & CESARI E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. *Revista Brasileira de Ornitologia* 23: 91–298. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Fernando_Pacheco7/publication/289355031_Annotated_checklist_of_the_birds_of_Brazil_by_the_Brazilian_Ornithological_Records_Committee/links/568d4f2908ae78cc0514180d.pdf>. Acesso em: 23 out. 2019.

PIZO, M. 2002. The seed-dispersers and fruit syndromes of Myrtaceae in the Brazilian Atlantic forest. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation. Wallingford: CABI Publishing, p.129-143. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Mauro_Galetti/publication/271706264_Seed_dispersal_and_frugivory_-_Entire_Book/links/54d028240cf29ca81100ecdc/Seed-dispersal-and-frugivory-Entire-Book.pdf#page=148>. Acesso em: 02 mar. 2020.

R CORE TEAM. 2018. A language and environment for statistical computing, 3.4.4, Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>. Acesso em: 17 out. 2019.

RALPH, C. J.; GEUPEL, G.R.; PYLE, P.; MARTIN, T.E.; DESANTE, D. F.; MILÁ, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR- 159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, p. 46. Disponível em: <https://www.fs.fed.us/psw/publications/documents/psw_gtr159/psw_gtr159.pdf>. Acesso em: 05 nov. 2019.

RIBON, R. 2010. Amostragem de aves pelo método das listas de Mackinnon. In: Ecologia de aves. (Sandro Von Matter, Fernando C. Straube, Iury Accordi, Vitor Piacentini e José Flávio Cândido-jr Eds.). Editora: Technical Books, p. 33-44.

RICHARDS, P. W. 1981. The tropical rain forest: an ecological study. 2.ed. Cambridge: Cambridge University Press, 262p. Disponível em: <<https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1469-8137.1997.00703-2.x>>. Acesso em: 15 dez. 2019.

RICKETTS, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1), 87-99. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/a618/bda415856d9104652ac044bb309979f0d438.pdf>>. Acesso em: 14 dez. 2019.

ROBERTSON, O.J., & RADFORD, J.Q. 2009. Gap-crossing decisions of forest birds in a fragmented landscape. *Austral Ecol.* 34(4), 435–446. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1442-9993.2009.01945.x>>. Acesso em 06 jan. 2020.

ROOS, A. L. 2010. Capturando Aves. In: *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento.* (Sandro Von Matter, Fernando C. Straube, Iury Accordi, Vitor Piacentini e José Flávio Cândido-jr Eds.) Rio de Janeiro, RJ: Technical Books Ed, p. 295-312.

RUIZ-ESPARZA J., ROCHA P.A., RIBEIRO A.S. & FERRARI S.F. 2012. The birds of the Serra da Guia in the Caatinga of northern Sergipe. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20: 290–301.

RUIZ-ESPARZA J. 2014. Sustentabilidade das comunidades de aves em duas áreas protegidas do estado de Sergipe. Tese de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe.

RUIZ-ESPARZA J., SANTOS C.S., CUNHA M.A., RUIZ-ESPARZA D.P.B., ROCHA P.A., BELTRÃO-MENDES R. & FERRARI S.F. 2015. Diversity of birds in the Mata do Junco State Wildlife Refuge, a remnant of the Atlantic Forest of northeastern Brazil. *Check List* 11: 1647. Disponível em: <<https://www.biotaxa.org/cl/article/viewFile/11.3.1647/12866>>. Acesso em: 04 out. 2019.

SANTANA, J.P., ROCHA, P.A., OLIVEIRA, E.V. S., PRATA A.P.N., RIBEIRO, A.S. 2020. Phytosociology of the shrub-arboreal stratum of the Ibura National Forest, Northeastern Brazil: are 35 years sufficient to promote the regeneration of a forest fragment? *Neotropical Biology and Conservation*, 15(1): 1–@, doi: 10.3897/neotropical.15.e49114.

SANTOS A. L. C. 2009. Diagnóstico dos fragmentos de mata atlântica de Sergipe através de sensoriamento remoto. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe.

SCARIOT, A. et al. 2003. Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade: vegetação e flora. In RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.* Brasília: MMA/SBF.

SCOTT, M.J.; RANSAY, F.L.; KEPLER, C.B. Distance estimation as a variable in estimating bird numbers. *Studies in avian Biology*, n.6, p.334-341, 1981.

SEKERCIOGLU, C.H. 2012. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology* 153: 153-161. Disponível em:<https://www.researchgate.net/publication/233993536_Bird_functional_diversity_and_ecosystem_services_in_tropical_forests_agroforests_and_agricultural_areas>. Acesso em: 23 nov. 2019.

SHEPHERD, G. J. 2007. FITOPAC 2.1: manual do usuário. Campinas: UNICAMP, 93 p.
SIGRIST, T. 2013. Guia de Campo - Avifauna Brasileira - 3ª ed. São Paulo, Avisbrasilis, 594p.

SOCOLAR, J. B. et al. 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends Ecol. Evol.* 31: 67–80. Disponível em: <http://eprints.whiterose.ac.uk/10303/1/Socolaretalrevisedmanuscript_final_November.pdf>. Acesso em: 09 nov. 2019.

SOUZA, M.C. 2009. Aves de oito localidades do estado de Sergipe. *Atualidades Ornitológicas On-line*. No 149, maio/junho. Disponível em: <http://www.ao.com.br/download/ao149_33.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2019.

TABARELLI, M. Clareiras naturais e a regeneração de um Trecho de Floresta na Serra da Cantareira, SP. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1994. 142p.

TABARELLI, M., SIQUEIRA FILHO, J. A. & SANTOS, A. M. M. 2006. A floresta Atlântica ao norte do Rio São Francisco. In: Kátia Cavalcanti Pôrto; Jarcilene Almeida Cortez; Marcelo Tabarelli. (Org.). *Diversidade biológica e conservação da floresta Atlântica ao norte do Rio São Francisco*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Coleção Biodiversidade, p. 21-35. Disponível em: <<http://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/pesquisa/2125-serie-biodiversidade-14-diversidade-biologica-e-conservacao-da-floresta-atlantica-ao-norte-do-rio-sao-francisco>>. Acesso em: 25 out. 2019.

THUILLER, W., LAVOREL, S., SYKES, M. T., ARAÚJO, M. B. 2006. Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distributions*, 12(1), 49-60. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.136616.2006.00216.x%4010.1111/%28ISSN%291472-4642.species-distribution-models-in-conservation-biogeography>>. Acesso em: 28 out. 2019.

UMETSU, F.; METZGER, J.P. & PARDINI, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography*, 31(3): 359-370. Disponível em: <<https://repositorio.usp.br/item/002160321>> Acesso em: 10 mar. 2020.

UEZU, A., METZGER, J. P., & VIELLIARD, J. M. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological conservation*, 123(4), 507-519. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.461.4659&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em: 01 out. 2019.

VILLÉGER, S. et al. 2011. The multidimensionality of the niche reveals functional diversity changes in benthic marine biotas across geological time. – *Ecol. Lett.* 14: 561–568. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Philip_Novack-Gottshall/publication/51039994_The_multidimensionality_of_the_niche_reveals_functional_diversity_changes_in_benthic_marine-time.pdf>. Acesso em: 27 out. 2019.

VILLÉGER, S., MASON, N.W.H. & MOUILLOT, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89 (8), 2290-2301. doi: 10.1890/07-1206.1. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Norman_Mason/publication/23191522_New_multidimensional_functional_diversity_indices_for_a_multifaceted_framework_in_functional_ecology>. Acesso em: 06 nov. 2019.

WILLIS, E. O., 2003. Birds of eucalyptus woodlots in interior São Paulo. *Brazilian Journal of Biology* 63(1): 141-158. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1519-69842003000100019&script=sci_abstract>. Acesso em 07 jan. 2020.

WILLSON, M. F. Avian community organization and habitat structure. *Ecology*, 55.5: 1017-1029, 1974.

WILMAN, H., BELMAKER, J., SIMPSON, J., ROSA, C.D.L., RIVADENEIRA, M.M. & JETZ, W. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95 (7), 2027-2027. doi: 10.1890/13-1917.1. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/13-1917.1>>. Acesso em: 04 nov. 2019.

WOODHOUSE, S. P., GOOD, J. E. G., LOVETT, A. A., FULLER, R. J., & DOLMAN, P. M. 2005. Effects of land-use and agricultural management on birds of marginal farmland: a case study in the Llŷn peninsula, Wales. *Agriculture, ecosystems & environment*, 107(4), 331-340. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S016788090500006X>>. Acesso em: 27 dez. 2019.

ZOBEL, M. 1997. The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends Ecol. Evol.* 12: 266–269. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534797010963>>. Acesso em: 28 ago. 2019.

ZOLLNER, P. A. 2000. Comparing the landscape level perceptual abilities of forest sciurids in fragmented agricultural landscapes. *Landscape ecology*, 15(6), 523-533. Disponível em: <https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/jrnl/2000/nc_2000_Zollner_001.pdf >. Acesso em: 24 out. 2019.

APÊNDICE

APÊNCIE A: Matriz de traços das espécies de aves da Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil.

ESPÉCIES	Diet-Inv	Diet-Vend	Diet-Vect	Diet-Vfish	Diet-Fruit	Diet-Nect	Diet-Seed	Diet-Plant	Diet-5Cat	ForStrat-ground	ForStrat-understory	ForStrat-midhigh	ForStrat-canopy	ForStrat-aerial	BodyMass-Value
<i>Amazilia fimbriata</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruiNect	0	80	20	0	0	4.9
<i>Amazilia láctea</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruiNect	0	30	30	30	10	4.6
<i>Amazilia versicolor</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruiNect	0	30	40	30	0	4.1
<i>Amazona aestiva</i>	0	0	0	0	50	0	50	0	Omnivore	0	30	40	30	0	451
<i>Amazona amazônica</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	FruiNect	0	33	33	33	0	370
<i>Ammodramus humeralis</i>	20	0	0	0	0	0	80	0	PlantSeed	60	30	10	0	0	15.99
<i>Anopetia gounellei</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruiNect	0	100	0	0	0	3
<i>Antrostomus rufus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	20	80	0	0	94.2
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruiNect	0	80	20	0	0	7.7
<i>Aramides cajaneus</i>	50	0	20	0	10	0	10	10	Omnivore	50	0	0	0	0	397
<i>Aratinga auricapillus</i>	0	0	0	0	50	0	50	0	Omnivore	30	50	20	0	0	130
<i>Arremon taciturnus</i>	30	0	0	0	40	0	30	0	Omnivore	50	50	0	0	0	24.8
<i>Camptostoma obsoletum</i>	70	0	0	0	30	0	0	0	Invertebrate	0	0	80	20	0	8.1
<i>Cantorchilus longirostris</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	80	20	0	0	21.3
<i>Capsiempis flaveola</i>	90	0	0	0	10	0	0	0	Invertebrate	0	0	100	0	0	7.7
<i>Caracara plancus</i>	20	0	20	0	0	0	0	0	VertFishScav	100	0	0	0	0	1078.62
<i>Cariama cristata</i>	60	10	10	0	10	0	0	10	Invertebrate	60	40	0	0	0	1400
<i>Cathartes aura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	VertFishScav	100	0	0	0	0	1518.24
<i>Cathartes burrovianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	VertFishScav	100	0	0	0	0	935
<i>Celeus flavescens</i>	70	0	0	0	30	0	0	0	Invertebrate	20	30	50	0	0	139
<i>Chiroxiphia pareola</i>	50	0	0	0	50	0	0	0	Omnivore	0	50	50	0	0	16.84
<i>Chloroceryle americana</i>	40	0	0	60	0	0	0	0	VertFishScav	10	10	0	0	0	33.73
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruiNect	0	0	90	10	0	3.5

ESPECIES	Diet-Inv	Diet-Vend	Diet-Vect	Diet-Vfish	Diet-Fruit	Diet-Nect	Diet-Seed	Diet-Plant	Diet-5Cat	ForStrat-ground	ForStrat-understory	ForStrat-midhigh	ForStrat-canopy	ForStrat-aerial	BodyMass-Value
<i>Chrysolampis mosquitus</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruiNect	0	50	30	20	0	3.9
<i>Coereba flaveola</i>	30	0	0	0	0	70	0	0	FruiNect	0	80	20	0	0	10.01
<i>Columbina squammata</i>	20	0	0	0	0	0	80	0	PlantSeed	100	0	0	0	0	52.9
<i>Columbina talpacoti</i>	10	0	0	0	0	0	90	0	PlantSeed	100	0	0	0	0	46.04
<i>Conirostrum speciosum</i>	70	0	0	0	10	0	10	10	Invertebrate	60	20	20	0	0	8.8
<i>Coragyps atratus</i>	0	10	10	10	0	0	0	0	VertFishScav	100	0	0	0	0	1881.69
<i>Crotophaga ani</i>	40	20	20	0	10	0	10	0	Omnivore	40	30	30	0	0	110.09
<i>Crypturellus parvirostris</i>	40	0	0	0	0	0	60	0	PlantSeed	100	0	0	0	0	198.99
<i>Crypturellus strigulosus</i>	30	0	0	0	20	0	40	10	Omnivore	80	20	0	0	0	430.58
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	40	40	20	0	28.8
<i>Dacnis cayana</i>	50	0	0	0	40	0	0	10	Omnivore	0	0	30	60	10	13
<i>Dendroplex picus</i>	90	0	10	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	20	80	0	0	41.34
<i>Dryocopus lineatus</i>	80	0	0	0	10	0	10	0	Invertebrate	20	20	60	0	0	183.19
<i>Elaenia chilensis</i>	50	0	0	0	50	0	0	0	Omnivore	0	0	100	0	0	15.5
<i>Elaenia chiriquensis</i>	50	0	0	0	50	0	0	0	Omnivore	0	40	60	0	0	15.4
<i>Elaenia cristata</i>	50	0	0	0	50	0	0	0	Omnivore	0	30	40	30	0	18.2
<i>Elaenia flavogaster</i>	50	0	0	0	50	0	0	0	Omnivore	0	20	40	30	10	24.8
<i>Elaenia spectabilis</i>	50	0	0	0	50	0	0	0	Omnivore	0	0	0	100	0	27.3
<i>Empidonomus varius</i>	60	0	0	0	40	0	0	0	Invertebrate	0	30	70	0	0	27.1
<i>Eupetomena macroura</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruiNect	0	0	60	30	10	9
<i>Euphonia chlorotica</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	FruiNect	0	0	10	90	0	11
<i>Euphonia violacea</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	FruiNect	0	30	40	30	0	15
<i>Eupsittula áurea</i>	10	0	0	0	30	0	30	30	PlantSeed	70	30	0	0	0	84.62
<i>Fluvicola nengeta</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	60	40	0	0	0	21
<i>Formicivora grisea</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	20	40	40	0	0	10.36
<i>Forpus xanthopterygius</i>	0	0	0	0	50	0	50	0	Omnivore	100	0	0	0	0	31
<i>Galbula ruficauda</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	50	50	0	0	26.5
<i>Glaucidium brasilianum</i>	60	20	20	0	0	0	0	0	Invertebrate	80	10	10	0	0	75.1

ESPÉCIES	Diet-Inv	Diet-Vend	Diet-Vect	Diet-Vfish	Diet-Fruit	Diet-Nect	Diet-Seed	Diet-Plant	Diet-5Cat	ForStrat-ground	ForStrat-understory	ForStrat-midhigh	ForStrat-canopy	ForStrat-aerial	BodyMass-Value
<i>Glyphorynchus spirurus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	0	40	60	0	14.6
<i>Gnorimopsar chopi</i>	40	0	0	0	20	0	30	10	Omnivore	60	10	30	0	0	65.9
<i>Hemithraupis flavicollis</i>	60	0	0	0	40	0	0	0	Invertebrate	0	0	20	80	0	12.8
<i>Hemithraupis guira</i>	80	0	0	0	10	0	10	0	Invertebrate	0	0	10	90	0	12
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	VertFishScav	33	33	33	0	0	623.58
<i>Hylocharis cyanus</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruiNect	10	30	30	30	0	3.3
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	70	0	0	0	0	30	0	0	Invertebrate	0	20	40	40	0	35.44
<i>Lanio cristatus</i>	30	0	0	0	50	0	10	10	Omnivore	0	10	20	70	0	18.8
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	80	0	0	0	20	0	0	0	Invertebrate	0	50	50	0	0	11.7
<i>Leptotila rufaxilla</i>	10	0	0	0	10	0	80	0	PlantSeed	100	0	0	0	0	157
<i>Leptotila verreauxi</i>	20	0	0	0	20	0	60	0	PlantSeed	100	0	0	0	0	146.88
<i>Machetornis rixosa</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	100	0	0	0	0	29.6
<i>Manacus manacus</i>	10	0	0	0	90	0	0	0	FruiNect	0	80	20	0	0	16.7
<i>Megaceryle torquata</i>	20	0	20	60	0	0	0	0	VertFishScav	10	0	0	0	0	317
<i>Megascops choliba</i>	90	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	40	50	0	0	10	132
<i>Milvago chimachima</i>	20	10	20	20	10	0	0	0	VertFishScav	100	0	0	0	0	315.21
<i>Myiarchus swainsoni</i>	70	0	0	0	20	0	10	0	Invertebrate	0	100	0	0	0	25.1
<i>Myiopagis caniceps</i>	80	0	0	0	20	0	0	0	Invertebrate	0	0	0	100	0	10.5
<i>Myiozetetes similis</i>	40	0	10	0	40	0	10	0	Omnivore	20	20	40	20	0	28
<i>Myrmotherula axillaris</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	20	80	0	0	8.09
<i>Nemosia pileata</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	30	70	0	0	16
<i>Neopelma pallescens</i>	80	0	0	0	20	0	0	0	Invertebrate	0	50	50	0	0	18.2
<i>Nyctibius griséus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	0	90	0	10	172.04
<i>Nyctidromus albicollis</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	40	30	20	0	10	57.84
<i>Nystalus maculatus</i>	90	0	10	0	0	0	0	0	Invertebrate	33	33	33	0	0	42
<i>Penelope superciliaris</i>	10	0	0	0	90	0	0	0	FruiNect	33	0	33	33	0	894.99
<i>Phaethornis ruber</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruiNect	0	100	0	0	0	2.4
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	100	0	0	0	19.2

ESPÉCIES	Diet-Inv	Diet-Vend	Diet-Vect	Diet-Vfish	Diet-Fruit	Diet-Nect	Diet-Seed	Diet-Plant	Diet-5Cat	ForStrat-ground	ForStrat-understory	ForStrat-midhigh	ForStrat-canopy	ForStrat-aerial	BodyMass-Value
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	80	0	0	0	20	0	0	0	Invertebrate	0	0	0	100	0	10.3
<i>Piaya cayana</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	0	20	80	0	101.98
<i>Pitangus sulphuratus</i>	40	10	10	10	30	0	0	0	Omnivore	50	40	10	0	0	62.85
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	80	20	0	0	9.7
<i>Poecilatriccus fumifrons</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	100	0	0	0	6.6
<i>Polioptila plumbea</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	33	33	33	0	6
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	10	70	20	0	0	0	0	0	VertFishScav	40	20	20	20	0	983.55
<i>Pyriglena atra</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	40	40	20	0	0	32
<i>Rupornis magnirostris</i>	40	30	30	0	0	0	0	0	VertFishScav	33	33	33	0	0	269
<i>Saltator maximus</i>	60	0	0	0	30	10	0	0	Invertebrate	20	40	20	20	0	47.62
<i>Satrapa icterophrys</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	60	40	0	0	21.5
<i>Serpophaga subcristata</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	33	33	33	0	6.6
<i>Sicalis flaveola</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	PlantSeed	40	60	0	0	0	16.89
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	90	0	0	0	0	0	0	10	Invertebrate	0	0	50	50	0	13.12
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	40	60	0	0	16.1
<i>Tachyphonus rufus</i>	60	0	0	0	30	0	10	0	Invertebrate	20	50	10	10	10	34.4
<i>Tangara cayana</i>	10	0	0	0	90	0	0	0	FruaNect	0	30	40	30	0	18
<i>Tangara palmarum</i>	10	0	0	0	90	0	0	0	FruaNect	0	30	40	30	0	18
<i>Tangara sayaca</i>	10	0	0	0	90	0	0	0	FruaNect	0	30	40	30	0	18
<i>Thalurania glaucopis</i>	10	0	0	0	0	90	0	0	FruaNect	0	60	40	0	0	4.8
<i>Thamnophilus pelzelni</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	20	80	0	0	20.9
<i>Todirostrum cinereum</i>	90	0	0	0	10	0	0	0	Invertebrate	0	33	33	33	0	6.29
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	80	0	0	0	20	0	0	0	Invertebrate	0	0	20	80	0	12.2
<i>Troglodytes musculus</i>	80	0	0	0	0	0	0	20	Invertebrate	0	100	0	0	0	10.85
<i>Trogon curucui</i>	80	0	0	0	20	0	0	0	Invertebrate	10	30	30	30	0	54
<i>Trogon rufus</i>	60	0	0	0	40	0	0	0	Invertebrate	10	60	30	0	0	53.8
<i>Turdus amaurochalinus</i>	40	0	0	0	60	0	0	0	FruaNect	20	20	30	30	0	57.9
<i>Turdus flavipes</i>	20	0	0	0	80	0	0	0	FruaNect	10	30	30	30	0	65.14

ESPÉCIES	Diet-Inv	Diet-Vend	Diet-Vect	Diet-Vfish	Diet-Fruit	Diet-Nect	Diet-Seed	Diet-Plant	Diet-5Cat	ForStrat-ground	ForStrat-understory	ForStrat-midhigh	ForStrat-canopy	ForStrat-aerial	BodyMass-Value
<i>Turdus leucomelas</i>	70	0	0	0	30	0	0	0	Invertebrate	60	20	20	0	0	69.1
<i>Tyrannus melancholicus</i>	100	0	0	0	0	0	0	0	Invertebrate	0	0	50	50	0	37.4
<i>Urubitinga urubitinga</i>	20	20	30	10	10	0	0	0	VertFishScav	40	10	10	40	0	1152.87
<i>Vanellus chilensis</i>	90	0	0	10	0	0	0	0	Invertebrate	80	0	0	0	0	327
<i>Vireo chivi</i>	60	0	0	0	20	0	20	0	Invertebrate	0	0	20	80	0	16.06

APÊNDICE B: Matriz de abundância das espécies de aves da Fazenda Rio Fundo, Sergipe, Brasil.

ESPÉCIES	EU	M	Redes (M)	Listas (M)
<i>Amazilia fimbriata</i>	2	1	0	1
<i>Amazilia lactea</i>	1	0	0	0
<i>Amazilia versicolor</i>	2	0	0	0
<i>Amazona aestiva</i>	2	4	0	4
<i>Amazona amazonica</i>	3	2	0	2
<i>Ammodramus humeralis</i>	0	1	0	1
<i>Anopetia gounellei</i>	1	0	0	0
<i>Antrostomus rufus</i>	1	4	0	4
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	1	1	0	1
<i>Aramides cajaneus</i>	2	0	0	0
<i>Aratinga auricapillus</i>	0	1	0	1
<i>Arremon taciturnus</i>	0	1	0	1
<i>Camptostoma obsoletum</i>	4	3	0	3
<i>Cantorchilus longirostris</i>	0	1	0	1
<i>Caracara plancus</i>	6	4	0	4
<i>Cariama cristata</i>	1	0	0	0
<i>Cathartes aura</i>	5	2	0	2
<i>Cathartes burrovianus</i>	2	2	0	2
<i>Celeus flavescens</i>	2	1	0	1
<i>Chiroxiphia pareola</i>	0	17	28	17
<i>Chloroceryle americana</i>	1	0	0	0
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0	1	0	1
<i>Chrysolampis mosquitus</i>	1	0	0	0
<i>Coereba flaveola</i>	14	11	1	11
<i>Columbina squammata</i>	6	4	0	4
<i>Columbina talpacoti</i>	3	2	0	2
<i>Conirostrum speciosum</i>	4	1	0	1
<i>Coragyps atratus</i>	2	0	0	0
<i>Crotophaga ani</i>	2	0	0	0
<i>Crypturellus parvirostris</i>	0	3	0	3
<i>Crypturellus strigulosus</i>	0	2	0	2
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	10	3	0	3
<i>Dacnis cayana</i>	12	10	1	10
<i>Dendrocincla turdina</i>	0	0	1	0
<i>Dendroplex picus</i>	0	1	1	1
<i>Dryocopus lineatus</i>	0	1	0	1
<i>Elaenia chilensis</i>	0	0	1	0
<i>Elaenia chiriquensis</i>	1	0	0	0
<i>Elaenia cristata</i>	5	1	0	1
<i>Elaenia flavogaster</i>	0	0	1	0
<i>Elaenia spectabilis</i>	2	1	0	1

ESPECIES	EU	M	Redes (M)	Listas (M)
<i>Empidonomus varius</i>	4	0	0	0
<i>Eupetomena macroura</i>	3	3	0	3
<i>Euphonia chlorotica</i>	6	5	0	5
<i>Euphonia violacea</i>	5	10	6	10
<i>Eupsittula aurea</i>	3	0	0	0
<i>Fluvicola nengeta</i>	5	1	0	1
<i>Formicivora grisea</i>	6	10	2	10
<i>Forpus xanthopterygius</i>	2	0	0	0
<i>Galbula ruficauda</i>	5	5	1	5
<i>Glaucidium brasilianum</i>	1	0	0	0
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	0	1	2	1
<i>Gnorimopsar chopi</i>	1	0	0	0
<i>Hemithraupis flavicollis</i>	0	0	3	0
<i>Hemithraupis guira</i>	3	1	0	1
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0	5	0	5
<i>Hylocharis cyanus</i>	1	1	1	1
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	2	2	0	2
<i>Lanio cristatus</i>	0	1	0	1
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	1	2	5	2
<i>Leptotila rufaxilla</i>	2	4	0	4
<i>Leptotila verreauxi</i>	2	7	0	7
<i>Machetornis rixosa</i>	2	0	0	0
<i>Manacus manacus</i>	0	4	9	4
<i>Megaceryle torquata</i>	1	0	0	0
<i>Megascops choliba</i>	1	2	0	2
<i>Milvago chimachima</i>	7	1	0	1
<i>Myiarchus swainsoni</i>	9	0	0	0
<i>Myiopagis caniceps</i>	2	0	4	0
<i>Myiozetetes similis</i>	7	3	0	3
<i>Myrmotherula axillaris</i>	0	6	0	6
<i>Nemosia pileata</i>	8	5	0	5
<i>Neopelma pallescens</i>	0	1	8	1
<i>Nyctibius griséus</i>	1	5	0	5
<i>Nyctidromus albicollis</i>	1	6	1	6
<i>Nystalus maculatus</i>	5	1	0	1
<i>Penelope superciliaris</i>	0	3	0	3
<i>Phaethornis ruber</i>	9	13	0	13
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	10	9	1	9
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	0	1	0	1
<i>Piaya cayana</i>	2	4	0	4
<i>Pitangus sulphuratus</i>	9	1	0	1
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	1	0	3	0
<i>Poecilatriccus fumifrons</i>	0	2	0	2
<i>Polioptila plumbea</i>	2	7	0	7
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	0	0	1	0

ESPÉCIES	EU	M	Redes (M)	Listas (M)
<i>Pyriglena atra</i>	3	4	6	4
<i>Rupornis magnirostris</i>	10	4	0	4
<i>Saltator maximus</i>	3	0	2	0
<i>Satrapa icterophrys</i>	0	1	0	1
<i>Serpophaga subcristata</i>	0	1	0	1
<i>Sicalis flaveola</i>	1	0	0	0
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	1	1	1
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	2	1	0	1
<i>Tachyphonus rufus</i>	0	1	0	1
<i>Tangara cayana</i>	16	14	2	14
<i>Tangara palmarum</i>	7	7	0	7
<i>Tangara sayaca</i>	8	7	0	7
<i>Thalurania glaucopis</i>	1	0	1	0
<i>Thamnophilus pelzelni</i>	5	12	6	12
<i>Todirostrum cinereum</i>	1	3	0	3
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	0	0	4	0
<i>Troglodytes musculus</i>	9	2	0	2
<i>Trogon curucui</i>	5	5	1	5
<i>Trogon rufus</i>	0	1	0	1
<i>Turdus amaurochalinus</i>	1	1	0	1
<i>Turdus flavipes</i>	0	0	2	0
<i>Turdus leucomelas</i>	4	5	0	5
<i>Tyrannus melancholicus</i>	16	2	0	2
<i>Urubitinga urubitinga</i>	0	1	0	1
<i>Vanellus chilensis</i>	4	0	0	0
<i>Vireo chivi</i>	7	9	5	9