

JOSÉ ROBERTO SILVEIRA MELLO JUNIOR

**AVIFAUNA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS E EM ÁREA DE CULTIVO DE
CANA DE AÇÚCAR NO MÉDIO TIETÊ**

Botucatu

2020

JOSÉ ROBERTO SILVEIRA MELLO JUNIOR

**AVIFAUNA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS E EM ÁREA DE CULTIVO DE
CANA DE AÇÚCAR NO MÉDIO TIETÊ**

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp campus
de Botucatu, para obtenção do título de
Mestre em Ciência Florestal (PPG
Ciência Florestal FCA/Unesp.

Orientador(a): Dra. Renata Cristina
Batista Fonseca

Botucatu

2020

M527a

Mello Junior, José Roberto Silveira

Avifauna de fragmentos florestais e em áreas de cultivo de cana de açúcar no médio Tietê / José Roberto Silveira Mello Junior. -- Botucatu, 2020

101 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu

Orientadora: Renata Cristina Batista Fonseca

1. Aves. 2. Matriz agrícola. 3. Cana de açúcar. 4. Fragmentação. 5. Paisagem. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Botucatu



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: AVIFAUNA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS E EM ÁREA DE CULTIVO DE CANA DE AÇÚCAR NO MÉDIO TIETÊ

AUTOR: JOSE ROBERTO SILVEIRA MELLO JUNIOR

ORIENTADORA: RENATA CRISTINA BATISTA FONSECA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em CIÊNCIA FLORESTAL, pela Comissão Examinadora:

Prof.ª Dr.ª RENATA CRISTINA BATISTA FONSECA
Ciência Florestal / Faculdade de Ciências Agrônomicas - UNESP

Prof.ª Dr.ª VERA LEX ENGEL
Ciência Florestal / Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu

Prof. Dr. CRASSO PAULO BOSCO BREVIGLIERI
Zoologia / Universidade Estadual de Campinas

Botucatu, 30 de janeiro de 2020

Aos meus amados avós,

Pai e Mãe,

Esposa e Filho

dedico

AGRADECIMENTOS

Aos meus queridos pais pelo apoio incondicional e incentivo aos estudos, sempre!!!.

A minha esposa Roberta e meu filho Neto pelo apoio e paciência nas horas difíceis, amos vocês.

Ao Profa. Dra. Renata Cristina Batista Fonseca, pela orientação, ensinamentos, paciência, muita paciência!!!! e exemplo de professora que levarei para o resto da minha vida.

Aos companheiro da Caapuã etê, de mais de 15 anos de viagens de campo, Ricardo, Olavo, Thiago (Foguinho), João Marcelo e Ângelo, valeu por esses anos de aprendizado.

Ao Moisés Guimarães pelo incentivo em retomar meus estudo, valeu pelo empurrão!!!

Aos professores que tive na pós, Renata, Zezé, Carmem, Iraê, Waldemir, mesmo os professores que tive pouco contato Vera e Giselda meu mais sincero obrigado pelas aulas, conversa, ideias e amizade.

Aos companheiro das aulas da pós que direta ou indiretamente estiveram juntos nessa jornada, Osório, Guilherme, Felipe (Grelha), Jayson, Marcelo, Ana, entre outros, meu muito obrigado.

A banca examinadora, Profa. Dra Vera Lex Engel e Dr. Crasso Boscollo pelos conselhos valiosos. Agradeço muito a atenção.

O presente trabalho foi realizado com apoio de Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“Existem muitas hipóteses na ciência que estão erradas. Isso é perfeitamente aceitável, elas são a abertura para achar as que estão certas.”

Carl Sagan

RESUMO

As constantes alterações no uso do solo e a configuração dos remanescentes florestais remodelam a distribuição das espécies de aves na paisagem. Em 2006/7 a expansão da cana de açúcar, para suprir a demanda de biocombustível, ocupou áreas de pastagens e de outras culturas agrícolas no interior do Estado de São Paulo. As áreas de cultivo de cana de açúcar são caracterizadas por plantio em grandes extensões de terra aumentando o isolamento dos remanescentes florestais e atuando como filtro nas comunidades das aves. Assim, esse trabalho teve como objetivo compreender como a avifauna se distribui no ambiente produtivo de cana de açúcar e nos fragmentos florestais adjacentes, lineares e não-lineares. E de avaliar quais variáveis, locais e/ou da paisagem são importantes para os valores de riqueza e de abundância de espécies de aves. Por fim, a indicação de espécies que apresentassem uma alta especificidade aos ambientes presentes na área produtiva para seu uso em programas de monitoramentos futuros. Foram realizados 200 pontos fixos, com um raio de 50 metros, em cinco ambientes amostrais: fragmentos (não-lineares); fragmentos lineares (matas ciliares); borda dos fragmentos; bordas de fragmentos lineares e nas áreas de cultivo de cana de açúcar. As amostragens ocorreram entre outubro de 2018 a março de 2019. Foram testadas a variância da riqueza e da abundância dos pontos amostrais e a relação entre a composição de espécies com os ambientes amostrais associado ao estágio sucessional. A diversidade foi analisada pelo índice de Shannon e a distribuição das espécies nos ambientes amostrais pela análise de correspondência. As espécies também foram classificadas pelas características de hábito alimentar, preferência de habitat e pela sensibilidade a alterações ambientais. A riqueza e a abundância foram confrontadas com 18 variáveis ambientais, sendo 8 variáveis locais e 10 variáveis da paisagem, para serem correlacionadas com a riqueza e a abundância de espécies através de um modelo aditivo generalizado (GAM). Para testar a preferência e/ou exclusividade das espécies pelos ambientes foi realizada a Análise de Espécies Indicadoras (*Indicator Species Analysis*). Foram obtidos os registros de 208 espécies de aves. A maior riqueza de espécies (138 sp.) foi observada no ambiente de fragmento linear (mata ciliar), seguida pelos ambientes de borda dos fragmentos lineares (121sp.), bordas de fragmentos não-lineares (106 sp.), fragmentos não-lineares (101 sp.) e com menor riqueza as áreas de cultivo de cana de açúcar (22 sp.). Entre as espécies amostradas, sete estão presentes na lista de espécies ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. A maior variação da riqueza e da abundância foi observada no ambiente de cana de açúcar com os demais ambientes. Os valores do índice de diversidade de Shannon acompanharam o observado na riqueza dos pontos amostrais, de maior valor da riqueza nos ambientes associados aos corpos d'água. Em geral, observou-se um maior número de espécies de baixa sensibilidade, insetívoras e nos ambientes mais alterados houve o predomínio de espécies onívoras. Das 18 variáveis ambientais, foram selecionadas 8 variáveis sem autocorrelação, sendo 4 variáveis locais e 4 variáveis da paisagem. Estas variáveis foram utilizadas nas análise exploratória e para os modelos aditivos generalizados, sendo utilizado o método de Akaike para selecionar o modelo mais parcimonioso. Entre os 8 modelos gerados, o modelo selecionado foi o composto por 2 variáveis locais, classificação do estágio

sucessional e classificação do estágio da cultura da cana de açúcar e 2 variáveis da paisagem, porcentagem de área florestada e o índice de isolamento *Meshsize*. Foram indicadas 60 espécies associadas aos ambientes e/ou à combinação de ambientes, sendo 12 espécies para o ambiente linear de mata ciliar e 11 para os fragmentos florestais não-lineares. Embora a maioria das espécies de aves amostradas possuam uma ampla distribuição na paisagem, foi possível avaliar como as espécies se distribuem na paisagem agrícola e reunir dados para subsidiar ações de conservação para as áreas agrícolas de cultivo de cana de açúcar.

Palavras-chave: Aves. Matriz agrícola. Cana de açúcar. Fragmentação. Paisagem. Indicação de espécies. Modelos aditivos generalizados.

ABSTRACT

The constant variations in land use and the configuration of forest remnants reshape the distribution of bird species in the landscape. In 2006 / 7, in order to supply the demand for biofuel, the expansion of sugarcane occupied areas of pastures and other agricultural crops in the interior of the State of São Paulo. Sugarcane cultivation areas are characterized by planting over large areas of land, increasing the isolation of forest remnants and acting as a filter in avian communities. Thus, the present work aimed to understand how the avifauna is distributed in the productive natural environment of sugarcane and in the linear and non-linear adjacent forest fragments. It also intended to assess which variables, locations and / or landscapes are important for the richness and abundance of bird species. Finally, it was also sought to indicate the species that present a high specificity to the environments present in the productive area for use in future monitoring programs. Two hundred fixed points, with a 50 meters radius, were performed in five different sample environments: fragments (non-linear); linear fragments (riparian forests); fragments edge; edges of linear fragments and in sugarcane cultivation areas. Sampling occurred between October 2018 and March 2019. The variance of the richness and abundance of the sampling points and the relationship between the species composition and the sampling environments associated with the successional stage were tested. Diversity was analyzed using the Shannon index, and the distribution of species in the sample environments was performed by correspondence analysis. The species were also classified by characteristics of eating habits, habitat preference and sensitivity to environmental changes. Richness and abundance were compared to 18 environmental variables - 8 local variables and 10 landscape variables - in order to be correlated with species richness and abundance through a generalized additive model (GAM). To test the preference and / or exclusivity of species for the environments, the Indicator Species Analysis was employed. Records of 208 species of birds were obtained. The greatest species richness (138 sp.) was observed in the environment of linear fragments (riparian forest), followed by the environments of linear fragments edges (121sp.), non-linear fragments edges (106 sp.), and non- linear fragments (101 sp.). The areas of sugar cane cultivation (22 sp.) were the ones presenting the lowest richness. Among the species sampled, seven are present in the list of Endangered Species in the State of São Paulo. The greatest variation in richness and abundance was observed in the sugarcane environment compared to the other environments. The values of the Shannon Diversity Index followed what was observed in the richness of the sampling points, which presented the highest richness value in the environments associated with bodies of water. In general, a greater number of low-sensitivity, insectivore species were observed. In the most altered environments there was a predominance of omnivorous species. Among the 18 environmental variables, 8 variables were selected without autocorrelation - 4 local variables and 4 landscape variables. These variables were subjected to an exploratory analysis and to generalized additive models, using the Akaike method to select the most pragmatic model. Among the 8 models generated, the model selected was the one composed of 2 local variables, classification of the successional stage, classification of the sugarcane culture stage

and 2 landscape variables, percentage of forested area and the Mesh Size isolation index. Sixty species associated with the environments and / or combination of environments were indicated - 12 species for the linear environment of riparian forest and 11 for the non-linear forest fragments. Although the majority of sampled bird species present a wide distribution in the landscape, it was possible to evaluate how the species are distributed in the agricultural landscape and to gather data to subsidize conservation actions for agricultural areas of sugarcane cultivation.

Keywords: Birds. Agricultural matrix. Sugarcane. Fragmentation. Landscape. Indication of species. Generalized additive model.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	20
2.1	Avifauna em áreas fragmentadas.....	20
2.2	Avifauna em áreas de cultivo de cana de açúcar.....	23
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	25
3.1	Área de Estudo.....	25
3.2	Uso do solo.....	27
3.3.	Delineamento Amostral.....	27
3.4	Levantamento da Avifauna.....	29
3.5	Descritores da Comunidade.....	31
3.6	Espécies Indicadoras.....	32
3.7	Relação Avifauna X Variáveis Ambientais.....	32
4	RESULTADOS.....	36
4.1	Classificação do uso do solo.....	36
4.2	Comunidade geral e dos ambientes amostrais.....	37
4.3	Análise de variância da riqueza e abundância dos pontos amostrais.....	40
4.4	Características ecológicas das espécies.....	42
4.5	Relação das variáveis ambientais.....	45
4.6	Modelos Aditivos Generalizados – GAM.....	46
4.7	Indicação de espécies (VI).....	49
5	DISCUSSÃO.....	54
6	CONCLUSÃO.....	59
	REFERÊNCIAS.....	61
	APENDICE A.....	69
	APENDICE B.....	70
	ANEXO A.....	83
	ANEXO B.....	90
	ANEXO C.....	98

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional aumenta a demanda por recursos naturais, sendo cada vez mais difícil a conservação das áreas naturais (PROGRAM DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO, 2005; DEAN, 1997; ELLIS; RAMANKUTTY, 2008). Em regiões onde a ocupação humana está consolidada é observado que a intensidade e o tempo dessa ocupação influenciam nas características físicas e ambientais locais (ELLIS; RAMANKUTTY, 2008).

Em uma meso escala, como a da paisagem, é observada a redução da área de vegetação nativa contínua em fragmentos florestais de diferentes formas, tamanhos e graus de isolamento. Esses fragmentos são circundados por uma matriz que pode atuar com um “filtro” para as espécies e para os processos ecológicos mantenedores da diversidade populacional, como fluxo gênico entre as populações dos fragmentos, aumentando o isolamento entre as manchas remanescentes (METZGER, 1998; BIERREGAARD et al., 1992).

Essas ações transformadoras da paisagem tem por finalidade a conversão do uso do solo para diferentes tipos de uso, sendo o mais comum o para a agricultura (FERRAZ et al, 2014). Nas áreas agrícolas, o uso do solo pode assumir um aspecto dinâmico, acompanhando as tendências econômicas do país e mundial (LAMBIN; MEYFROIDT, 2010). No início do século XXI o Brasil teve um aumento das áreas de cultivo de cana de açúcar em resposta ao aumento da demanda nacional e mundial por biocombustíveis (CAMARGO et al, 2008; MARTINELLI; FILOSO, 2008; BERNARD et al, 2011).

O Brasil é atualmente o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo com a sua produção concentrada nas regiões Centro-Sul e Nordeste, principalmente na região Centro-Sul, particularmente no estado de São Paulo. De acordo com a FAOSTAT (2019), para a safra 2017/18, o Brasil produziu aproximadamente 39% da cana de açúcar mundial, o equivalente a 23% da produção da Índia que é a segunda maior produtora de cana-de-açúcar do mundo.

No Brasil, o estado de São Paulo é responsável por 56% da produção interna de cana de açúcar (UNICA, 2019), com a produção de 357.142 mil toneladas na safra 2017/2018. Em termos de produção de cana-de-açúcar, isso equivale a 16% a mais que a produção da Índia e também representa uma produção maior do que os quatro

maiores produtores mundiais (China, Tailândia, Índia e Paquistão). O Estado de São Paulo possui 5.555.502 hectares de cana de açúcar plantada (CANASAT, 2018), correspondendo um pouco a mais que 22% da área total do estado.

Neste contexto de diferentes usos do solo há um aumento na demanda por estudos ecológicos em áreas destinadas a agricultura, que compõem as maiores áreas nas paisagens antrópicas (METZGER, 2001). Também é conhecido que a composição e o manejo empregado nas matrizes podem influenciar de forma direta a biodiversidade dos remanescentes florestais (PREVEDELLO; VIEIRA, 2010).

Os estudos relacionados a ecologia da paisagem buscam compreender como as diferentes culturas e/ou matrizes e as diferentes configurações na paisagem agrícola interagem com os diferentes grupos biológicos (DELGADO; MOREIRA, 2000; MULWA et al, 2012; BUECHLEY et al, 2015). O grupo das aves é o mais utilizado em estudos de ecologia como bioindicador da qualidade ambiental (STRAUBE et al, 2010), por fornecer uma elevada quantidade de dados em um curto período de tempo (SHUTHERLAND et al, 2004; SEKERCIOGLU, 2006). As espécies indicadores possuem uma íntima relação com o habitat que utiliza, onde a partir da presença/ausência e/ou da abundância dessas espécies é possível conhecer as características do estado de conservação e da qualidade dos serviços ambientais ali presentes (SAVE BRASIL, 2018).

Portanto, o entendimento de como as comunidades de aves interagem com as áreas de cultivo da cana-de-açúcar é fundamental para a conservação das espécies no interior paulista. Esses estudos, embora ainda sejam escassos e isolados no Brasil (CROZARIOL, 2008; BENCKE; DIAS, 2010; SILVA et al, 2015;), podem auxiliar na melhora do planejamento agrícola, permitindo que a produção agrícola seja aliada à conservação da biodiversidade (FAHRIG, et al, 2011).

Neste contexto, o objetivo desse estudo é compreender como as espécies de aves utilizam os diferentes ambientes presentes nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar utilizando variáveis ambientais locais e da paisagem. Foi objetivo também do trabalho a busca de espécies de aves que apresentem alta especificidade com os ambientes analisados para que possam ser utilizados como espécies indicadoras em programas de monitoramentos futuros. E, por fim, buscou-se elaborar modelos preditivos para a riqueza e para a abundância através das variáveis ambientais locais e da paisagem.

Assim, esse trabalho teve como objetivo, compreender como a avifauna se distribui no ambiente produtivo de cana de açúcar e nos fragmentos florestais adjacentes, lineares e não-lineares. E de avaliar quais variáveis, locais e/ou da paisagem são importantes para os valores de riqueza e de abundância de espécies de aves. Por fim, a indicação de espécies que apresentassem uma alta especificidade aos ambientes presentes na área produtiva para seu uso em programas de monitoramentos futuros.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Avifauna em áreas fragmentadas

Os estudos da fragmentação, baseado na Teoria de Biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967), pressupõem que o tamanho do fragmento de habitat e o isolamento da área fonte de diversidade e dos demais fragmentos são as principais causas da perda de diversidade (DIAMOND, 1975; HENLE et al, 2004).

Embora a perda de habitat e a fragmentação possuam a mesma origem podem levar a consequências correlatas, mas distintas (JAEGER, 2000). A perda de habitat implica na redução de área sem necessariamente sua fragmentação, já a fragmentação leva a perda de habitat e ao aumento do número de manchas de menor tamanho com diferentes formas (FAHRIG, 2003).

Diferentes estudos avaliam os efeitos da fragmentação na comunidade das aves com uma abordagem ecológica (GIMENES; ANJOS, 2003). Entre esses estão o efeito de borda na alteração da composição de espécies, onde a comunidade da borda difere da comunidade do interior dos fragmentos com relação à composição, embora a faixa da borda dos fragmentos evitada pelas espécies florestais possam variar (LAURENCE et al, 2001; BANKS, 2009). O tamanho e isolamento dos fragmentos atuam como limitadores da diversidade biológica, sendo observado que somente parte da biota regional possui habilidades para transpor as distâncias entre os fragmentos florestais e manter o fluxo de migração e imigração normal entre as populações (BANKS, 2009; MARTESEN, 2008; UEZO, 2006; BOSCOLO; METZGER, 2009, 2011).

Estudos que abordam o sucesso reprodutivo das espécies pela taxa de predação de ninho, em áreas fragmentada e contínuas, observam que em áreas com maior grau de fragmentação também possuem as maiores taxas de predação de ninhos (MELO; MARINI, 1997).

Já os efeitos da matriz que circunda os fragmentos florestais são pouco explorados nos estudos ecológicos, mas são de extrema importância para a conservação, por representar a capacidade das espécies em transpor a matriz de não habitat entre as áreas fragmentadas (PENTEADO, 2006; BOSCOLO et al, 2008).

Em manchas contínuas de floresta tropical as aves florestais evoluíram com habilidades ecológicas que muitas vezes inviabiliza sua sobrevivência em fragmentos menores. As pequenas manchas não possuem a capacidade de manter as necessidades ecológicas das espécies como as áreas maiores. Como exemplo, as espécies de aves insetívoras florestais amazônicas que são associadas as formigas de correição. A incapacidade dos fragmentos menores em sustentar a comunidade das formigas de correição limita indiretamente a ocorrência das aves dependentes dessas formigas (LAURENCE et al, 2001).

As espécies consideradas florestais apresentam uma maior frequência de ocorrência e/ou exclusividade de ocorrência nas áreas *core* dos fragmentos. Essa porcentagem de área *core* pode ser limitante para a ocorrência das espécies florestais. A porcentagem de área *core* disponível tem relação direta com o tamanho e a forma do fragmento, restringindo na maioria das vezes a ocorrência destas espécies nos fragmentos de maior tamanho (BANKS, 2009).

O balanço do modelo de equilíbrio entre a taxa de imigração e a taxa de extinção podem ser modeladas também pelo tamanho e o isolamento das manchas de habitat. O efeito do isolamento das manchas de habitat pode sobrepor o efeito do tamanho da área. Assim, áreas grandes e isoladas ficam progressivamente empobrecida com a distância das áreas fonte de diversidade (MacARTHUR; WILSON, 1967). Em áreas pequenas e/ou isoladas há uma diminuição da taxa de imigração de novas espécies, essa diminuição é devido ao número restrito de espécies que apresentem habilidades de permear pela matriz de não habitat, reduzindo desta forma o número de espécies que chegam até as áreas isoladas.

Hayes (1995) relata que as transições abruptas entre diferentes tipos de formação florestal e de uso do solo podem atuar como barreiras para a dispersão das aves quando analisadas espécies exclusivas de interior de floresta. Até as clareiras lineares, como estradas, podem servir de barreira para a dispersão, isolando as comunidades mesmo com uma curta faixa de ruptura na continuidade dos habitats (GOOSEM, 1997).

Diferentes estudos propõem que o processo de avaliação das condições ecológicas existentes sejam focadas em grupos biológicos indicadores, para diminuição dos custos e aumento da eficiência dos estudos (CONAMA, 1986;

JORGENSEN et al, 2010). As aves podem e vêm sendo utilizadas como modelos para estudos a fim de acessar as condições ecológicas dos ambientes (SAVE, 2018).

O acesso às condições ecológicas existentes em alguns remanescentes de habitat natural por meio da avifauna pode não ser tão simples. A quantidade de fatores locais e da paisagem que influenciam a ocorrência das aves nos remanescentes florestais e o de históricos de perturbações dos remanescentes podem dificultar ou diluir os fatores preditivos da avifauna (AWADE; METZGER, 2008; BOSCOLO et al, 2008; MARTENSEN et al, 2008, BOSCOLO; METZGER, 2009, 2011; RIBEIRO et al, 2009; FERRAZ, et al, 2012).

Em ambientes fragmentados e com altos níveis de degradação há predomínio da guilda alimentar de espécies onívoras, se assemelhando as espécies observadas na borda dos fragmentos. As espécies onívoras se movimentam com mais frequência entre os fragmentos e são geralmente insetívoras menos especializadas. O processo contrário ocorre com as espécies frugívoras e insetívoras de sub-bosque que diminuem sua ocorrência com a diminuição da área do fragmento (MOTTA-JUNIOR, 1990). Em áreas de cerrado, Marini (2001) observou que manchas menores apresentam um número menor de espécie, mas que a relação entre os níveis tróficos foram iguais, exceto pelos granívoros que aumentam nas áreas menores pelo aumento de gramíneas.

Outro exemplo são as aves insetívoras escaladoras, das famílias Dendrocolaptidae e Picidae, que são comumente correlacionadas com áreas florestais mais estruturadas verticalmente, principalmente no sub-bosque e no dossel, e de áreas maiores em tamanho (ALEIXO; VIELLIARD, 1995). Soares e Anjos (1999) relataram a relação entre a queda da riqueza de espécies escaladoras de tronco com a diminuição da área dos fragmentos florestais pela consequente diminuição dos diâmetros das árvores dos fragmentos menores. O mesmo fenômeno foi observado por Aleixo e Vielliard (1995) na mata de Santa Genebra na região de Campinas-SP, sendo relacionada a queda da riqueza de espécies escaladoras de tronco ao isolamento e aos efeitos de degradação gerados pela fragmentação. Onde o aumento do efeito de borda dos fragmentos levou a diminuição da área *core* livre dos efeitos da borda.

2.2 Avifauna em áreas de cultivo de cana de açúcar

No Brasil, as matrizes que circundam os remanescentes florestais são compostas por áreas urbanas e áreas rurais destinadas à agricultura, pecuária, exploração de minérios e agroindústrias. Com isso, são crescentes os estudos do uso das aves e como as alterações da paisagem podem aumentar ou limitar a permeabilidade dessas matrizes (ALEXANDRINO, 2010).

No Estado de São Paulo, os remanescentes florestais apresentam diferentes tamanhos e formas, inseridos em uma grande matriz antropogênica de diferentes usos (RIBEIRO et al, 2009; GOULART, 2012). Onde, aumentar a conectividade via áreas antropogênicas é o maior desafio atual para a manutenção da biodiversidade (TAYLOR et al., 1993).

Diferentes estudos buscam entender como essas mudanças de uso da terra nas áreas urbanas (GREEN, 1886; CATTERALL et al, 1998) e nas áreas rurais (HOBBS; SAUNDERS, 1991; BENNET; FORD, 1997) influenciam na dinâmica e na composição das espécies de aves. Esses estudos mostram um aumento da riqueza de espécies florestais em relação ao aumento da área dos remanescentes e um aumento de espécies que toleram áreas abertas e/ou perturbadas com a diminuição da área dos fragmentos (LOYN, 1985, 1987; LYNCH; SAUNDERS, 1991).

Na área rural, as práticas agrícolas empregadas nem sempre são planejadas e manejadas levando-se em consideração os processos ecológicos presentes, nem como os processos ecológicos podem auxiliar no processo produtivo (GOULART, 2012). Entre os serviços que os ecossistemas podem oferecer para as áreas agrícolas estão a regulação do clima, uso extrativista de produtos madeireiros e não madeireiros, manutenção da biota responsável pela ciclagem dos nutrientes (ALHO, 2012), controle de pragas por espécies insetívoras e polinização nas lavouras (BALEN, 1989; ZOU et al, 2017).

Estudos realizados em áreas agrícolas associam o histórico local do uso da terra como fatores determinantes na capacidade da matriz abrigar espécies (LAWTON et al., 1998). As áreas de cultivo de cana, quando comparadas com outros usos agrícolas mostram que o ambiente canavieiro é o mais pobre em riqueza e abundância

de espécies perante outros usos, como o da pastagem (MARTIN; CATTERALL, 2001; PENTEADO, 2006; ALEXANDRINO, 2015).

Miranda (2006), estudando a fauna de vertebrados terrestres (aves, mamíferos e herpetofauna) em áreas de cultivo de cana orgânica, mostra uma tendência de maior riqueza de espécie em áreas de menor perturbação e estabilidade ambiental ao longo do tempo para todos os grupos taxonômicos.

Os fragmentos do norte do estado do Rio de Janeiro, inseridos em uma região canavieira, apresentaram somente 10,6% das 414 espécies conhecida para a região. Entre as espécies registradas no estudo, 47% utilizaram o interior e a borda dos fragmentos, sendo consideradas florestais. Já 36,4% das espécies são consideradas típicas de borda e área aberta, 13,6% foram registradas somente sobrevoando os fragmentos e 2,3% utilizaram os fragmentos exclusivamente como abrigo noturno (PIRATELLI et al, 2005).

Na região de Barretos, monitorando o uso das aves nos ambientes de fragmentos florestais, mata ciliar e área de cultivo de cana de açúcar, Mello Jr et al (2012) observaram que a maior média de riqueza observada nos pontos fixos foram nos ambientes florestados próximos aos rios (mata ciliar) e sua respectiva borda com a área agrícola. Os fragmentos florestais e sua respectiva borda com a área agrícola apresentaram menor riqueza e diferença na composição de espécies em relação às matas ciliares. Já as áreas agrícolas destinadas ao cultivo de cana de açúcar apresentavam um baixos valores de riqueza e abundância. A similaridade na composição das espécies também diferiu entre os ambientes amostrados, sendo maior entre os ambientes florestados com suas respectivas bordas e uma alta dissimilaridade entre os ambientes florestados e as áreas de cultivo de cana de açúcar (MELLO JR et al, 2012).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O presente estudo tem como área amostral três microbacias com produção de cana de açúcar, as microbacias do córrego Araquazinho, rio Araquá, rio Capivara, totalizando uma área de 80.201,31 hectares de extensão. Entre as microbacias inseridas na área amostral a maior área é do rio Capivara com 37.893,5 hectares, seguida pela microbacia do Araquá com 33.161,97 hectares, e a menor microbacia do ribeirão Araquazinho com 9.145,84 hectares.

A área amostral, inserida na Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHI 10 - Tietê/Sorocaba, está situada no Médio Tietê, na margem esquerda, com centroide localizado na coordenada central 22k 762361.303E/7480469.364S (SIRGAS2000/UTM/22S). A maior extensão amostrada foi nas partes mais baixas das microbacias, onde predomina a cultura da cana de açúcar, estendendo-se até as áreas da Cuesta Basáltica nas partes à montante das microbacias, compreendendo parte dos municípios de São Manoel e Botucatu, Estado de São Paulo (**Figura 1**).

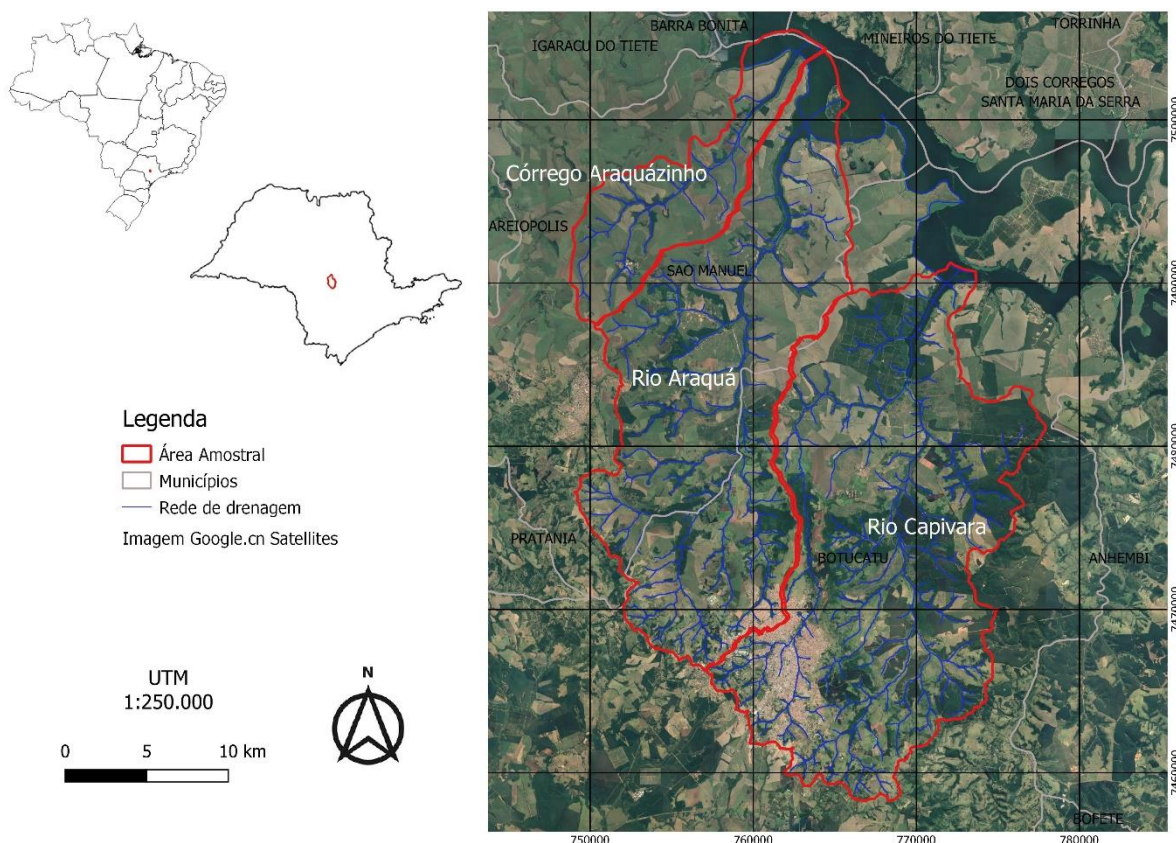
O clima da região é classificado segundo Köppen e simplificado por Setzer (1966) como *Cfa* – com clima temperado, chuvoso e com ventos predominantes do sudeste (SE). Segundo Martin (1989), a temperatura média na região é de 20,2°C, tendo a temperatura média nos meses mais quente de 23,2°C e 16,9°C nos meses mais frios. A precipitação anual tem a média de 1.447 mm, com a precipitação média de 223,4 mm no meses chuvosos e 37,8 mm nos meses mais secos.

O relevo das microbacias estudadas englobam uma pequena porção das áreas da Cuesta, região mais a montante das microbacias do Capivara e do Araquá, e uma maior extensão na depressão periférica do Planalto Ocidental (CARREGA, 2006).

Sua formação geológica é constituída de arenitos do Grupo Bauru – Formação Marília e Adamantina e por rochas eruptivas básicas da Formação Serra Geral do grupo São Bento e por arenitos das Formações Botucatu e Pirambóia (Vilas Boas, 1991). Segundo Piroli (2002), os solos da região são classificados em: Latossolo Vermelho distrófico, Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, Neossolo Litólico

eutrófico, Neossolo Quartzarênico órtico distrófico, Gleissolo Háplico Tb distrófico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico.

Figura 1 - Delimitação da área amostral de estudo, compreendendo as microbacias do Capivara, Araquá e Araquazinho nos municípios de Botucatu e São Manuel, Estado de São Paulo, com a rede de drenagem. Escala: 1:250.000.



A vegetação na área amostral é classificada em 3 fitofisionomias, sendo a Floresta Estacional Semidecidual predominante na frente da cuesta, o Cerradão predominante no reverso da cuesta na depressão periférica e a Mata Ciliar ao longo das redes de drenagem. A fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual, assim como o Cerradão, estão inseridas nas áreas agricultáveis do estado de São Paulo com um longo histórico de uso, levando à fragmentação e ao isolamento dos remanescentes florestais (SINBIOTA, 2014).

A região ainda apresenta uma alta diversidade da avifauna, onde a compilação dos registros obtidos por diferentes autores chega a 342 espécies para a região do estudo (NISHIDA et al, 2018).

3.2 Uso do solo

Inicialmente, com o auxílio do *software opensource* QGIS, foi realizada a classificação do uso do solo das três microbacias da unidade amostral. Foram classificados apenas dois usos do solo: a) áreas de mata nativa e b) áreas de cultivo de cana de açúcar. Para a classificação foi utilizada imagem LandSat 8 de fevereiro de 2018, obtida no site do INPE disponíveis para download e a imagem Google disponível no repositório do QGIS.

3.3 Delineamento Amostral

Foram selecionados de forma não sistematizada e aleatória 200 pontos fixos para as amostragens, divididos em 5 categorias de ambiente: 40 pontos fixos no interior dos fragmento florestais não-lineares (**Fr**), 40 pontos fixos nos fragmentos lineares, as matas ciliares (**FI**), 40 pontos nas áreas de cultivo de cana de açúcar (**C**) e 40 pontos fixos para cada uma das interfaces das áreas florestadas com áreas de cultivo de cana de açúcar (**FrC** e **FIC**) (**Figura 2**).

Foi testada a correlação espacial entre os pontos fixos pelo teste de Mantel (OKSANEN 2009), sendo realizado um teste com os 200 pontos fixos e outros cinco testes com os 40 pontos fixos de cada ambiente, para que cada ponto fixo seja uma unidade amostral independente espacial e/ou temporalmente.

Em cada ponto amostrado foi adotada uma classificação como indicadora do estágio sucessional do ponto em campo, seguindo a classificação adotada nas legislações nacional e estadual dos estágios sucessionais (SMA 64/09; Lei Estadual 13.550/2009; Resolução CONAMA 001/94). A classificação foi apenas de forma visual, tendo como principais parâmetros a presença de gramíneas no sub-bosque, tamanho do dossel, presença/ausência de serrapilheira, fechamento de copa, lianas e estrutura do sub-bosque (**Quadro 1**). As áreas florestadas foram classificadas na escala de 1 a 4, sendo 1: ambientes não florestados com apenas estrato arbustivo e herbáceo; 2: ambientes florestados com indivíduos arbóreos descontínuos, 3:

ambientes florestados com dossel descontínuo; e 4: ambientes florestados com dossel contínuo e a presença de sub-bosque e serrapilheira.

Para o ambiente de cultivo de cana de açúcar (**C**) foi adotado uma classificação em relação ao estágio da cultura também com a escala de 1 a 4, sendo 1: talhões após colheita; 2: talhões de plantio de cana de açúcar com 0 a 0,5 metros de altura da cana de açúcar; 3: talhões com a cultura entre 0,6 a 1,5 metro de altura ou surgimento dos primeiros gomos; e 4: talhões com a cultura sem o acesso a mecanização entre 1,5 a 2 metros de altura. Essa classificação tentou separar as etapas de manejo agrícola realizadas pelas agroindústrias nas áreas de cultivo de cana de açúcar.

Figura 2 - Representação fotográfica dos ambientes amostrais, ambiente de fragmentos (Fr), borda do fragmento (FrC), ambiente de mata ciliar (FI), ambiente de borda da mata ciliar (FIC) e ambiente de cultivo de cana de açúcar (C).



a) Fragmento Florestal - Fr



b) Borda de Fragmento e Cana - FrC



c) Mata Ciliar - FI



d) Borda de Mata Ciliar e Cana - FIC



e) Cana de Açúcar – C

Quadro 1 - Parâmetros analisados em campo para a classificação do estágio de sucessão das áreas florestadas. Adaptação da legislação: SMA 64/09; Lei Estadual 13.550/2009; Resolução CONAMA 001/94.

Parâmetros Avaliados
a) Estrato vertical (dossel, estrato médio e sub-bosque)
b) Continuidade entre as copas
c) Presença ou ausência de serrapilheira
d) Presença de lianas
e) Presença de gramíneas

3.4 Levantamento da Avifauna

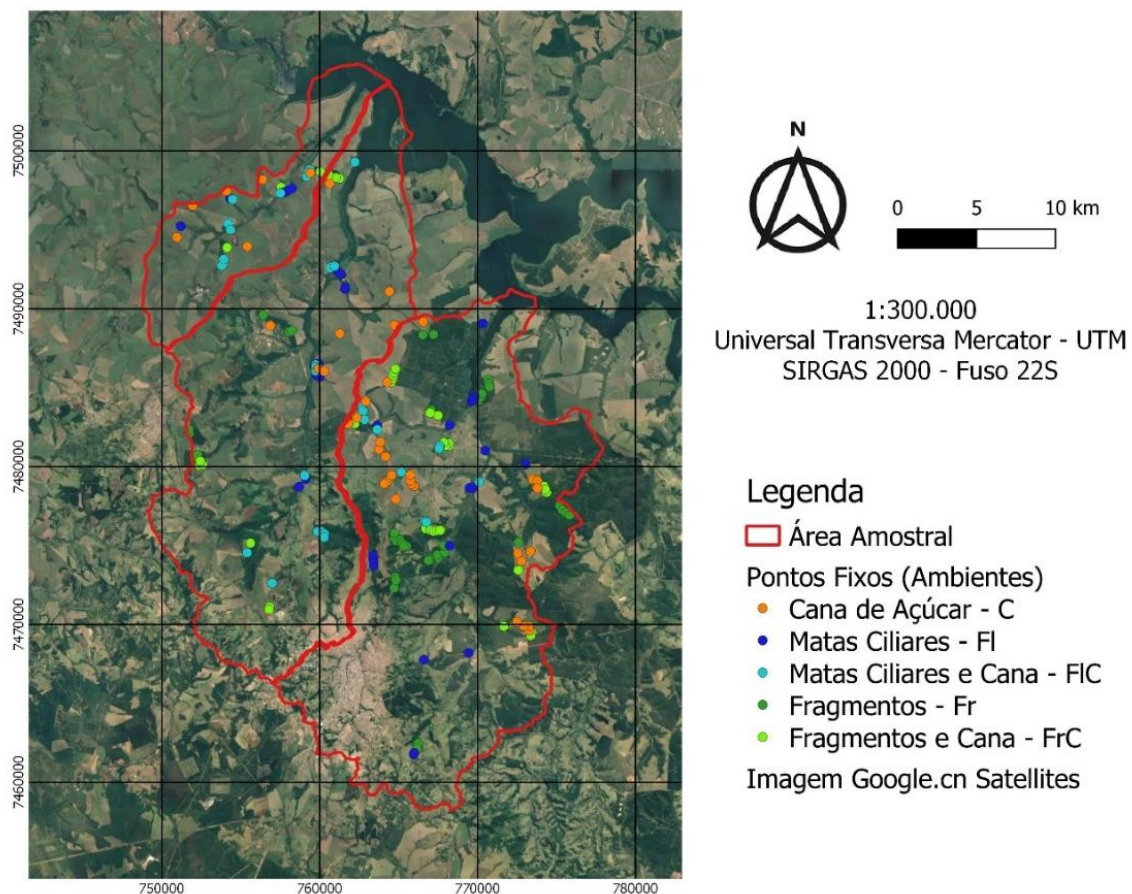
O levantamento da avifauna foi realizado pelo método de ponto fixo de escuta (BIBBY et al, 2000; VIELLIARD et al 2010) adaptado para um raio de 50 metros para as amostragens (**Figura 3**). Foi padronizado um esforço de 10 minutos de amostragem nos pontos fixos, sendo anotada a espécie e o número de indivíduos, através de registros visuais e auditivos. As amostragens foram conduzidas entre outubro de 2018 a março de 2019.

O uso do raio de 50 metros auxilia na obtenção de registros específicos dos ambientes amostrais, já que os ambientes de mata ciliar na Área de Preservação Permanente - APP em geral seguem a largura estabelecida pelo Código Florestal (Lei)

de no mínimo de 30 metros para as ordens das microbacias estudadas, exceto as margens do rio Tietê.

Foram amostrados 200 pontos fixos, sendo que para cada ambiente foi realizado 40 pontos fixos. Para a definição do número de pontos fixos foi utilizado o *software* GPower 3.0.3 (FAUL, 2006) com um erro $\alpha = 0,05$, $\beta = 0,2$, um *effect size* de 0,25 com um poder do teste de 0,809 para as amostras. A nomenclatura e ordem taxonômica utilizadas seguiram a do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014).

Figura 3 - Área amostral com a localização dos 200 pontos fixos da amostragem da avifauna realizados nos cinco ambientes amostrais.



3.5 Descritores da Comunidade

Para a descrição da diversidade da comunidade de aves foi utilizado a riqueza e o número de indivíduos das espécies para cada ponto fixo realizado e sua somatória por ambiente. Para estimar a riqueza de espécies as amostras foram randomizadas 100 vezes no *software* EstimatesWin 9.10 (COLWELL, 2013) para obter a riqueza estatística da amostra de cada ambiente pelos estimadores Bootstrap e Jackknife 1ª ordem.

Para a análise da variância dos valores de riqueza e de abundância de cada ambiente foi realizado o teste de Kruskal-Wallis, teste não paramétrico, e o teste de Wilcoxon para analisar par a par a variância entre os ambientes. Para testar a correlação entre a combinação dos ambientes amostrais e o estágio sucessional dos fragmentos com a matriz das espécies foi utilizado a análise não paramétrica PERMANOVA.

Para descrever e comparar a diversidade dos ambientes também foi estimado o índice de Shannon (H'). Para verificar a equabilidade foi utilizado o índice de equitabilidade de Pielou (J), que permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes (PIELOU, 1966). Seu valor apresenta uma amplitude de 0, uniformidade mínima, a 1, uniformidade máxima.

Foi realizada uma análise de correspondência - CA para verificar a distribuição das espécies nos ambientes em um plano cartesiano. A CA é uma ferramenta estatística para dados multivariados com variáveis categóricas, visando representar os conjuntos de dados através de um modelo gráfico para facilitar a interpretação da relação entre mais de uma variável em conjunto (ZAR, 1996).

A abundância foi expressa pela frequência de ocorrência - FO, que é a proporção de indivíduos da espécie para o total de indivíduos registrados (VIELLIARD et al, 2010).

As espécies foram classificadas pelo seu habitat de maior ocorrência, estrato de forrageio, sensibilidade a alterações ambientais e sua guilda trófica (SILVA; ALEIXO, 1996; Parker III et al, 1996; WILLIS; ONIKI, 1981; SICK, 1997). As espécies foram confrontadas com as listas estadual (Dec. Est. 63.853/2018), nacional (ICMBIO, 2016) e global (IUCN, 2018) para espécies ameaçadas de extinção.

3.6 Espécies Indicadoras

Para testar a preferência das espécies amostradas por ambientes foi realizada a Análise de Espécies Indicadoras (*Indicator Species Analysis*) (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997) que utiliza o teste de Monte Carlo ($\alpha=1\%$). A análise foi realizada com o auxílio do pacote *indicspecies* (DE CACERES; LEGENDRE, 2009) disponíveis no repositório CRAN.R para o programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

Nesta análise, com a abundância de cada espécie nos diferentes ambientes obtidos nos pontos fixos foi gerado um Valor de Indicação (VI), o qual indica a relação de ocorrência das espécies em cada ambiente amostral. O VI é validado por meio de comparações estatísticas entre os resultados gerados em campo e o VI obtido pela permutação das amostras (DE CACERES; LEGENDRE, 2009).

Resultados significativos do teste do VI indicam as espécies que possuem distribuição não aleatória entre os ambientes, sugerindo que possam ter preferências entre os ambientes. O inverso, onde o teste seja não significativo, indica quais as espécies ocorreram de forma aleatória nas amostras sem preferência de ambiente (ANJOS, 2006; PIRATELLI et al, 2008; ALEXANDRINO, 2015).

Os valores do VI são baseados em dois índices calculados na mesma análise, que são os valores de **A**: que é a comparação se o ambiente que a espécie foi indicada é exclusivo ou se a espécie ocorre em mais ambientes, verificando a especificidade ao ambiente que foi indicada; e **B**: que é a quantidade de pontos do mesmo ambiente que a espécie foi indicada, ou seja, a fidelidade da espécie ao ambiente (DE CACERES; LEGENDRE, 2009).

3.7 Relação Avifauna X Variáveis Ambientais

Como variáveis preditoras, locais e da paisagem, da riqueza e da abundância das espécies, foram utilizadas 18 variáveis com informações para cada ponto fixo, tendo com limite um *buffer* de 1.000 metros de raio (**Quadro 2**).

O NDVI e as métricas de paisagem foram calculados no QGIS, onde para o cálculo do NDVI foi utilizado as bandas do vermelho e vermelho próximo, sendo um bom indicativo da condição de plantas, incluindo áreas florestadas, para escalas espaciais maiores (PONZONI; SHIMABUKURO, 2007). As métricas da paisagem foram calculadas pelo complemento *LecoS* versão 3.0.0, que são baseadas nas análises feitas pelo FRAGSTAT (McGARIGAL et al, 2012).

As variáveis de densidade de drenagem, declividade, tipo de solo foram obtidas no site AMBDATA, com dados na escala espacial de 1.000 metros. O mapa de solo utilizado é o disponibilizado pela EMBRAPA (1999) no novo sistema de classificação de solo apresentado na escala 1:5.000.000. A declividade é a relação entre a diferença de altura entre dois pontos e a distância horizontal entre esses pontos e podem ser expressos em porcentagem.

A grade de densidade de drenagem utilizada é a aplicação de um algoritmo de interpolação espacial pelo método de *Kernel* sobre os dados de rede de drenagem (XIMENES, 2008) fornecida pelo projeto *HydroSHEDS* (LEHNER et al. 2006), derivada das imagens SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*), de resolução espacial original de 15 arc-segundos, ou aproximadamente 500 m.

Quadro 2 - Variáveis preditoras, locais e da paisagem, para a riqueza e da abundância de espécies utilizadas nas análises exploratória de nMDS e no modelo aditivo generalizado GAM. As informações obtidas em campo foram utilizando GPS, as da paisagem pelo software QGIS, complemento *LecoS*, e site AMBDATA.

Variáveis	Código	Fonte
Locais:		
1. Coordenada geográfica latitude	X	GPS
2. Coordenada geográfica longitude	y	GPS
3. Classificação sucessional dos fragmentos	classif_frag	em campo
4. Classificação do estágio da cultura da cana de açúcar	classif_cana	em campo
5. Declividade do terreno	decli	AMBDATA
6. Densidade de drenagem	dens_dren	AMBDATA
7. Índice normativo de vegetação	ndvi	QGIS

Variáveis	Código	Fonte
8. Distância do ponto fixo das fragmentos	dist_frag	QGIS
Paisagem:		
9. Porcentagem de cobertura vegetal	%land	QGIS/LecoS
10. cobertura vegetal	Land_cover	QGIS/LecoS
11. Extensão da borda	Edge_length	QGIS/LecoS
12. Número de manchas	N_Patches	QGIS/LecoS
13. Dimensão fractal	Fractal_Dim	QGIS/LecoS
14. Índice de forma	Shape_ratio	QGIS/LecoS
15. Área core	Core_area	QGIS/LecoS
16. Índice de coesão	Patch_cohesion	QGIS/LecoS
17. Meshsize	Meshsize	QGIS/LecoS
18. Splitting	Splitting	QGIS/LecoS

As variáveis preditoras e resposta foram padronizadas pelo método de *gower* (LEGENDRE; GALLAGHER 2001). Foi testada a normalidade multivariada das variáveis ambientais pelo método de Skewness e Shapiro-Wilk, seguidas pelo teste de Levene para verificar a homocedasticidade dos dados.

Mesmo com a padronização dos dados não foi observada a normalidade dos dados, sendo adotado um conjunto de análises não paramétricas para as amostras. Para verificação das variáveis preditivas significativas para a amostra foi realizada uma ordenação multivariada Escalonamento Multidimensional Não Métrico – *NMDS* no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008) seguidas por permutações.

Para gerar os modelos de riqueza, de abundância e a significância das variáveis foi utilizado o Modelo Aditivo Generalizado- *GAM*. Para a seleção do melhor modelo foi utilizado o critério de informações *Akaike* – *AIC* e o critério *Bayesiano de Schwarz* – *BIC*. O *AIC* busca o modelo mais parcimonioso, isto é, o modelo que envolva o mínimo de parâmetros possíveis a serem estimados e que explique bem o comportamento da variável resposta. Já o *BIC* tem como pressuposto a existência de um “modelo verdadeiro” que descreve a relação entre a variável dependente e as diversas variáveis explanatórias entre os diversos modelos sob seleção (WOLFINGER, 1993).

Para a seleção dos modelos foi utilizado o Critério de Informação de *Akaike* corrigido para amostras pequenas (*AICc*). O $\Delta AICc$ (*delta Akaike Information Criterion*) mede a diferença de cada modelo candidato em relação ao melhor modelo (Anderson;

Burnhan, 2004). Os modelos MAG ou GAM foram gerados utilizando o pacote '*gam*' no ambiente de programação R (R Core Team, 2016).

4 RESULTADOS

4.1 Classificação do uso do solo

Da área total do estudo (80.201,3 ha), foram mapeados 53,59% do uso do solo, isto é, 20,01% de área total de floresta e 33,58% do total de área de plantio de cana de açúcar mapeados (**Tabela 1**).

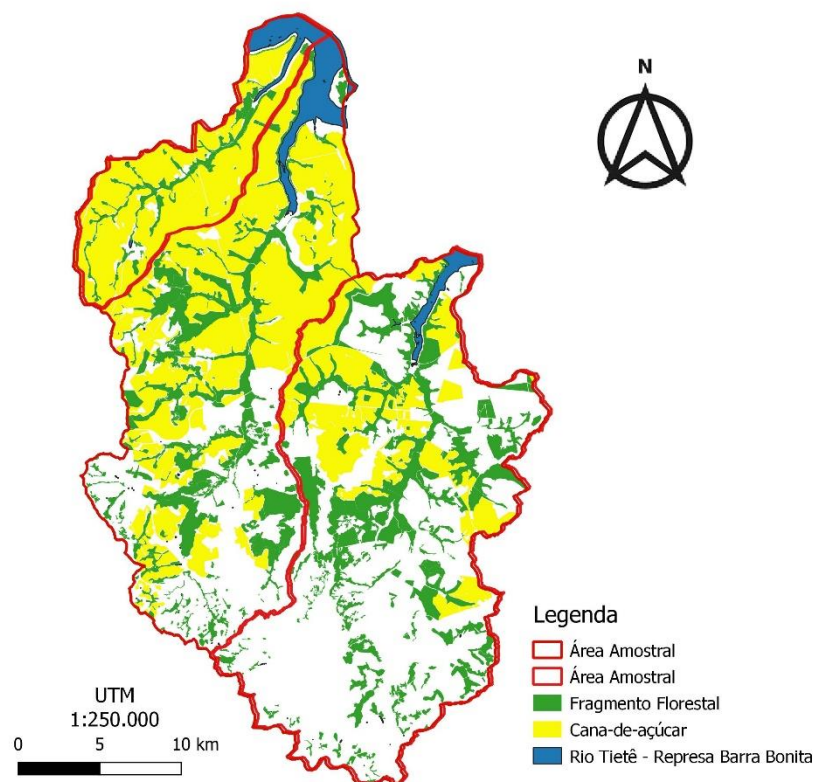
Da microbacia do ribeirão Araquazinho foram mapeados 83,96%, do Araquá 63,31% e do Capivara apenas 37,76%. Na bacia do Capivara que tem a maior área entre as três microbacias, o uso do solo é mais diversificado. Já a microbacia do ribeirão Araquazinho possui 72,3% da sua área coberta por plantios de cana de açúcar (**Figura 4**).

Tabela 1 - Área e porcentagem do uso do solo por fragmentos e cana de açúcar para cada microbacia estudada.

	Capivara	Araquá	Araquazinho
Área total (ha)	37.893,50	33.161,89	9.145,84
Área cana (ha)	6.136,50	14.179,63	6.612,51
Área fragmento (ha)	8.170,97	6.814,11	1.066,55
% cana	16,19	42,76	72,30
% fragmento	21,56	20,55	11,66
% classificado total	37,76	63,31	83,96

Entre os diferentes uso do solo não mapeados de área agrícola na microbacia do Capivara foram observadas áreas de plantio de culturas anuais, pastagens, silvicultura, citricultura, incluindo parte da área urbana de Botucatu. A microbacia do Araquá também possui nas regiões de maior altitude uma pequena faixa de área urbana do município de Botucatu.

Figura 4 - Uso do solo pela cultura de cana-de-açúcar e por fragmento florestal da área amostral do estudo por microbacia. Escala 1:250.000. Coordenadas UTM.



4.2 Comunidade geral e dos ambientes amostrais

As amostragens realizadas nos cinco ambientes amostrais juntas somaram 208 espécies de aves (**ANEXO B**), sendo 81 espécies da Ordem Não–Passeriformes e 121 espécies da Ordem Passeriformes. Das 52 Famílias registradas, as famílias que tiveram o maior número de representantes foram a Família Tyrannidae com 24 espécies e a Família Thraupidae com 23 espécies.

Entre as espécies amostradas, sete espécies estão presentes na Lista de Espécies Ameaçadas do Estado de São Paulo do Dec. Est. 63.853 de 27 de novembro de 2018 (Dec. Est. 63.853, 2018), onde uma espécie possui o status de Vulnerável – VU e seis espécies com os status de Quase Ameaçada – NT (

Tabela 2). Não foram observadas espécies ameaçadas presentes na lista nacional (ICMBIO, 2018) e global (IUCN, 2018).

Tabela 2 - Lista das espécies registradas no levantamento com status de ameaça no Estado de São Paulo, onde, NT – Quase Ameaçada e VU – Vulnerável.

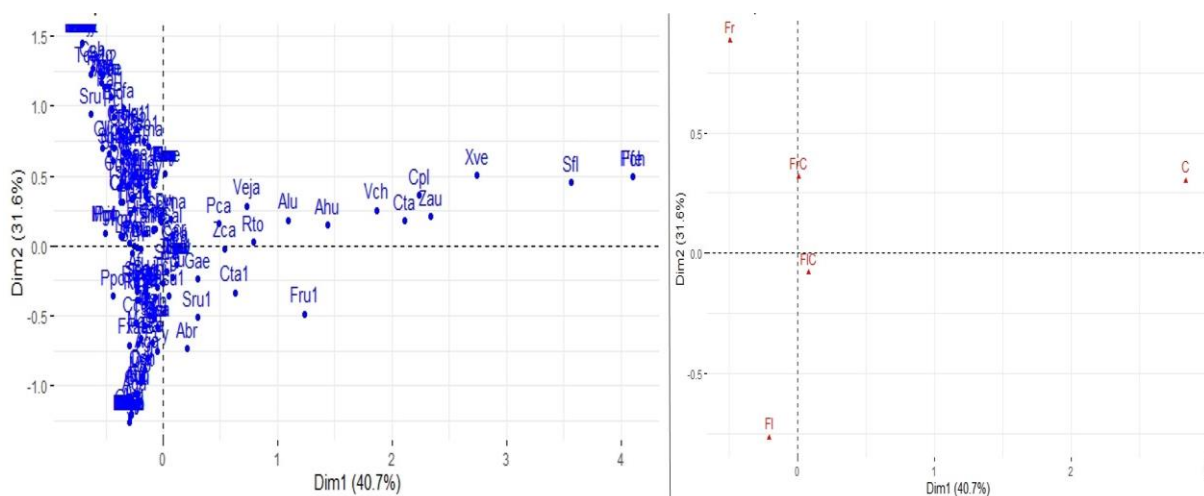
Espécie	Nome Popular	SMA 2018
<i>Anhima cornuta</i>	anhuma	NT
<i>Penelope superciliaris</i>	jacupemba	NT
<i>Jabiru mycteria</i>	tuiuiú	NT
<i>Busarellus nigricollis</i>	gavião-belo	NT
<i>Aramides cajaneus</i>	saracura-três-potes	VU
<i>Amazona aestiva</i>	papagaio-verdadeiro	NT
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	chorozinho-de-bico-comprido	NT

Entre os ambientes amostrais, a maior riqueza acumulada de espécies foram nos ambientes associados aos cursos d'água, em áreas de mata ciliar. Sendo, a maior riqueza no ambiente de mata ciliar (**FI**) com o acúmulo de 138 espécies seguido de sua borda com as áreas de cultivos de cana de açúcar (**FIC**) com 121 espécies (**Tabela 3**)

Os ambientes dos fragmentos florestais (**Fr**) acumularam 101 espécies e sua interface com as áreas de cultivo de cana de açúcar (**FrC**) acumularam 106 espécies. As áreas de cultivo de cana de açúcar (**C**) acumularam somente 22 espécies.

Tabela 3 - Riqueza de espécies nas amostragens geral e por ambiental, número de espécies estimada pelo estimador Bootstrap, número de indivíduos totais por ambiente amostral e porcentagem do número de espécies amostradas em relação número de espécies estimada. Onde, Fr: Fragmento Florestal; FrC: Borda de Fragmento Florestal e Cana-de-açúcar; FI: Fragmento linear de Mata Ciliar; FIC: Borda de Fragmento linear de Mata Ciliar com Cana de açúcar; e C: Área de cultivo de Cana-de-açúcar.

	Geral	Fr	FrC	FI	FIC	C
Nº de espécies observados	208	101	106	138	121	22
Nº estimado de espécies (Bootstrap)	234	118	125	162	143	26
Nº de indivíduos (Obs.)	2810	596	502	875	693	144
% Obs.		85,59	84,8	85,18	84,61	84,61
Nº de espécies ameaçada (SMA)	7	2	3	4	0	0

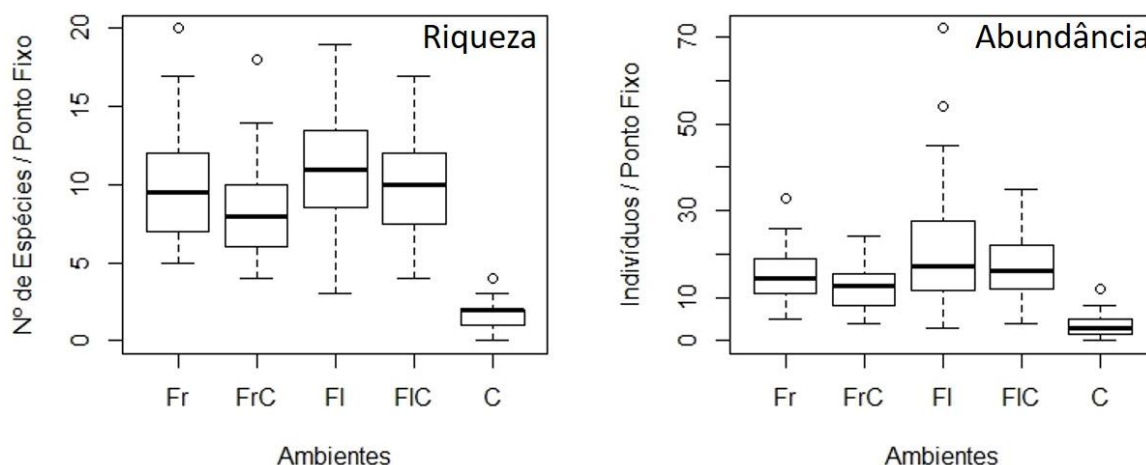


4.3 Análise de variância da riqueza e abundância dos pontos amostrais

A análise da variância da riqueza e da abundância nos pontos fixos pelo teste de Kruskal-Wallis, foi significativa ($p > 0,05$) para a diferença entre os ambientes para os valores da média de riqueza e valores de abundância (**Figura 6**). Foi observado que o ambiente de cana (**C**) diferiu dos demais ambientes, os demais ambientes não apresentaram diferenças nos intervalos de confiança.

Entretanto, a grande variação da qualidade ambiental encontrada nos pontos fixos realizados aumentou a variação dos valores de riqueza e da abundância levando a não apresentarem diferenças significativas. Essa variação pode ser observada pela grande amplitude do desvio padrão, exceto no ambiente de cana-de-açúcar (C) que apresentou menor amplitude do desvio padrão.

Figura 6 – Análise de variância não paramétrica de Kruskal-Wallis da média e desvio padrão dos valores de riqueza e abundância dos pontos fixos nos ambientes amostrais. Onde, Fr: Fragmento Florestal; FrC: Borda de Fragmento Florestal e Cana-de-açúcar; FI: Fragmento linear de Mata Ciliar; FIC: Borda de Fragmento linear de Mata Ciliar com Cana de açúcar; e C: Área de cultivo de Cana-de-açúcar.



O ambiente de cultivo de cana de açúcar foi diferente dos demais ambientes em ambos os casos (**Tabela 4**). Na análise da riqueza entre os ambientes florestados somente a borda dos fragmentos (**FrC**) com as áreas de mata ciliar (**FI**) apresentaram diferenças significativas ($p = 0,001$). Já na análise da abundância os ambientes da

mata ciliar (**FI**) foram diferentes dos fragmentos (**Fr**) $p= 0,002$ e a borda dos fragmentos(**FrC**) $p= 0,008$.

Na análise da PERMANOVA não foi observada correlação entre a matriz de distância entre os ambientes amostrais com a matriz de distância das espécies ($p=0,175$; $F= 1,1327$). A matriz de distância das espécies foi correlacionada com a matriz de distância do estágio sucessional ($p=0,001$; $F=2,8499$) e com a interação entre os ambientes com os estágios sucessionais ($p=0,001$; $F=2,1432$).

Tabela 4 - Valores de significância ($p < 0,05$) da comparação par a par entre os ambientes amostrais pelo teste de Wilcoxon. Onde, Fr: Fragmento Florestal; FrC: Borda de Fragmento Florestal e Cana-de-açúcar; FI: Fragmento linear de Mata Ciliar; FIC: Borda de Fragmento linear de Mata Ciliar com Cana de açúcar; e C: Área de cultivo de Cana-de-açúcar.

Riqueza					
	Fr	FrC	FI	FIC	C
Fr					
FrC	0,3512				
FI	0,3512	0,0097*			
FIC	0,6632	0,1857	0,3512		
C	>0,05*	>0,05*	>0,05*	>0,05*	

Abundância					
	Fr	FrC	FI	FIC	C
Fr					
FrC	0,2503				
FI	0,1266	0,004*			
FIC	0,2503	0,0075*	0,4183		
C	>0,05*	>0,05*	>0,05*	>0,05*	

(*) valores significativos

Os maiores valores do índice de Shannon (H') observado foram nos ambientes associados a mata ciliar (**FI**: 4,338 e **FIC**: 4,142), os valores de Shannon para os ambientes florestais foi maior no interior dos fragmentos (**FrC**: 4,118) do que na borda (**Fr**: 4,004) e o ambiente de cultivo de cana de açúcar foi o menor valor observado (**C**:

2,667). A equitabilidade apresentou pouca variação com o maior valor 0,9839 para o ambiente **FI** e o menor de 0,9752 no ambiente **C**.

No teste de Wilcoxon comparando os ambientes par a par somente o ambiente de **C** te os valores do índice de diversidade de Shannon significativamente diferente dos demais ambientes (**Tabela 5**). Os demais ambientes não apresentaram diferenças significativas entre os valores do índice de Shannon.

Tabela 5 – Valores de significância (p) do teste de Wilcoxon obtidos par a par para os valores do Índice de Shannon entre os cinco ambientes amostrais. Onde, Fr: Fragmento Florestal; FrC: Borda de Fragmento Florestal e Cana-de-açúcar; FI: Fragmento linear de Mata Ciliar; FIC: Borda de Fragmento linear de Mata Ciliar com Cana de açúcar; e C: Área de cultivo de Cana-de-açúcar.

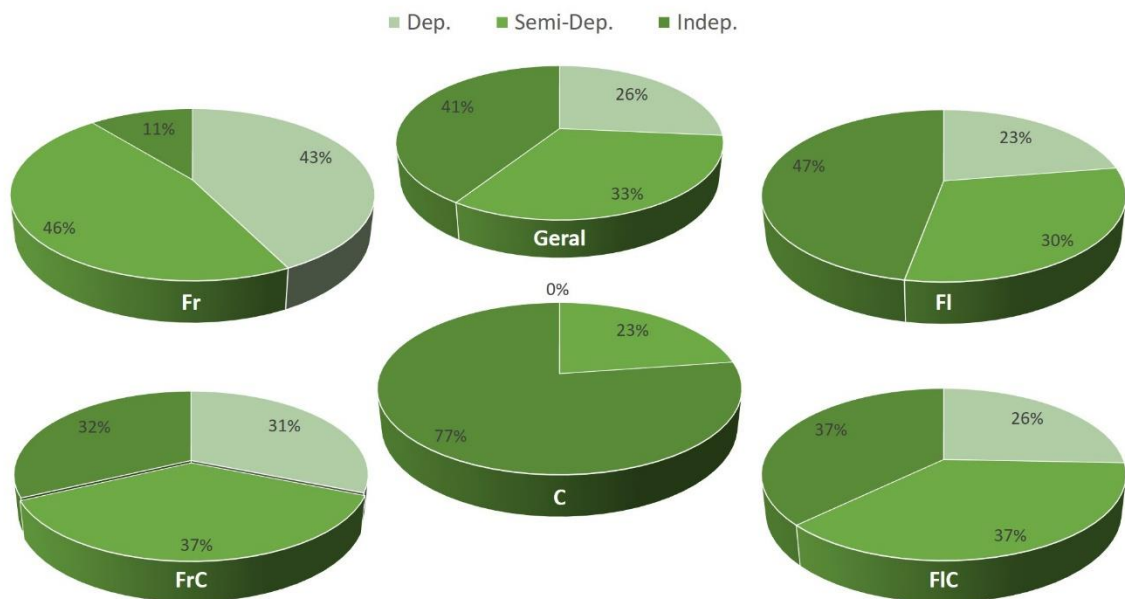
	Fr	FrC	FI	FIC
FrC	0.87	-	-	-
FI	0.89	0.17	-	-
FIC	0.89	0.89	0.87	-
C	<0.01 [*]	<0.01 [*]	<0.01 [*]	<0.01 [*]

(^{*}) valores significativos de p .

4.4 Características ecológicas das espécies

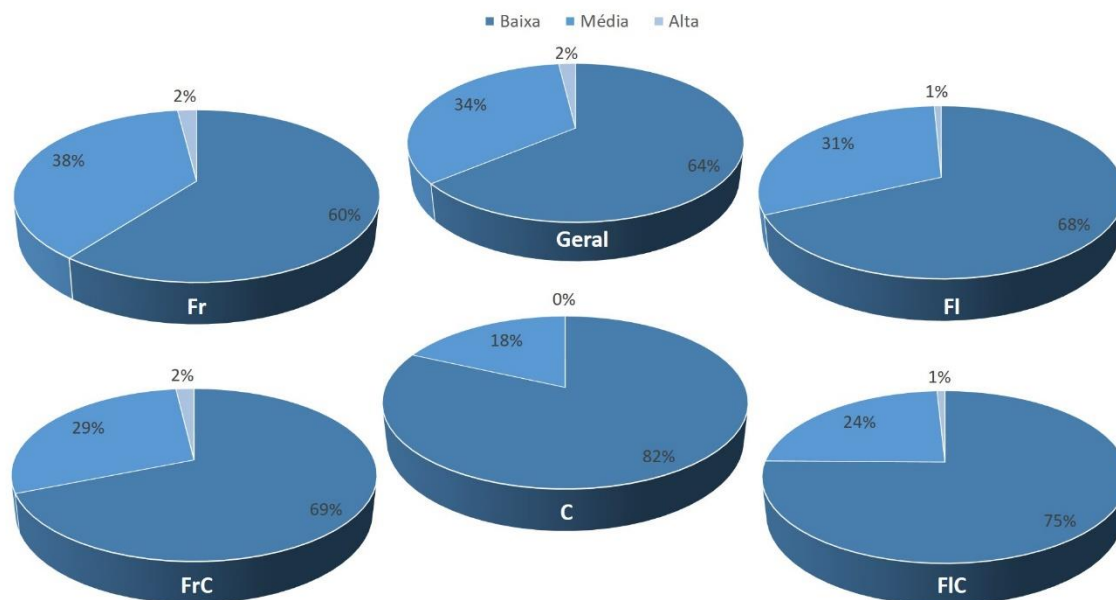
O número de espécies independentes de áreas florestadas foi superior ao número de espécies semi-dependentes e dependentes de áreas florestadas. No ambiente Fr o valor de espécies dependentes de área florestada foi superior, sendo de 43% das espécies registradas (**Figura 7**). Essa porcentagem diminuiu nos demais ambientes, chegando a ser ausente nas áreas de cultivo de cana de açúcar. Os maiores valores de espécies independentes de áreas florestadas foi no ambiente **C**, onde chega a 77% das espécies amostradas e no ambiente **FIC**, com aproximadamente 55% do total das espécies para o ambiente.

Figura 7. Porcentagem da dependência de área florestada das espécies de aves da amostra geral e por ambiente amostral. Onde, Fr: Fragmento Florestal; FrC: Borda de Fragmento Florestal e Cana-de-açúcar; FI: Fragmento linear de Mata Ciliar; FIC: Borda de Fragmento linear de Mata Ciliar com Cana de açúcar; e C: Área de cultivo de Cana-de-açúcar; e Dep.: dependente, Semi-Dep.: semi-dependente e Indep.: independente.



A comunidade no geral apresentou baixa sensibilidade perante alterações ambientais, o mesmo padrão observado nos ambientes amostrais. A predominância de espécies de baixa sensibilidade, (133 espécies), reflete o alto grau de fragmentação da paisagem estudada, onde as espécies mais sensíveis a alterações ambientais dos remanescentes florestais já foram extintas localmente, sendo registradas nesse estudo apenas 4 espécies sensíveis a alterações ambientais (Figura 8).

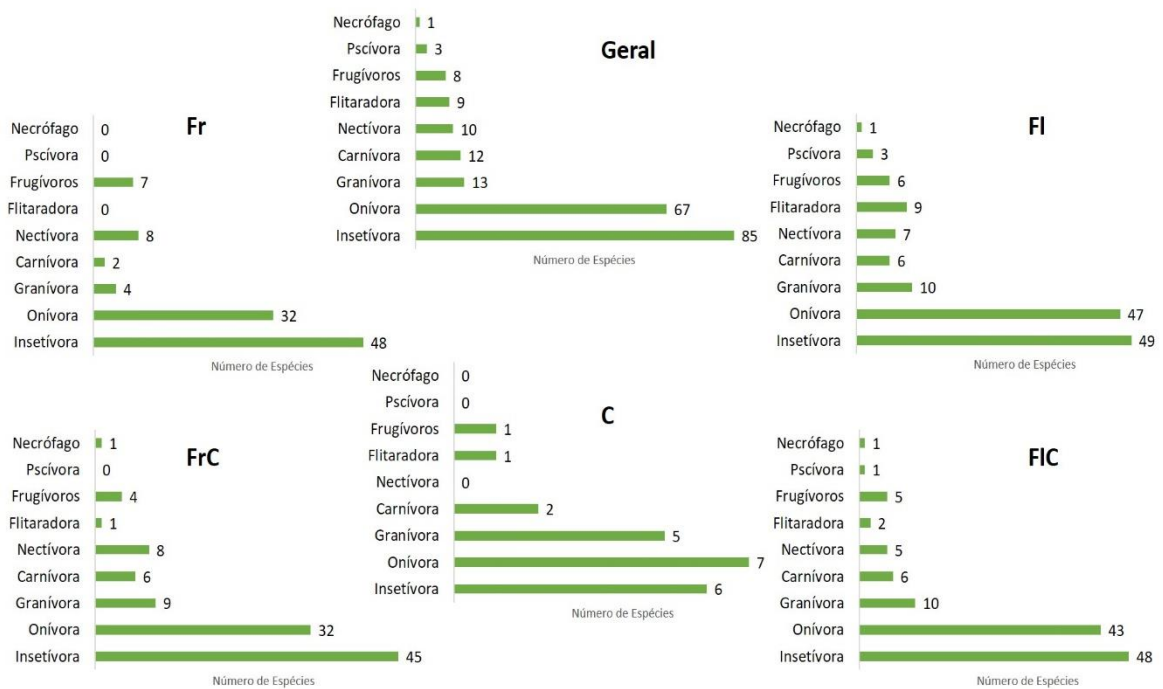
Figura 8. Porcentagem da sensibilidade ambiental (Alta, Média e Baixa) das espécies de aves da amostra geral e por ambiente amostral. Onde, Fr: Fragmento Florestal; FrC: Borda de Fragmento Florestal e Cana-de-açúcar; FI: Fragmento linear de Mata Ciliar; FIC: Borda de Fragmento linear de Mata Ciliar com Cana de açúcar; e C: Área de cultivo de Cana-de-açúcar.



Na comunidade geral das aves houve um predomínio de espécies insetívoras (85 espécies) e onívoras (67 espécies). As espécies insetívoras foram o maior número em todos os ambientes florestados (**Fr**, **FrC**, **FI** e **FIC**), somente o ambiente de cana-de-açúcar (**C**) que o número de espécies onívoras foi maior (**Figura 9**).

Das 8 espécies frugívoras, dispersores de sementes, o maior número de representantes foi no ambiente **Fr** (7 espécies) e no ambiente **FI** (6 espécies). O menor número de espécies frugívoras foi observado no ambiente **C** (1 espécie). Nos ambientes **FI**, **FIC** e **FrC** foi observado o maior número de espécies carnívoras, (6 espécies cada), enquanto que no ambiente **Fr** foi observado somente 2 espécies.

Figura 9. Número de espécies de aves por guilda alimentar da amostra geral e por ambiente amostral. Onde, Fr: Fragmento Florestal; FrC: Borda de Fragmento Florestal e Cana-de-açúcar; Fl: Fragmento linear de Mata Ciliar; FIC: Borda de Fragmento linear de Mata Ciliar com Cana de açúcar; e C: Área de cultivo de Cana-de-açúcar.



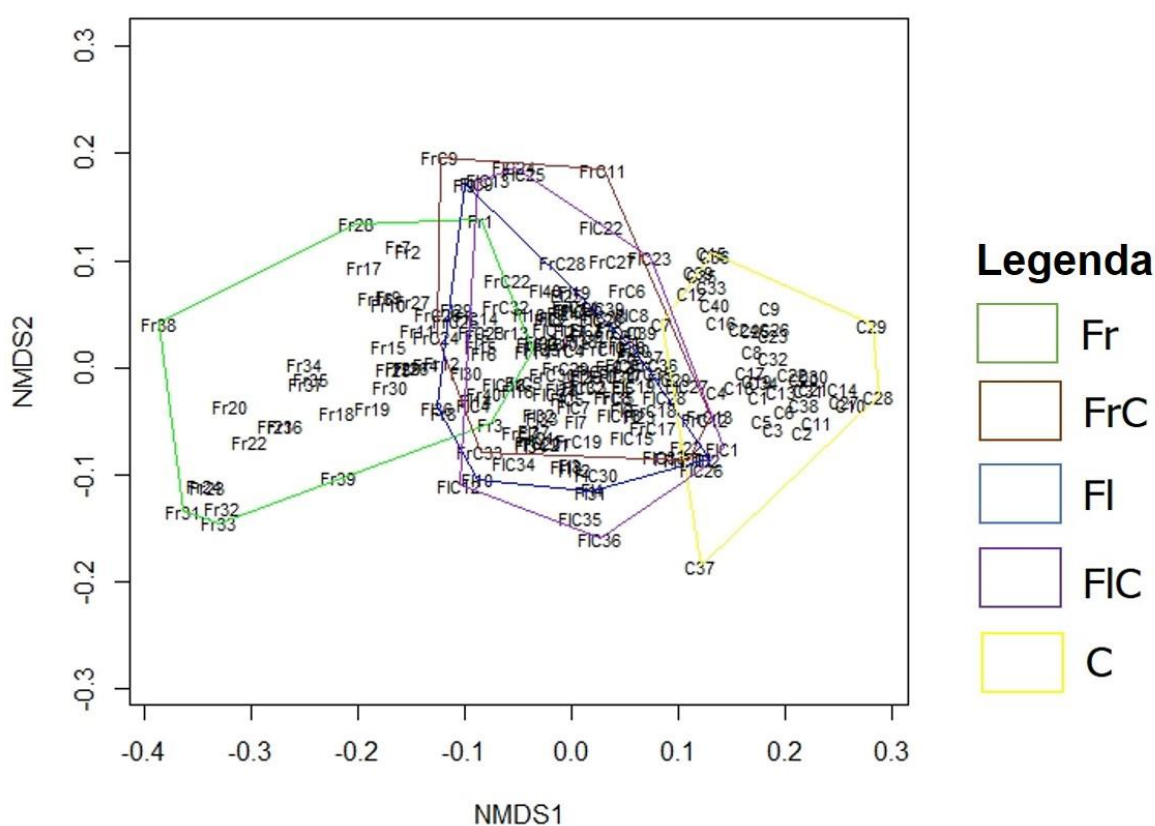
4.5 Relação das variáveis ambientais

Para a análise de escalonamento multidimensional não-métrico - NMDS foram retiradas variáveis que apresentaram correlação entre si, desta forma retirando os resultados redundantes e que apresentaram uma colinearidade nas respostas. Foram então selecionadas 8 variáveis sem correlação entre si, sendo: *classif_frag*, *classif_cana*, *decli*, *ndvi*, *%_land*, *Edge_lenght*, *Meshsize* e *Splitting* (**Apêndice 2**). Embora as variáveis *%_land* e *Edge_lenght* apresentarem uma correlação (0,79) as duas variáveis foram mantidas por serem dados distintos e relevantes na configuração da paisagem.

A análise de ordenação dos pontos amostrais, NMDS, resultou em uma solução para 3 eixos um stress de 0,1036, sendo um valor bom de confiabilidade para dados de comunidade (**Figura 10**). A medida do estresse representa a discordância entre a ordem de ranqueamento das distâncias nos dados e a ordem de ranqueamento das

distâncias na ordenação, assim valores de estresse menores indicam que uma melhor ordenação NMDS foi calculada (KINDT; COE 2005).

Figura 10 - Análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) entre as variáveis da paisagem e os vetores das variáveis ambientais, locais e da paisagem. Onde, Fr: Fragmento Florestal (verde); FrC: Borda de Fragmento Florestal e Cana-de-açúcar (marrom); Fl: Fragmento linear de Mata Ciliar (azul); FIC: Borda de Fragmento linear de Mata Ciliar com Cana de açúcar (roxo); e C: Área de cultivo de Cana-de-açúcar (amarelo).



4.6 Modelos Aditivos Generalizados – GAM

Foram gerados oito modelos GAM, sendo quatro modelos para a riqueza (**R**) e quatro modelos para a abundância (**A**) (

Tabela 6). Os modelos GAM **R1** e **A1**, ambos, foram gerados com as oito variáveis ambientais, o modelo **R2** e **A2** foram gerados somente com as quatro variáveis locais. O mesmo foi realizado para os modelos **R3** e **A3** com as quatro

variáveis da paisagem. E os modelos **R4** e **A4** foram gerados com duas variáveis locais (*classif_frag* e *classif_cana*) e duas variáveis da paisagem (*%_land* e *Meshsize*) que foram significativas nos modelos gerais R1 e A1.

Tabela 6 - Modelos Aditivos Generalizados – GAM das oito variáveis preditivas gerais, locais e da paisagem para a riqueza e a abundância. Combinações entre todas as variáveis, variáveis locais e variáveis da paisagem.

Modelo (Gaussiano)		
Riqueza		
Geral	R1	$\text{riq} \sim \text{s}(\text{classif_frag}) + \text{s}(\text{classif_cana}) + \text{s}(\text{decli}) + \text{s}(\text{ndvi}) + \text{s}(\text{x.Land}) + \text{s}(\text{Edge_lenght}) + \text{s}(\text{Meshsize}) + \text{s}(\text{Splitting})$
Local	R2	$\text{riq} \sim \text{s}(\text{classif_frag}) + \text{s}(\text{classif_cana}) + \text{s}(\text{decli}) + \text{s}(\text{ndvi})$
Paisagem	R3	$\text{riq} \sim \text{s}(\text{x.Land}) + \text{s}(\text{Edge_lenght}) + \text{s}(\text{Meshsize}) + \text{s}(\text{Splitting})$
Local/Paisagem	R4	$\text{riq} \sim \text{s}(\text{classif_frag}) + \text{s}(\text{classif_cana}) + \text{s}(\text{x.Land}) + \text{s}(\text{Meshsize})$
Abundância		
Geral	A1	$\text{abund} \sim \text{s}(\text{classif_frag}) + \text{s}(\text{classif_cana}) + \text{s}(\text{decli}) + \text{s}(\text{ndvi}) + \text{s}(\text{x.Land}) + \text{s}(\text{Edge_lenght}) + \text{s}(\text{Meshsize}) + \text{s}(\text{Splitting})$
Local	A2	$\text{abund} \sim \text{s}(\text{classif_frag}) + \text{s}(\text{classif_cana}) + \text{s}(\text{decli}) + \text{s}(\text{ndvi})$
Paisagem	A3	$\text{abund} \sim \text{s}(\text{x.Land}) + \text{s}(\text{Edge_lenght}) + \text{s}(\text{Meshsize}) + \text{s}(\text{Splitting})$
Local/Paisagem	A4	$\text{abund} \sim \text{s}(\text{classif_frag}) + \text{s}(\text{classif_cana}) + \text{s}(\text{x.Land}) + \text{s}(\text{Meshsize})$

Entre os modelos testados, o modelo mais parcimonioso foi para a riqueza, modelo R4 com as oito variáveis, com o menor AIC=1033,968 (**Tabela 7**). No modelo da riqueza R4 as variáveis conseguiram explicar 56,4% da variação da riqueza dos pontos fixo (**Figura 11**). Entre as variáveis preditoras do modelo R4, *classif_frag* ($p < 0.001$), *%_land* ($p < 0.001$) *Meshsize* ($p < 0.001$) foram as variáveis significativas e a variável *classif_cana* ($p = 0.9720$) não foi significativa (**Tabela 8**).

Tabela 7 - Resultados dos modelos aditivos generalizados (GAM) e seleção AIC dos modelos relacionando a riqueza e abundância das aves com as 8 variáveis preditivas. Valores de R^2 , derivação explicada, GCV, AIC= Critério de Informações Akaike. Em negrito o menor valor de AIC usado na seleção do melhor modelo.

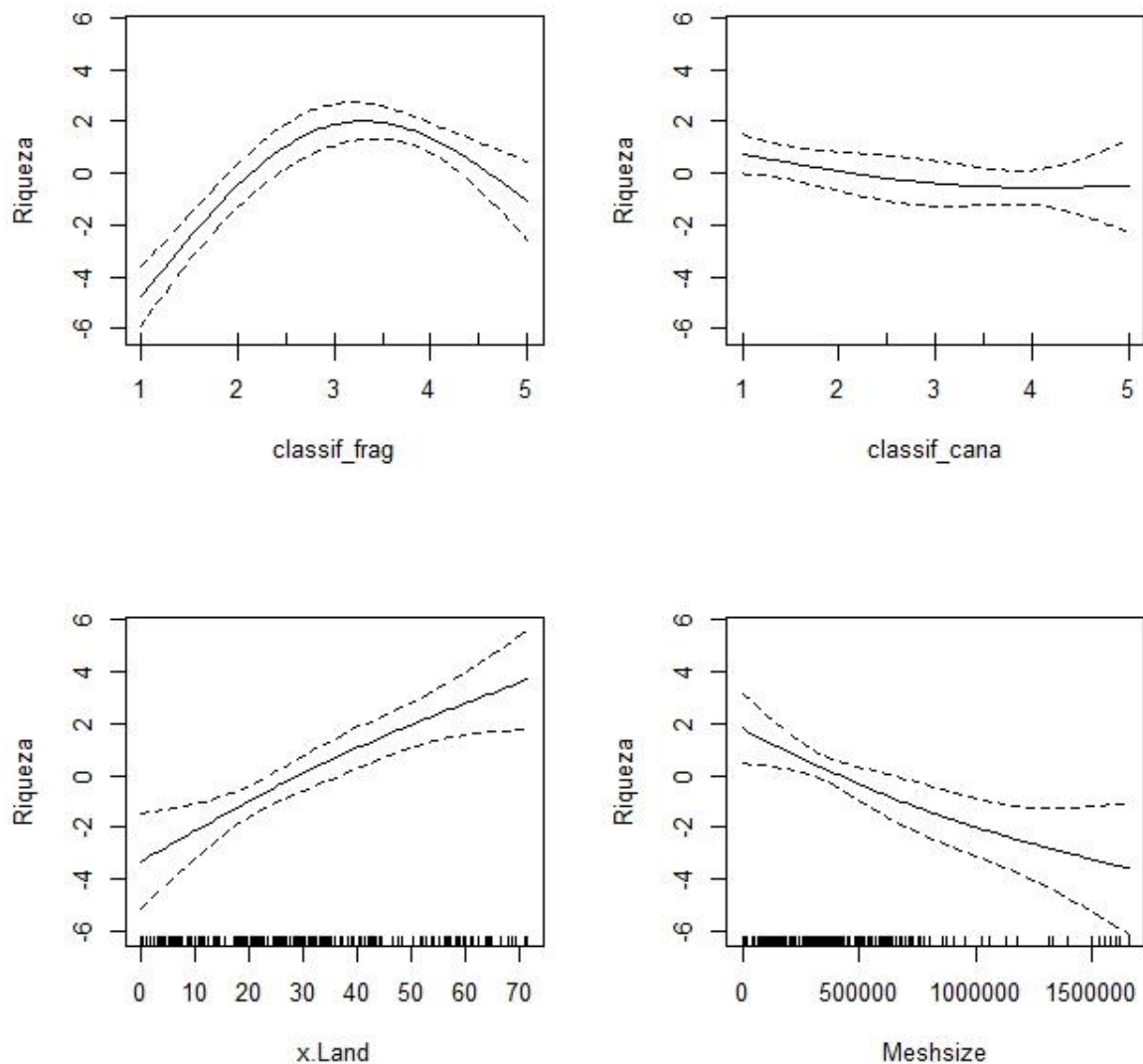
Modelos		R2	Explicação	GCV	AIC
Riqueza					
Geral	R1	0.549	58.6%	10.558	1039.423
Local	R2	0.480	50.1%	11.153	1060.699
Paisagem	R3	0.307	33.5%	15.554	1118.020
Local/Paisagem	R4	0.546	56.4%	10.203	1033.698
Abundância					
Geral	A1	0.415	46.2%	60.812	1389.599
Local	A2	0.311	33.8%	68.600	1414.817
Paisagem	A3	0.260	29.0%	73.639	1428.931
Local/Paisagem	A4	0.409	43.3%	58.777	1383.908

Tabela 8 - Significância das variáveis suavizadas do modelo R4 para a riqueza de espécies com as quatro variáveis ambientais locais/paisagem (*classif_frag*, *classif_cana*, *%land* e *Meshsize*) e 56,4% de explicação, selecionado por AIC (1033.698).

Variáveis	edf	ref.df	F	p
s(classif_frag)	2	2	52.530	< 0.001***
s(classif_cana)	2	4	0.028	0.9720
s(%Land)	2	2	16.272	< 0.001***
s(Meshsize)	2	2	8.390	< 0.001***

0 (***), 0.001 (**), 0.01 (*), 0.05 (.)

Figura 11 - Ajustes do modelo aditivo generalizado (GAM) selecionado por AIC (AIC=1033.698), modelo R4 para a riqueza de espécies com as quatro variáveis ambientais locais/paisagem (*classif_frag*, *classif_cana*, *%land* e *Meshsize*) e 56,4% de explicação. A linha contínua representa o ajuste GAM e a linha tracejada o intervalo de confiança de 95%.



4.7 Indicação de espécies (VI)

A análise de indicação de espécies selecionou 60 espécies correlacionadas aos ambientes e para a associação de ambientes para os cinco ambientes (**Tabela 9**). O ambiente de **FI** apresentou o maior número de espécies associadas, com 12 espécies indicadas, o ambiente **Fr** apresentou 11 espécies associadas a áreas florestadas.

Já na associação entre todos os ambientes florestados (**Fr**, **FrC**, **FI** e **FIC**) foram indicadas seis espécies. O mesmo número de espécies indicadas para a associação dos ambientes **FI**, **FIC** e **FrC**.

De modo geral a análise de indicação de espécies conseguiu selecionar espécies que fossem associadas aos ambientes, onde somente o ambiente **FrC** não apresentou indicação de espécies.

Tabela 9 - Espécies indicadas e seus respectivo valores de indicação (VI), valores de A, B e significância de p, para os ambientes amostrais.

Espécies	A	B	VI	p	
Cana (C)					
<i>Sicalis flaveola</i>	0,8667	0,1500	0,361	0,001	***
<i>Zenaida auriculata</i>	0,5728	0,2000	0,338	0,014	*
Fragmentos (Fr)					
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,5482	0,5750	0,561	0,001	***
<i>Tangara cayana</i>	0,8759	0,3250	0,534	0,001	***
<i>Conopophaga lineata</i>	0,6608	0,4000	0,514	0,001	***
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	0,8162	0,2250	0,429	0,001	***
<i>Chiroxiphia caudata</i>	1,0000	0,1500	0,387	0,001	***
<i>Automolus leucophthalmus</i>	0,7500	0,1500	0,335	0,005	**
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	1,0000	0,1000	0,316	0,004	**
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	0,6667	0,1500	0,316	0,015	*
<i>Vireo chivi</i>	0,8889	0,1000	0,298	0,014	*
<i>Myiopagis viridicata</i>	1,0000	0,0750	0,274	0,030	*
<i>Turdus rufiventris</i>	1,0000	0,0750	0,274	0,027	*
Ciliar (FI)					
<i>Cranioleuca vulpina</i>	0,8299	0,2439	0,450	0,001	***
<i>Jacana jacana</i>	0,9431	0,1951	0,429	0,001	***
<i>Elaenia flavogaster</i>	0,8145	0,1951	0,399	0,001	***
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	1,0000	0,1220	0,349	0,002	**
<i>Ardea cocoi</i>	0,8145	0,1463	0,345	0,002	**
<i>Ardea alba</i>	0,9555	0,1220	0,341	0,006	**
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	0,9647	0,0976	0,307	0,009	**
<i>Aramus guarauna</i>	0,8723	0,0976	0,292	0,026	*
<i>Gallinula galeata</i>	1,0000	0,0732	0,271	0,037	*
<i>Fluvicola nengeta</i>	1,0000	0,0732	0,271	0,030	*
<i>Donacobius atricapilla</i>	0,7092	0,0976	0,263	0,039	*
<i>Mimus saturninus</i>	0,6612	0,0976	0,254	0,039	*
Ciliar - Borda (FIC)					
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	0,5744	0,1750	0,317	0,021	*
<i>Myiarchus swainsoni</i>	1,0000	0,0750	0,274	0,037	*
<i>Colaptes campestris</i>	0,8571	0,0750	0,254	0,031	*

C+FIC

Espécies	A	B	VI	p	
<i>Ammodramus humeralis</i>	0,8889	0,150	0,365	0,003	**
FI+FI					
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0,9275	0,235	0,466	0,001	***
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	0,8521	0,222	0,435	0,001	***
<i>Troglodytes musculus</i>	0,7870	0,148	0,341	0,014	*
<i>Antilophia galeata</i>	1,0000	0,099	0,314	0,005	**
<i>Crotophaga ani</i>	1,0000	0,086	0,294	0,02	*
FI+Fr					
<i>Phaethornis pretrei</i>	0,7475	0,173	0,359	0,017	*
FI+FrC					
<i>Sporophila caerulescens</i>	0,8442	0,200	0,411	0,001	***
<i>Lanio cucullatus</i>	0,8443	0,125	0,325	0,013	*
Fr+FrC					
<i>Leptotila rufaxilla</i>	0,8714	0,163	0,376	0,003	**
FI+FrC					
<i>Progne tapera</i>	0,8780	0,136	0,345	0,034	*
FI+Fr					
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,7707	0,2125	0,405	0,004	**
C+FI+FrC					
<i>Caracara plancus</i>	0,9721	0,1417	0,371	0,004	**
FI+FI+Fr					
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	0,9378	0,1653	0,394	0,019	*
<i>Coereba flaveola</i>	0,9371	0,1074	0,317	0,047	*
FI+FI+FrC					
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,8840	0,3223	0,534	0,001	***
<i>Todirostrum cinereum</i>	1,0000	0,2066	0,455	0,001	***
<i>Tangara sayaca</i>	0,8969	0,2231	0,447	0,006	**
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0,8884	0,1983	0,420	0,005	**
<i>Thamnophilus doliatus</i>	0,8955	0,1488	0,365	0,021	*
<i>Coragyps atratus</i>	1,0000	0,1074	0,328	0,018	*
FI+Fr+FrC					
<i>Myiarchus ferox</i>	0,8882	0,2333	0,455	0,003	**
<i>Synallaxis frontalis</i>	0,8737	0,1667	0,382	0,017	*
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0,9111	0,1500	0,370	0,009	**
<i>Tangara cayana</i>	1,0000	0,0917	0,303	0,040	*
C+FI+FI+FrC					
<i>Zonotrichia capensis</i>	0,9696	0,2981	0,538	0,002	**
FI+FI+Fr+FrC					
<i>Patagioenas picazuro</i>	0,9785	0,5404	0,727	0,001	***
<i>Myiothlypis flaveola</i>	1,0000	0,4161	0,645	0,001	***
<i>Turdus leucomelas</i>	1,0000	0,2919	0,540	0,001	***
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	1,0000	0,1677	0,410	0,011	*
<i>Brotogeris chiriri</i>	1,0000	0,1553	0,394	0,030	*
<i>Leptotila verreauxi</i>	1,0000	0,1429	0,378	0,043	*

(***) 0,001; (**) 0,01; (*) 0,05

Com a riqueza das espécies indicadas para o ambiente de **Fr** foram realizadas regressões com o estágio sucessional e a porcentagem de cobertura florestal (**Figura 12, Tabela 10**). Foi observada uma relação positiva para ambas as variáveis, onde o aumento da sucessão e da cobertura florestal tende a um aumento do número de espécies, riqueza, que foram indicadas para o ambiente **Fr**.

Figura 12 - Regressão linear entre a) estágios sucessionais e b) porcentagem de cobertura florestal com a riqueza das espécies indicadas (VI) para o ambiente Fr.

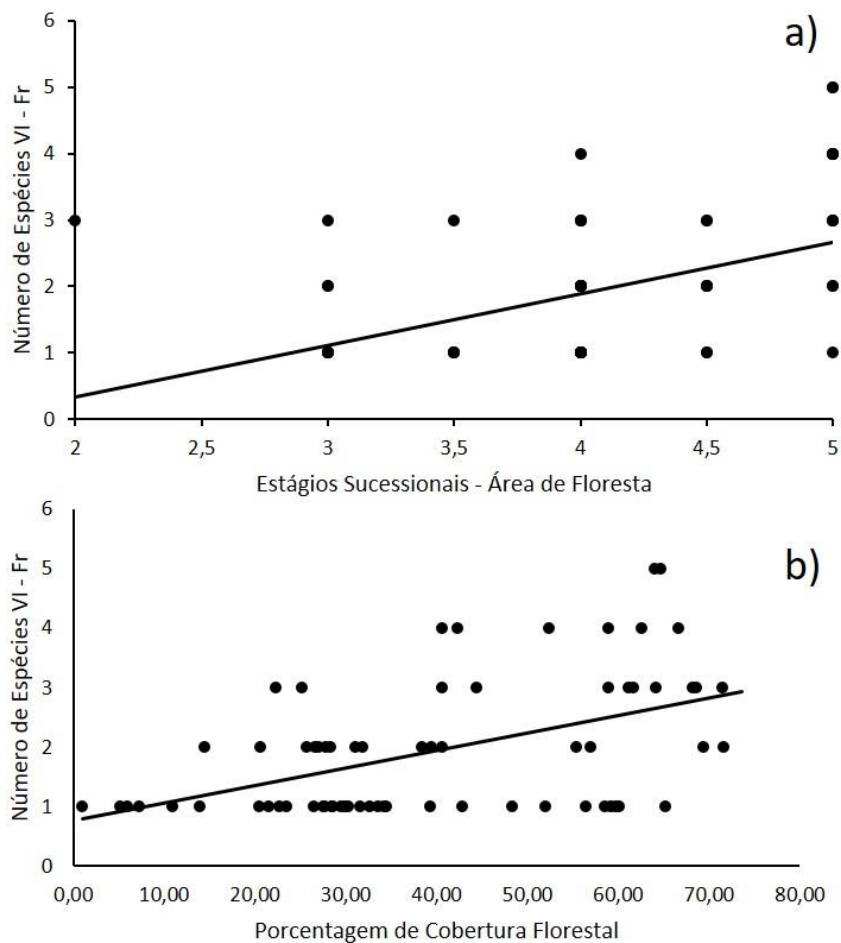


Tabela 10 - Resultado da regressão linear entre as variáveis de sucessão ecológica e porcentagem de mata com a riqueza das espécies indicadas para o ambiente fragmento - Fr. Valores de R^2 , R^2 ajustado, F de Fisher e valor- p de significância.

	R^2	R^2 ajustado	F	p
classf_frag	0.2460	0.2422	64.284	< 0,001
%_land	0.2218	0.2179	56.16	< 0,001

5 DISCUSSÃO

A riqueza de 208 espécies registradas neste estudo pode ser considerada representativa para a região. Em estudo na Fazenda Experimental Edgardia da UNESP – Botucatu, inserida na área amostral, Antonelli; Fonseca (2019) registraram 218 espécies em 5 ambientes de áreas antropizadas a ambientes naturais. O Guia de aves da região de Botucatu e São Manuel, que reúne os registros de diferentes trabalhos desenvolvidos na região, apresenta a ocorrência de 342 espécies (NISHIDA et al, 2018). Mas, nessa compilação estão reunidas espécies que ocorrem em áreas diferentes, com diferentes fitofisionômias, áreas mais altas no reverso da Cuesta e em áreas de soltura de espécies apreendidas e reabilitadas.

A presença de sete espécies da lista de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo, mesmo contendo uma grande parte de áreas de produção agrícola intensiva, ressalta a relevância da região para a conservação. Entre as espécies listadas como ameaçadas, quatro apresentam sua biologia associada a cursos d'água e áreas mais baixas, principalmente do rio Tietê e várzeas próximas, sendo as espécies *A. cornuta*, *J. mycteria*, *B. nigricollis* e *A. cajaneus* comumente encontradas nas áreas de várzeas dos rios. As espécies *P. supercilialis* e *H. longirostris* foram observadas em diferentes ambientes e a espécie *A. aestiva* embora necessite de áreas florestadas para nidificação possui uma grande habilidade de voo e de transpor matrizes de não habitat (SICK, 1997).

O ambiente que apresentou o maior número de espécies ameaçadas foi o ambiente **FI** com quatro espécies ameaçadas e as demais espécies ameaçadas registradas nos ambientes **Fr** e **FrC**, com duas e três espécies ameaçadas respectivamente, mesmo padrão encontrado por Mello Jr. et al, (2010) em áreas de cultivo de cana na região de Barretos, SP divergindo somente pelo número de espécies ameaçadas na borda das matas ciliares com as áreas de cana-de-açúcar.

Foi registrado no ambiente de cultivo de cana-de-açúcar a menor riqueza de espécie, apenas 22 espécies. As áreas de cultivo de cana-de-açúcar possui um manejo intensivo ao longo do ano (plantio, pulverizações e colheita), provocando mudanças periódicas no ambiente, chegando a próximo a 50% do tempo de cultivo com o solo exposto ou com a cana baixa em até um metro de altura.

A maior riqueza de espécies entre os ambientes florestados foi observada no ambiente de fragmento linear (**FI**) e sua interface com as áreas de cultivo de cana-de-açúcar (**FIC**), corroborando os dados evidenciado por Mello Jr. et al, (2010) na região de Barretos em área canavieira. Esses ambientes por serem áreas de ecótono de dois ou mais ambientes (água, fragmento e matriz) podem abrigar um número maior de espécies (STOUFFER; BIERREGARD, 1995).

Segundo Rodrigues et al (2009), as propriedades canavieiras no interior do estado de São Paulo, seja pelo cumprimento das leis ambientais ou pelo planejamento agrícola-ambiental das propriedades, favoreceram a regeneração natural em áreas de baixa aptidão agrícola. As ações de restauração ecológica são geralmente realizadas em áreas sem uso agrícola, especialmente nas área de preservação permanente.

O mesmo ocorreu com a riqueza das áreas de fragmento florestal, **Fr** e **FrC**. Onde, o ambiente de interface fragmento e matriz, **FrC**, que teve maior número de espécies em relação ao ambiente do interior dos fragmentos **Fr**. Nos fragmentos florestais o grau de isolamento é importante na determinação da composição de espécies. Em fragmentos florestais circundados por uma matriz muito diferente da formação florestal e isolados de outras florestas apresentam efeitos do isolamento semelhantes aos observados em ilhas, influenciando diretamente na riqueza de espécies (MacARTHUR; WILSON, 1967; TERBORGH, 1992; GIMENES; ANJOS 2003).

A análise da variância da riqueza e da abundância mostrou uma diferença do ambiente de cultivo de cana de açúcar com relação aos demais ambientes, o mesmo observado em outros trabalhos (PENTEADO, 2006; MELLO JR., 2012). Em relação à composição de espécies, o ambiente de cultivo de cana-de-açúcar apresentou, pela análise canônica, uma variação de aproximadamente 40% do restante das amostras.

A correlação da composição das espécies com a classificação sucessional combinados com o tipo ambiente demonstra que essa heterogeneidade de ambientes e de sucessão dos ambientes influencia os valores de riqueza no ambientes amostrais. Mostrando que, a heterogeneidade sucessional dos ambientes pode levar a uma grande amplitude de variação da riqueza detectada (CASAS, 2011; BÓÇON, 2010).

A caracterização ecológica das espécies amostradas mostra que a comunidade da avifauna na área de estudo é composta principalmente por espécies de baixa sensibilidade a alterações ambientais, de acordo com a classificação de Parker III et al, 1996. Embora ainda tenha o registro de quatro espécies com alta sensibilidade nas amostragens, a maior parte das espécies sensíveis já se encontram extintas localmente.

A maior parte das espécies amostradas independem de áreas florestadas. São espécies que possuem uma grande capacidade de voo e facilidade para transpor a matriz. As espécies que são semi-dependentes de áreas florestadas são associadas a borda de matas onde as espécies necessitam da floresta para suprir parte dos recursos necessários, como abrigo e local para nidificação. As espécies dependentes, em menor número, refletem a baixa quantidade de espécies florestais sensíveis na região.

As espécies de aves dependentes de florestas têm-se mostrado muito afetadas pela perda e a degradação de habitats. Cada vez mais as florestas têm sido reduzidas a fragmentos isolados (WIENS, 1986), dando origem a paisagens contendo apenas remanescentes de vegetação natural circundados por uma matriz agrícola. E esses distúrbios ocasionados nas áreas florestais interferem diretamente na abundância e riqueza de espécies de aves (WILLIS, 1979; STOUFER; BIERREGAARD, 1995; KRÜGEL; ANJOS, 2000; MARSDEN et al., 2001; GIMENES; ANJOS, 2003; ANTUNES, 2005).

Em relação a guilda alimentar das espécies, segundo Sick (1997), a alta porcentagem de aves insetívoras registradas nos levantamentos é um padrão para matas da região tropical. Onde, a Família Tyrannidae é a família com o maior de espécies com registros para o Brasil (CBRO, 2014), e seus representantes são em sua maioria insetívoros que exploram diferentes estratos da floresta e de ambientes abertos não florestais.

Esse alto número de espécies insetívoras corrobora os dados obtidos por outros autores em fitofisionomias similares (MOTTA-JUNIOR, 1990; ANJOS, 2001; TELLINO JUNIOR et al., 2005; DONATELLI et al., 2004, 2007). Onde, essas espécies que habitam a matriz possuem alta capacidade de dispersão e possuem hábitos alimentares generalistas (WIENS, 1994; GIMENES; ANJOS, 2003).

O número de onívoros foi maior somente nos ambientes lineares (**FI** e **FIC**) e na área de cultivo de cana de açúcar (**C**), corroborando o observado por Motta-Júnior (1990), que registrou um aumento do número de onívoros e insetívoros menos especializados em relação a um gradiente de degradação ambiental. Onde, as espécies onívoras são generalistas quanto à seleção de alimentos e por isso se adaptam bem a ambientes perturbados e em regeneração (WILLIS; ONIKI, 1981).

O escalonamento multidimensional não métrico mostrou uma separação entre os pontos amostrais Fr e C e uma alta sobreposição entre os ambientes de fragmento linear (FI) com os demais ambientes de borda (**FrC** e **FIC**). O mesmo foi observado por Penteado (2006) em canaviais no Estado de São Paulo e por Keir et al (2015) em estudos da assembleia de aves em áreas de cana e açúcar na Austrália. Essa sobreposição entre os ambientes de borda difere do observado por Mello Jr et al (2010), onde cada ambientes de borda se assemelharam ao respectivo ambiente florestado (fragmento ou mata ciliar). Sendo sugerido a inclusão do histórico de uso em análises futuras para melhor entender esse processo de homogeneização da comunidade das aves.

O modelo GAM mais parcimonioso selecionado pelo critério *Akaike* foi o modelo para a riqueza de espécies com duas variáveis locais e duas variáveis da paisagem como preditoras, o modelo **R4**.

A classificação utilizada da sucessão ecológica dos fragmentos apresentou uma resposta positiva com a melhora da sucessão. Onde, o aumento da heterogeneidade promovida pelo estágio sucessional da floresta aumenta a riqueza de espécies e modifica a composição das espécies encontrada, corroborando os estudos de Casas (2011) e Bóçon (2010).

Por outro lado, estudos desenvolvidos na Mata Atlântica apontam aumento na riqueza e na abundância de espécies em áreas secundárias submetidas à exploração florestal (ALEIXO, 1999; PROTOMASTRO, 2001). Este padrão encontrado para a Mata Atlântica pode estar vinculado ao processo de acomodação das comunidades de aves às modificações ambientais. A ausência de espécies altamente florestais nas amostras aqui analisadas podem ter influenciado os resultados desta variável, que mostram uma tendência de queda da riqueza nos estágios sucessionais mais avançados, as quais foram extintas localmente ao longo do tempo de fragmentação.

Foi observada também uma resposta positiva da riqueza com o aumento da porcentagem de floresta. Esse efeito da quantidade de habitat no aumento da riqueza é observado em diferentes estudos, em diferentes escalas e diferentes táxons (BANKS, 2009; UEZO, 2006; LAURANCE *et al* 2002; TERBORGH, 1992), mostrando que a quantidade de habitat florestado pode ajudar a manter a riqueza local.

A variável *Meshsize*, que verifica o quão conectada ou fragmentada é a cobertura vegetal, ou seja a média da cobertura vegetal em relação ao total da paisagem, apresentou uma resposta negativa, onde os ambientes com maior valor do índice apresentaram uma queda na riqueza observada. Essa resposta negativa mostra que não só a baixa quantidade de habitat, mas também a conexão entre as manchas é fator relevante para a manutenção da riqueza de espécies, como demonstrado por Uezo (2006) para diversas espécies no Pontal do Paranapanema.

Embora os fatores intrínsecos aos fragmentos, como área e estágio sucessional, sejam mais determinantes no padrão de riqueza do que o isolamento (WILLIS, 1979; ALEIXO; VIELLIARD, 1995), diferentes estudos mostram que o isolamento pode influenciar na queda da abundância das espécies, mesmo em fragmentos de grande extensão (DEVELEY, 2004; UEZO, 2006).

O estágio da cultura da cana-de-açúcar, embora não seja significativo no modelo, teve uma leve resposta negativa sobre a riqueza, diminuindo a riqueza com o aumento da intensidade das atividades agrícolas, apresentando uma tendência de menor riqueza nos estágios de plantio e de colheita, como já esperado, pela maior atividade nas áreas de plantio.

A indicação de espécies com especificidade aos ambientes mostrou que, mesmo em ambientes com alto grau de fragmentação, ainda é possível eleger espécies que representem o ambiente pela exclusividade e pela fidelidade. Essas espécies podem e devem ser utilizadas em programas de monitoramentos para aumentar a eficiência dos resultados e otimizar os esforços empregado em campo. As espécies indicadas para o ambiente **Fr**, que representa as espécies florestais e portanto mais susceptíveis aos efeitos da fragmentação, mostraram ser beneficiadas pelo aumento da quantidade e da qualidade de habitat (METZGER, 2001, BANKS, 2009).

6 CONCLUSÕES

Entre os ambientes amostrados, a maior diferença observada foi do ambiente de cultivo de cana de açúcar com os demais ambientes amostrados. Teve uma diferença nos valores de riqueza, na abundância e na composição das espécies. O ambiente de cultivo de cana de açúcar apresentou uma baixa riqueza de espécies, a menor entre os ambiente, possuindo uma comunidade formada principalmente por espécies onívoras e tolerantes as alterações constantes do ambiente.

Entre os ambientes florestados não foi observada diferença entre os valores de riqueza e na abundância de espécies. As diferenças observadas ficaram por conta da composição de espécies, em função dos ambientes e da qualidade desses ambientes. Embora compartilhem uma grande quantidade de espécies, ainda possuem espécies com preferência e/ou fidelidade para cada ambiente.

Entre as variáveis analisadas, locais e da paisagem, a interação entre as variáveis que expressam a quantidade, qualidade e conexão habitats amostrados foram as mais importantes para descrever a riqueza de espécie. Embora a classificação do estágio da cultura da cana tenha apresentado uma baixa relação, mostra uma tendência de menor valor da riqueza nas fases de maior intensidade de alterações e movimentação de máquinas, que são o plantio e a colheita.

A indicação de espécies pode ser uma ferramenta para os monitoramentos realizados nas áreas agrícolas das usinas sucroalcooleiras, facilitando a avaliação de impactos em cada ambiente formador da paisagem. O acompanhamento dos valores de riqueza e de abundâncias destas espécies ou do grupo de espécies, excluindo as espécies generalistas e de ampla distribuição, deve facilitar a detecção de impactos e de alterações ao longo do tempo.

Assim, os esforços para a conservação devem ser diferenciados, ou pensados de forma separada, por apresentarem uma comunidade diferentes na composição de espécies, o que leva a necessidade diferentes das espécies. Como o caso de projetos de restauração ecológica, que na maioria das vezes são realizados em Áreas de Preservação Permanente de cursos d'água e/ou em corredores de ligação entre os fragmentos e quase nunca realizados em fragmentos não-lineares. Ações que melhorem a qualidade dos fragmentos florestais, como práticas que minimizem os

efeitos de borda e enriquecimento do estrato vertical, podem auxiliar na conservação das espécies de aves florestais.

REFERÊNCIAS

- ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil, **Revista Brasileira Zoologia**, v.12, p.493–511, 1995.
- ALEXANDRINO, E. R. **Amostragem de avifauna urbana por meio de ponto fixo: verificando a eficiência do método**. Tese (Mestrado em Ecologia Aplicada) Universidade de São Paulo - ESALQ/CENA, Piracicaba, 2010.
- ALEXANDRINO, E. R. **A paisagem antrópica sob avaliação: a avifauna em remanescentes florestais, matrizes agrícola e as implicações para a conservação**. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada), ESALQ/CENA, Piracicaba, 2015.
- ALHO, C. Importância da biodiversidade para a saúde humana: uma perspectiva ecológica. **Estudos Avançados**, v.26(74), p.151-166.
- ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. 2nd ed., 454p., 2004.
- ANJOS, L. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica**, Washington, v.38, n.2, p.229-234, Mar, 2006.
- ANTONELLI, V. R.; FONSECA, R. C. B. Caracterização da avifauna na Fazenda Experimental Lageado, Botucatu, São Paulo. **Atualidades Ornitológicas**. N. 208, março e abril, p. 42-52, 2019.
- AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, Carton, v. 33, n. 7, p. 863-871, Nov., 2008.
- BANKS, C. L. **Conservação da comunidade de aves de sub-bosque e paisagens fragmentadas da floresta Atlântica**. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 227p., 2009.
- BENKE, G. A.; DIAS, R. A, **Levantamento da avifauna em campo de pecuária extensiva da região da Campanha meridional, Rio Grande do Sul, Brasil: relatório das atividades desenvolvidas durante a segunda campanha de investigação promovida pela Save Brasil no âmbito da iniciativa Alianza del Pastizal**. Porto alegre: Save Brasil, Alianza del Pastizal, 20p., 2010.
- BERNARD, E.; MELO, F. P.; PINTO, S. R. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic Forest in face of bioethanol expansion, **Tropical Conservation Science, Mongabay**, v. 4, n. 3, p. 267-275, 2011.
- BIBBY, G. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A.; MUSTOE, S. H. **Bird census techniques**. 2nd ed, San Diego: Academic Press, 302p., 2000.

BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical rain forest fragments. **Bioscience**, Washington, DC, v. 42, n. 1, p. 859-866, 1992.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species in highly fragmented landscape. **Ecography**, Copenhagen, v. 34, n. 6, p. 1018-1029, Dec, 2011.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 7, p. 907-918, Aug, 2008.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is Bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, n.7, p. 907-918, Aug, 2009.

BUECHLEY, E. R.; SEKERCIOGLU, C. H.; ATICKEM, A.; GEBREMICHAEL, G.; NDUNGU, J. K.; MAHAMUED, B. A.; BAYENE, T.; MEKONNEN, T.; LENS, L. Importance of Ethiopian shade coffee farms for forest Bird conservation. **Biological Conservations**, Essex, 2015.

CAMARGO, A. M. M. P.; CASER, D. V.; CAMARGO, F. P.; OLIVETTE, M. P. A.; SACHS, R. C. C.; TORQUATO, S. A. Dinâmica e tendência da expansão da cana de açúcar sobre as demais atividades agropecuárias, estado de São Paulo. 2001-2016, **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 38, n. 3, p. 47-66, 2008.

CANASAT. **Base de dados de áreas plantadas de Cana de açúcar**. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/index.html>. Acesso em: 01 fev. 2018.

CARREGA, E. F. B. **Delimitação de unidades ambientais na bacia do rio Capivara, Botucatu (SP)**. Tese (Mestrado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Botucatu, 2006.

CBRO – **COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS**, Lista de aves do Brasil. 11ª Ed, Disponível em: www.cbroy.org.br/CBRO/index.html. Acesso em: 24 de agosto de 2019.

COLWELL, R. K. **EstimateS- Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples**, University of Connecticut. Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>. Acesso em: 04 fevereiro de 2017.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, Resolução n, 001 de 23 de janeiro de 1986. **Diário Oficial da União**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/part/Conama/res/res86/res0186.html>. Acesso em: 02 fevereiro de 2017.

CROZARIOL, M. A. Aves associadas às diferentes fazes do crescimento do arroz irrigado no sudeste do Brasil. Ins: BALZE, V.M.; BLANCO, D.E, (Ed.). **Primer taller para la conservación de aves playeras migratorias en arrozceras del Cono Sur**.

Buenos Aires: Wetlands International, 2008. Disponível em: http://www.ornitologia.mn.ufrj.br/equipe/marco_crozariol/publicacoes/arroz_irrigado2008.pdf. Acesso em 04 de fevereiro de 2018.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 484p., 1997.

DE CACERES, M.; LEGENDRE, P. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. **Ecology**, 2009., Disponível em: <http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/>. Acesso em: 25 de fevereiro de 2019.

DECRETO ESTADUAL (SMA) Nº 63.853. Espécies ameaçadas de extinção. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, p.5, 27 de novembro de 2018.

DELGADO, A.; MOREIRA, F. Bird assemblages of na Iberican cereal steppe. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.78, n.1, p. 65-76, Mar, 2000.

DEVELEY, P. F. **Efeitos da fragmentação e do estado de conservação da floresta na diversidade de aves de Mata Atlântica**. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

DIAMOND, J. M. The island dilemma: lessons of modem biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biol. Conserv.**, Oxon, v. 7, p. 129-146, 1975.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblage and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, Lawrence, v.67, n. 3, p.345-366, Aug., 1997.

ELLIS, E. C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 6, n. 8, p.439-447, 2008.

FAHRIG, L. Effeacts of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Rewiew of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.34, p.487-515, 2003.

FAHRIG, L.; VAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. Functional landscape heterofeneity and animal biodiversity in agricultural landscape. **Ecology Letters**, Oxford, v.14, n.2, p.101-112, Feb, 2011.

FAOSTAT, **Food and Agriculture Organization of the United Nations**. Disponível em: <http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?PageID=567#>. Acesso em: 01 de outubro de 2019.

FAUL, F, **GPower 3.0.3**. Universität Kiel, Germany, 2006.

FERRRAZ, S. F. B.; FERRAZ, K. M. P.,M. B.; CASSIANO, C. C.; BRANCALION, P. H.; LUZ, D. T. A.; AZEVEDO, T. N.; TAMBOSI, L.; METZGER, J. P. How good are

tropical forest patch for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.29, n.2, p.187-200, Feb, 2014.

FERRAZ, K. M. P. M. B.; SIQUEIRA, M. F.; ALEXANDRINO, E. R.; LUZ, D. T. A.; COUTO, H. T. Z. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in southeastern Brazil. **Environmental Conservation**, Cambridge, v.39, n.4, p.316-324, dec, 2012.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeito da fragmentação florestal sobre a comunidade de aves. **Acta Scientiarum, Biological Sciences**, v.25, n.2, p.391-402, Maringá, 2003.

GOOSEM, M. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.) **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, cap. 16, p.241-255, 1997

GOULART, F. F. **Uso de modelos para avaliar a influência da matriz de paisagens fragmentadas sobre aves do Cerrado e da Mata Atlântica**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília, 307p., 2012.

HAYES, F. E. **Status, distribution and biogeography of the birds of Paraguay**. Loma Linda: Loma Linda University, 1995.

HENLE, K; LINDENMAYER, D. B.; MARGULES, C.R.; SAUNDERS, D.A.; WISSEL, C., Species survival in fragmented landscape: where are we now? **Biodiversity and Conservation Biology**, v.13, p.1-8, 2004,

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília, 2018.

IUCN - Red List of Threatened Species. Version 2018-2. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 19 novembro, 2018.

JAEGGER, J.A.G. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. **Landscape Ecology**, v.15, p.115-130, 2000.

JORGENSEN, S. E.; XU, F. L.; COSTANZA, R. **Ecological indicators of assessment of ecosystem health**. New York: CRC Press, 484p. 2010.

KINDT, R.; COE, R. **Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies**. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF), 2005.

LAMBN, F. E.; MEYFROIDT, P. Land use transitions: socio-ecological feedback versus socio-economic change. **Land Use Policy**, Guildford, v.27, n.2, p.108-118, 2010.

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONSCÉLOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.;

SAMPAIO, E. Ecosystem decay o Amazoniam forest fragments: a 22 years investigation. **Conservation Biology**, v.16, n.3, june, 2001.

LAWTON, J. H., BIGNELL, D. E., BOLTON, B., BLOEMERS, G. F., EGGLETON, P., HAMMOND, P. M., HODDA, M., HOLT, R. D., LARSEN, T. B., MAWDSLEU, N. A., STORK, N. E., SRIVASTAVA, D. S., WATT, A. D. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**, v.391, p.72–76, 1998.

LOYN, R. H. Birds in fragmented forest in Gippsland, Victoria. In: Birds of Eucalypt Forest and Woodlands, Ecology, Conservation and Management (Eds, KEAST, A.; RECHER, F. F.; FORD, H. A.; SAUNDERS, D. A.), p.323-331, **Australian Ornithologists Union & Surrey Beatty**: Sidney, 1985.

LYNCH, J. F. SAUNDERS, D. A. Response of bird species to habitat fragmentation in the wheat belt of Western Australia: interiors, edges and corridors. In: **Nature Conservation 2: The role of corridors**, (Eds, SAUNDERS; D. A.; Hobbs, R. J.), p.143-158, 1991.

MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 1967.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps**. Version 4.0. Amherst: University of Massachusetts, 2012.

MAGURRAN, A. E. Species abundance distributions: patterns or process? **Functional Ecology**, v.19, p.177-181, 2005.

MARINI, M. Â. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region. Brazil, **Bird Conservation International**, v.11, p.11-23, 2001.

MARTENSEN, A. C. **Conservação de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: Importância da cobertura e da configuração do habitat**. Tese (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 160p., 2008.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; MATZGER, J. P. Relative effects of fragmente size and connectivity on Bird communiy in the Atlantuc Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v.141, n.9, p.2184-2192, Sept, 2008.

MARTIN, T. G.; CATTERALL, C. P. Do fragmented coastal heathlands have habitat value to birds in eastern Australia? **Wildlife Research**, v.28(1), p.17-31, 2001.

MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Tempe, v.18, n.4, p.885-898, June, 2008.

MELO, F. P.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiersity-friendly tropical landscape. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v.28, p. 462-468, Aug, 2013.

MELLO JR, J. R. S.; NARDY, O.; SIGNORETTI, R. P. Riqueza e composição de espécies de aves em áreas de cultivo de cana de açúcar na região de Barretos, SP. In: **XIX Congresso Brasileiro de Ornitologia**, Maceió, AL, 2012.

METZGER, J. P. Landscape ecology approach in the preservation and rehabilitation of riparian forest areas in S,E, Brazil. In: CHAVÉZ, Salinas; MIDDLETON, John (Orgs.), *Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America*. Logan: **International Association for Landscape Ecology**, 1998.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v.1, n.1, p.1-9, 2001.

MIRANDA, J. R. Avaliação da biodiversidade faunística em agroecossistema de cana de açúcar orgânica. **Oikos**, v.20(1), p.15-23, 2006.

MOTTA-JÚNIOR, J. C. Estrutura trófica e composição de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Ararajuba** v.1, p.65-71, 1990.

MULWA, R. K.; BÖHNING-GAESE, K., SCHLEUNING, M. High bird species diversity in structurally heterogeneous farmland in western Kenya. **Biotropica**, Washington, v.44, n.6, p.801-809, 2012.

NISHIDA, S. M.; LOPES, L. F.; BACCHIM, G. T.; BOATO, J. P. S.; PAGNIN, D.; FONSECA, R. C. B.; ANTONELLI, V. R. **Guia de aves, Botucatu e São Manuel**. Botucatu-SP. FUNDIBIO, 288 p., 2018.

OKSANEN, J. **Ordination and Analysis of Dissimilarities: Tutorial with R and vegan**. 25p. 2009

PARKER III, T. A.; STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W. Ecological and distributional database. In: STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER III, T. A.; MOSKOVITS, D. K. **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: The University of Chicago Press, chap. 4, p.111-410, 1996.

PENTEADO, M. **Distribuição e abundância de aves em relação ao uso da terra na bacia do rio Passa Cinco, Estado de São Paulo, Brasil**. Tese (Doutorado em Ecologia de Agrossistemas). ESALQ, Universidade de São Paulo, 131p., 2006.

PIELOU, E. C. The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. **Journal of Theoretical Biology**, v.13, p.131-144, 1966.

PIMENTEL, D.; STACHOW, U.; TAKACS, D. A.; BRUBAKER, H. W.; DUMAS, A. R.; MEANEY, J. J.; O'NEIL, J. A. S.; ONSI, D. E.; CORZILIUS, D. B. Conserving Biological Diversity in Agricultural, Forestry Systems. **BioScience**, v.42, n.5, p.354-362, 1992.

PIRATELLI, A.; ANDRADE, V. A.; LIMA FILHO, A. Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. **Iheringia**, Série Zool., Porto Alegre, v.95 (2), p.217-222, 2005.

PIRATELLI, A.; SOUSA, S. D.; CORRÊA, J. S.; ANDRADE, V. A.; RIBEIRO, R. Y.; AVELAR, L. H.; OLIVEIRA, E. F. Searching for bionindicator of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.68, n.2, p.259-268, May, 2008.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, London, v.19, n.5, p.1205-1223, May, 2010.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO, **Relatório do desenvolvimento humano 2005**, Tradução de J. F. e Silva, Lisboa: Ana Paula Faria Editora, 372p, 2005,

R DEVELOPMENT CORE TEAM: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em 19 de maio de 2008.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservations. **Biological Conservation**, Essex, v.142, n. 6, p.1141-1153, June, 2009.

SEKERCIOGLU, C. H, **Increasing awareness of avian ecological function, Trends in Ecology & Evolution**. Amsterdam, v,21, n,8, p, 464-471, Aug, 2006.

SILVA, W.; ALEIXO, A., Estudo da diversidade de espécies de aves do Estado de São Paulo. Disponível em : <http://www.biota.org.br/info/historico/workshop/revisoes/aves.pdf>. Acesso em 10 de janeiro de 1996.

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

SINBIOTA. Sistema de Informação Ambiental. Disponível em: <http://sinbiota.biota.org.br/>. Acesso em: 14 de março de 2014.

SICK, H., **Ornitologia Brasileira**. Edição revista e ampliada, Rio de Janeiro, Nova Fronteira, 912 p. 1997.

SOARES, E. S.; ANJOS, L. Efeito da fragmentação florestal sobre as aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do Estado do Paraná. Brasil, **Ornitologia Tropical**, v.10, p. 61-68, 1999.

STRAUBE, F. C.; VASCONSELOS, M. F.; URBEN-FILHO, A.; CÂNDIDO-JR, J. F. Protocolo mínimo para levantamentos de avifauna em estudos de impacto ambiental. In: MATTER, S. V.; STRAUBE, F. C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V., CÂNDIDO-JR, J.F. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, cap. 9, p. 237-254, 2010.

SAVE BRASIL. Disponível em: <http://www.savebrasil.org.br/porque-as-aves/>. Acesso em 12 maio de 2018.

TAYLOR, P. D., FAHRIG, L., HENEIN, K., MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v.68(3), p.571–573, 1993.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica** 24(2b):283-292, 1992.

UEZO, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 193p., 2006.

UNICA – UNIÃO DAS INDÚSTRIAS DE CANA DE AÇÚCAR. Produção 2018/2019, Disponível em: <http://www.unicadata.com.br/historico-de-producao-e-moagem.php?idMn=32&tipoHistorico=4&acao=visualizar&idTabela=1803&safr=2018%2F2016&estado=SP>. Acesso em 02 de outubro de 2017, 2019.

VELLIARD, J. M. E.; ALMEIDA, A. M. E. C.; ANJOS, L.; SILVA, W. R. Levantamento por ponto de escuta e o índice pontual de abundância (IPA). In: MATTER, S. V.; STRAUBE, F. C.; ACCORDI, I.; PIACENTINI, V., CÂNDIDO-JR, J. F. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, cap. 2, p. 47-60, 2010.

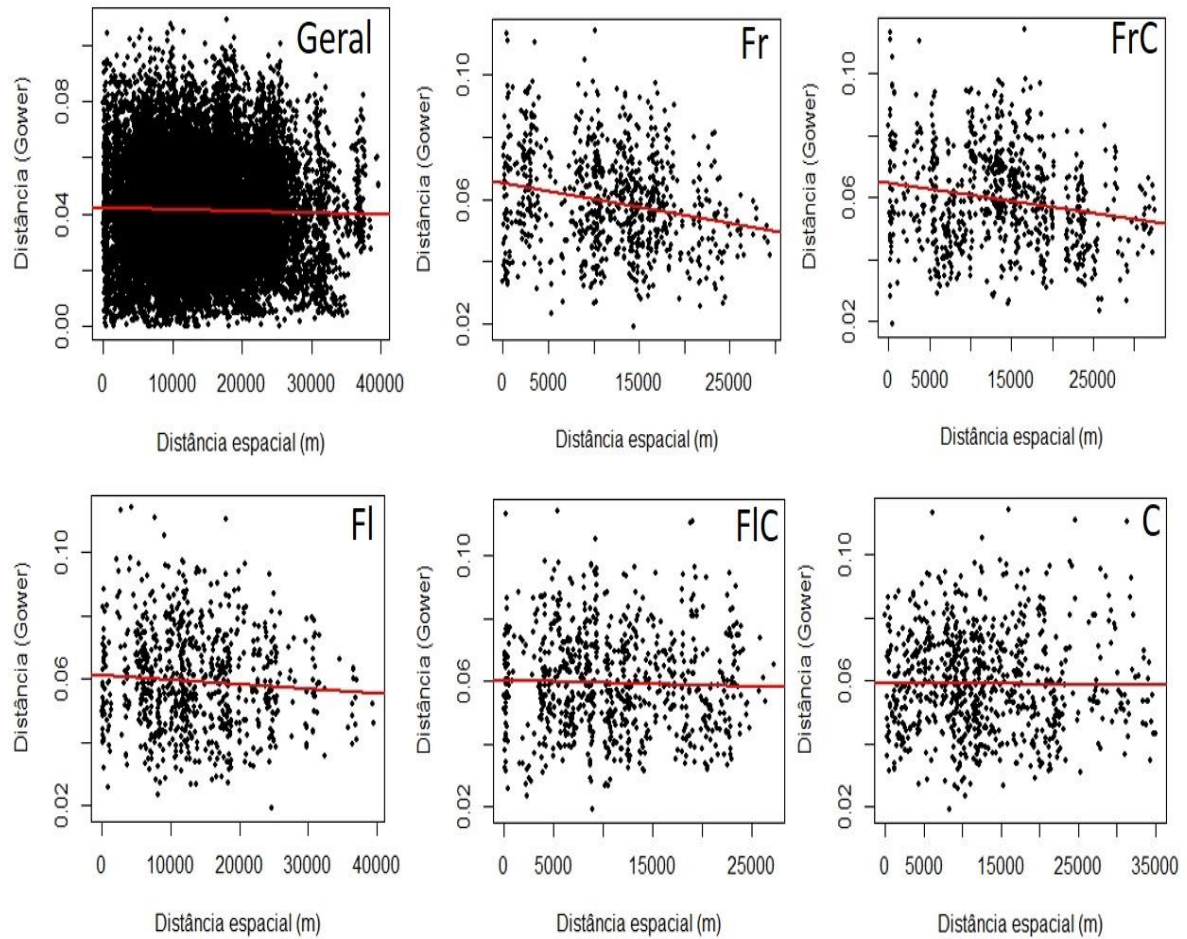
WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. **Papéis avulsos de zoologia**, v.33, p. 1-25, 1979.

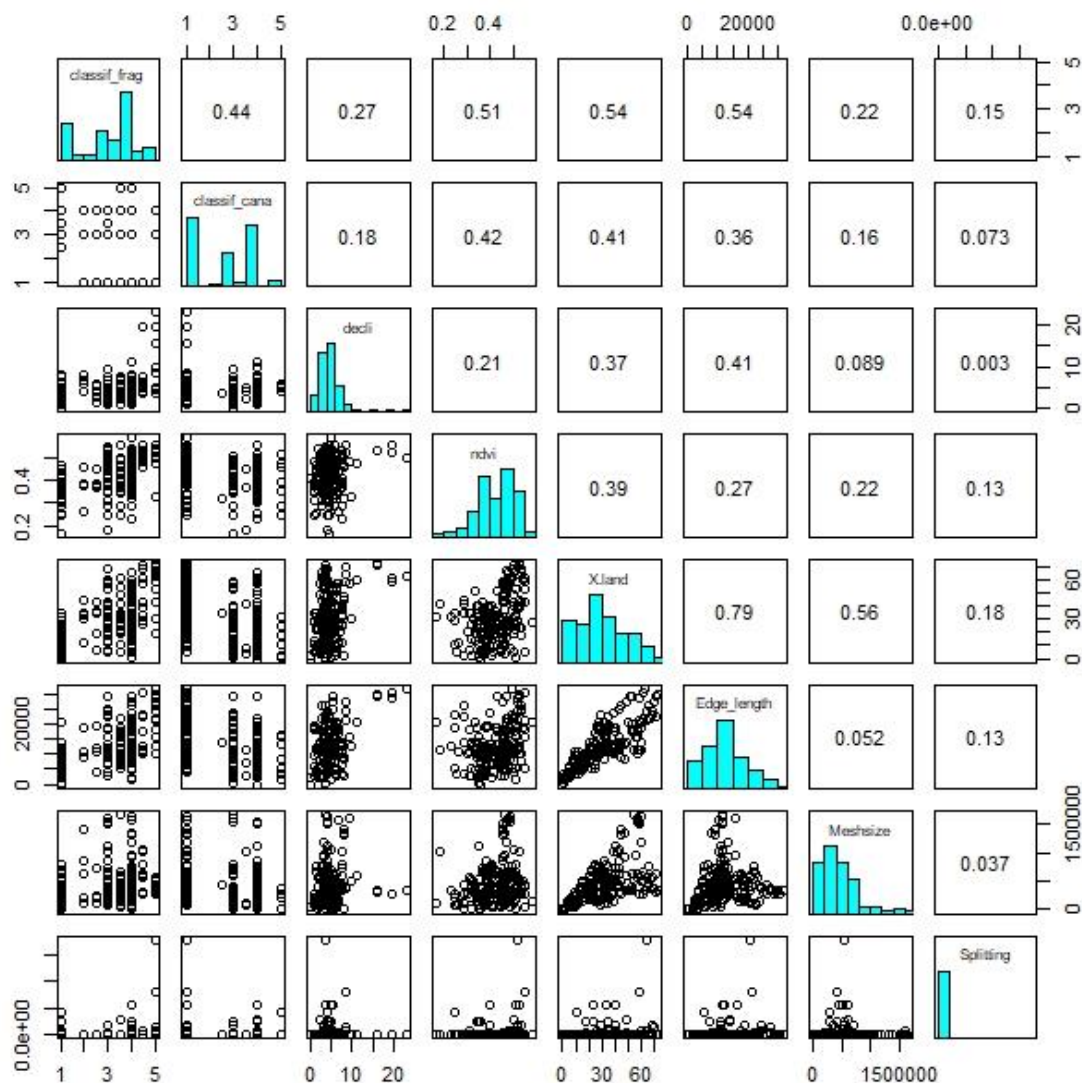
WILLIS, E. O. e ONIKI, Y. Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, 41: 121-135, 1981.

WOLFINGER, R. D. Covariance structure selection in general mixed models. **Communications in Statistics**. v.22. p.1079-1106, 1993.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 4th ed. Prentice-Hall , London, 1996.

APÊNDICE A – Teste de Mantel de correlação espacial entre os pontos fixos realizados, para a soma dos ambientes (200 pontos fixos) e para cada ambiente amostral (40 pontos fixos). Onde, **Fr**: Fragmento Florestal; **FrC**: Borda de Fragmento Florestal e Cana-de-açúcar; **FI**: Fragmento linear de Mata Ciliar; **FIC**: Borda de Fragmento linear de Mata Ciliar com Cana de açúcar; e **C**: Área de cultivo de Cana-de-açúcar.





ANEXO A – Relação das variáveis preditoras, local e da paisagem, por ponto fixo de escuta dos cinco ambientes amostrados. Valores utilizados para análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e Modelos Aditivos Generalizados – GAM.

Ambiente / PF	classif_frag	classif_cana	decli	ndvi	%land	Edge_length	Meshsize	Splitting
Fr1	2	1	8.09	0.4558	44.36	9074	1392898.90	1.0000
Fr2	4	1	8.09	0.4560	43.62	8918	1318107.30	5687.0553
Fr3	4	1	5.11	0.5348	17.75	7904	278064.46	630495.4500
Fr4	4	1	4.91	0.5264	40.55	12350	495577.79	62.1419
Fr5	4	1	3.93	0.4983	25.1	5330	764911.98	2220.1675
Fr6	4	1	2.83	0.5143	22.33	5122	674663.16	1345.3605
Fr7	4	1	8.09	0.4654	46.52	8138	1329748.10	226.0834
Fr8	4.5	1	4.15	0.5197	28.59	13000	292223.65	41.2617
Fr9	4.5	1	4.82	0.5069	42.64	11336	1061657.90	228.2498
Fr10	4.5	1	7.51	0.5263	38.42	10504	1029273.60	83.2505
Fr11	4.5	1	7.51	0.5086	32.59	10920	800940.71	33.1541
Fr12	4.5	1	7.51	0.5056	25.69	10244	590129.89	20.2825
Fr13	3	1	3.39	0.4777	27.79	9698	662151.22	26.1033
Fr14	3	1	5.94	0.4736	20.58	7020	601609.40	390.0856
Fr15	4	1	3.42	0.4738	52.18	17836	641559.82	258.4658
Fr16	4	1	3.42	0.4623	55.32	15652	952694.98	311047.6500
Fr17	4	1	3.42	0.4708	60.02	13702	1182161.10	2818.5770
Fr18	5	1	4.73	0.5517	52.33	18460	413398.70	249057.7300
Fr19	5	1	4.73	0.5498	42.3	15678	420570.60	7060.4092
Fr20	5	1	8.44	0.5506	58.86	21424	406937.45	8072799.2000
Fr21	5	1	8.44	0.5194	64.17	24414	405297.92	832535.6800
Fr22	5	1	8.44	0.5225	69.41	27378	380366.54	1428464.2000
Fr23	5	1	15.70	0.5297	71.4	29432	313259.09	81441.6590
Fr24	5	1	15.70	0.5281	71.62	29926	328616.99	76521.5740
Fr25	4	1	4.91	0.5264	40.64	12454	501113.97	5701786.1000
Fr26	4	1	4.91	0.5306	44.57	13676	485648.43	5757.4562
Fr27	4	1	3.34	0.4557	47.53	13130	906596.90	249.4672

Ambiente / PF	classif_frag	classif_cana	decli	ndvi	%land	Edge_length	Meshsize	Splitting
Fr28	4	1	6.85	0.4826	56.44	10322	1579983.70	4122.7443
Fr29	4	1	3.13	0.5015	40.54	17758	588650.56	707873.2900
Fr30	4	1	3.13	0.5214	39.37	18876	549347.11	1841200.6000
Fr31	5	1	22.80	0.4977	62.59	31694	326910.79	26609.7190
Fr32	5	1	19.40	0.5201	58.85	28704	272201.95	2903.9074
Fr33	4.5	1	19.40	0.5562	61.13	30732	274490.11	23590.9620
Fr34	4.5	1	3.65	0.5002	71.2	22464	635776.73	9502.3210
Fr35	4.5	1	3.65	0.4940	68.15	23504	557996.00	21350.3680
Fr36	5	1	3.65	0.5361	64.62	26364	427883.74	15915.1670
Fr37	5	1	3.65	0.4751	66.65	21970	536771.63	403732.1700
Fr38	5	1	3.65	0.5203	63.99	21086	554115.63	17680680.0000
Fr39	3	1	4.20	0.5369	68.62	24258	359905.68	1944199.5000
Fr40	4	1	5.59	0.4527	25.41	12064	319660.12	97166.2390
FrC1	5	3	5.06	0.5012	19.12	10452	274985.90	1764.1415
FrC2	3.5	4	5.06	0.4567	19.42	10036	327337.32	39669.2080
FrC3	4	5	4.89	0.4700	24.35	13104	212360.05	8899.2664
FrC4	4	4	5.14	0.4019	35.05	13156	401452.29	57.7218
FrC5	4	3	7.47	0.4704	31.87	13026	359576.03	2460.6553
FrC6	3	4	7.48	0.3921	25.94	8996	715206.13	955.9366
FrC7	4	3	0.89	0.4765	27.63	19006	289845.04	35446.6230
FrC8	4	3	5.06	0.3611	17.16	6916	404897.57	2542928.0000
FrC9	3	3	9.51	0.4761	57.27	15652	1604516.50	2786.4479
FrC10	3.5	4	5.89	0.5498	4.58	5226	39648.18	406.8640
FrC11	3	3.5	4.26	0.1816	41.44	11648	1025641.50	3301.1020
FrC12	4	4	2.88	0.3586	5.14	2444	161395.24	1.0000
FrC13	3	4	2.88	0.4451	5.88	2600	184717.28	1.0000
FrC14	5	4	9.94	0.3285	30.22	12584	500612.77	39.9657
FrC15	4	4	7.47	0.2315	31.02	12948	344038.84	3644.1060
FrC16	4	4	5.14	0.4645	36.84	13338	460759.87	1979.2180

Ambiente / PF	classif_frag	classif_cana	decli	ndvi	%land	Edge_length	Meshsize	Splitting
FrC17	4	4	2.53	0.4879	7.3	8476	47361.05	2470.0326
FrC18	4	4	2.53	0.4148	8.72	11128	42765.57	3164.4155
FrC19	4	3	4.51	0.3451	22.69	13936	276533.96	2611785.3000
FrC20	4	3	6.92	0.4275	26.51	18720	159851.71	270614.4000
FrC21	3.5	3	6.92	0.4871	24.62	17238	155036.62	7599.5022
FrC22	3.5	4	2.18	0.5000	48.36	14248	605035.91	2958505.1000
FrC23	4	4	2.18	0.4610	56.41	18460	558149.33	5710.5573
FrC24	4	4	11.10	0.4747	59.15	20696	597450.58	15800.7290
FrC25	3.5	4	2.66	0.4949	61.63	21892	660346.57	9360.1732
FrC26	4	4	2.66	0.4789	65.12	22256	765668.79	5601.6880
FrC27	2.5	4	4.26	0.3691	42.58	11882	722344.26	61710.2510
FrC28	3	4	4.26	0.4518	42.57	12064	861778.34	156447.9800
FrC29	4	4	5.24	0.4225	26.47	15912	395320.94	38412.9250
FrC30	4	4	3.59	0.4234	29.34	18694	403386.89	115835.5200
FrC31	4	4	5.24	0.4561	29.45	15392	518357.03	45984.8530
FrC32	4	4	3.59	0.5149	33.5	16276	613796.07	5541387.1000
FrC33	4	2	6.54	0.3457	39.34	18824	303759.39	2280.5907
FrC34	3.5	5	5.59	0.3497	31.65	15548	286229.91	1961.6981
FrC35	3.5	4	3.10	0.3687	19.19	9672	241166.43	94.0540
FrC36	3.5	4	3.10	0.3437	19.46	8918	313757.02	2711.5211
FrC37	3.5	4	3.10	0.3892	20.23	8242	371383.96	110.9753
FrC38	3.5	4	3.10	0.4412	21.52	8242	447870.82	246.2839
FrC39	3.5	4	3.10	0.4031	20.85	7254	554071.84	71.6386
FrC40	4	4	3.10	0.4031	20.85	7254	554071.84	71.6386
FI1	3	3	4.61	0.5050	5.59	4212	98630.94	5.8480
FI2	3	3	1.45	0.3747	5.17	3770	89492.70	5.4670
FI3	2	2	5.99	0.3842	35.04	19162	223749.55	11924.8090
FI4	3	3	0.99	0.3128	33.74	18356	218816.53	7228.2247
FI5	4	4	1.45	0.3962	21.1	11804	187210.55	664.1787

Ambiente / PF	classif_frag	classif_cana	decli	ndvi	%land	Edge_length	Meshsize	Splitting
FI6	3	3	1.45	0.4132	22.58	12142	178872.71	125.7715
FI7	4	4	0.99	0.3413	34.47	19188	223298.13	124164.4200
FI8	4	4	4.08	0.4969	29.65	11076	657064.25	101.6038
FI9	4	4	4.13	0.4896	59.69	11258	1622858.00	836667.6800
FI10	3	3	5.21	0.5324	43.29	24986	295582.26	2521.1955
FI11	3	3	1.45	0.4147	5.19	3822	89774.32	5.4675
FI12	2.5	2.5	2.83	0.3829	35.26	19708	224256.24	7942.3207
FI13	2.5	2.5	5.99	0.3842	35.00	19240	222599.45	12808.7540
FI14	4	4	5.21	0.4587	48.27	27690	337260.44	579599.0400
FI15	4	4	6.13	0.4740	53.92	18304	508475.65	226.2870
FI16	4	4	6.13	0.3328	50.47	21008	330644.97	1910.2369
FI17	3	3	3.58	0.3867	40.64	12142	631820.21	571977.3800
FI18	4	4	3.58	0.4617	42.81	12662	631245.17	1367.3950
FI19	3.5	3.5	7.45	0.2826	41.43	13962	451446.53	10.4829
FI20	4	4	5.94	0.4546	14.48	4628	454779.32	1.0000
FI21	4	4	5.94	0.4732	15.53	4810	487734.34	1.0000
FI22	2	2	6.73	0.2584	11.8	10764	98389.00	23871.3320
FI23	4	4	6.34	0.4647	8.99	9568	85236.52	243.0180
FI24	4	4	1.28	0.4384	31.78	11752	655903.10	8497.7465
FI25	4	4	1.28	0.4104	34.14	11908	758282.76	2666.0165
FI26	3	3	2.02	0.5389	23.47	9958	417901.64	3837.6357
FI27	4	4	2.02	0.4535	28.44	11180	554223.21	76625.4760
FI28	4	4	3.27	0.5265	23.36	14066	279883.67	42.3345
FI29	4.5	4.5	6.13	0.4576	57.00	17810	623541.31	2421.3128
FI30	4	4	6.13	0.5114	53.00	20306	408991.67	369.4923
FI31	3.5	3.5	0.99	0.2427	34.36	18954	223166.56	137102.9400
FI32	4	4	6.92	0.4880	27.56	19006	173849.38	521883.4800
FI33	4	4	4.91	0.5079	26.58	19656	166748.16	14722.2050
FI34	4	4	4.91	0.5816	26.96	20514	152684.58	34659.8030

Ambiente / PF	classif_frag	classif_cana	decli	ndvi	%land	Edge_length	Meshsize	Splitting
FI35	2.5	2.5	5.55	0.4487	18.61	10582	240317.79	1043.9446
FI36	3	3	3.65	0.5458	59.88	18798	497167.46	8195.9593
FI37	4	4	2.72	0.2884	44.07	26364	282494.27	129119.1700
FI38	4	4	4.31	0.3845	31.54	11804	455199.69	3233.0766
FI39	3.5	3.5	4.08	0.3870	29.91	11570	542832.12	48.8364
FI40	4.5	4.5	5.31	0.4781	26.63	11336	634476.80	679916.1700
FIC1	2.5	3	1.45	0.3732	6.02	4082	110604.39	6.8103
FIC2	4	3	4.08	0.3968	29.26	11128	699607.04	1847682.1000
FIC3	4	3	4.08	0.4492	29.50	11232	626180.58	84.5330
FIC4	4	4	5.21	0.4348	51.71	29536	327660.11	101923.7800
FIC5	3.5	4	5.99	0.4317	33.18	17784	220026.76	19868.6820
FIC6	3.5	4	7.14	0.3680	20.41	13884	362466.92	42735.8180
FIC7	4	4	0.89	0.3945	28.25	19214	284546.49	25436.1970
FIC8	2	3	4.08	0.3727	29.98	11154	619105.94	75.4981
FIC9	3.5	3	3.55	0.4642	54.31	11336	1657561.30	2489.6354
FIC10	4	3	4.08	0.3982	29.84	11180	594479.51	71.1110
FIC11	4	3	4.08	0.3968	28.96	11206	702803.68	452404.6700
FIC12	3	3	5.21	0.4676	51.94	29484	329820.67	263680.5400
FIC13	3	3	4.13	0.4711	58.63	11726	1531944.30	58558.4120
FIC14	4	2	7.48	0.4066	39.38	13390	728169.16	58.4555
FIC15	4	3	3.07	0.4291	9.92	6890	143328.89	20.4842
FIC16	4	3	3.07	0.3936	13.96	8788	229736.44	59.6967
FIC17	3	3	3.07	0.4170	19.27	9282	407801.20	66797.9510
FIC18	4	2	7.45	0.3654	37.22	12558	392467.68	9.1976
FIC19	3	3	5.08	0.4109	17.44	7306	348436.70	57.6924
FIC20	3	4	3.14	0.4237	35.75	10946	486362.26	18.7306
FIC21	4	5	5.99	0.4570	31.59	16718	221968.65	37117.5980
FIC22	3	4	4.13	0.3511	40.31	11024	1128918.20	2331.9984
FIC23	2	4	4.13	0.3823	32.29	10660	871953.44	1151.8725

Ambiente / PF	classif_frag	classif_cana	decli	ndvi	%land	Edge_length	Meshsize	Splitting
FIC24	3	4	4.13	0.4910	56.70	11440	1552003.80	70005.9760
FIC25	3	4	4.13	0.4567	58.51	11778	1498538.70	58314.3250
FIC26	4	5	5.14	0.5133	1.00	1586	12448.54	23.5277
FIC27	3	4	3.63	0.3813	12.33	6890	200698.97	4.4690
FIC28	3.5	4	3.63	0.4525	10.96	6500	172350.28	4.0214
FIC29	3	4	3.63	0.4384	13.42	6786	264363.64	9.0266
FIC30	3	3	6.92	0.3448	26.31	18694	140353.84	7538.2369
FIC31	3.5	4	2.18	0.4649	26.64	11960	261986.97	287.5650
FIC32	3	4	2.18	0.5150	32.00	13364	289990.91	162.7106
FIC33	3.5	3	1.00	0.3509	10.76	9724	66501.39	192.9417
FIC34	4	3	3.98	0.3965	38.95	23920	136491.10	2773.0157
FIC35	3	3	4.48	0.2868	34.46	22802	117673.60	12686.1530
FIC36	3	3	4.48	0.2436	28.41	22958	71077.73	8940.3397
FIC37	4	4	5.24	0.3187	26.26	13520	541666.81	15695.9960
FIC38	4	4	5.24	0.3964	23.59	11544	438237.67	5509040.9000
FIC39	3.5	4	4.08	0.3685	29.49	11206	678755.96	118.1322
FIC40	4	4	4.08	0.4027	27.60	10686	721899.65	725.0352
C1	1	3.5	5.16	0.4475	7.64	6890	83602.40	2440.2067
C2	1	3	0.35	0.4042	2.33	2106	46673.54	19.6513
C3	1	3	2.45	0.4661	3.02	2990	94809.16	1.0000
C4	1	3	4.00	0.4598	11.67	9828	137070.86	800.0126
C5	1	3	2.14	0.4484	5.21	6162	52535.20	165.9140
C6	1	3	4.28	0.3719	3.84	3718	65086.38	10478.3290
C7	1	2.5	3.78	0.3200	34.57	14092	447947.14	3232.4875
C8	1	4	3.10	0.3572	17.91	9256	212425.60	360.6650
C9	1	5	5.06	0.3892	18.04	8138	357317.62	2316.3011
C10	1	4	1.35	0.2508	4.62	3276	72503.52	8.0004
C11	1	3	3.62	0.3481	0.20	598	6422.01	1.0000
C12	1	3	7.48	0.4091	24.92	6656	782470.10	1.0000

Ambiente / PF	classif_frag	classif_cana	decli	ndvi	%land	Edge_length	Meshsize	Splitting
C13	1	4	1.66	0.4662	9.21	4420	178848.28	16.9997
C14	1	4	7.89	0.3202	1.82	3068	16541.29	377.3889
C15	1	4	4.26	0.3486	34.95	10946	540597.97	2637307.5000
C16	1	4	4.18	0.3594	26.38	11856	289713.70	367.5130
C17	1	3	7.48	0.3864	11.45	3666	342308.65	1739.6323
C18	1	3	3.07	0.3715	14.58	8502	153685.23	27.6166
C19	1	3	6.28	0.3793	9.89	3354	310453.70	1.0000
C20	1	4	6.28	0.3633	5.66	2600	177788.40	1.0000
C21	1	4	2.99	0.3487	4.17	2158	130975.30	1.0000
C22	1	4	3.95	0.3591	6.63	3744	208039.47	1.0000
C23	1	4	3.95	0.3339	13.51	4758	417812.98	21502.8580
C24	1	4	3.95	0.3545	18.16	8060	387958.82	68320.9140
C25	1	4	3.95	0.2989	19.83	10270	270230.30	333.0694
C26	1	4	6.28	0.3189	15.36	5460	386819.02	81.8141
C27	1	4	2.01	0.3581	0.00	0	0.00	0.0000
C28	1	5	5.92	0.2876	1.53	3224	17578.40	2.7304
C29	1	5	4.19	0.2470	11.04	5512	281163.10	4210794.9000
C30	1	4	2.88	0.3090	6.77	2860	212433.32	1.0000
C31	1	4	1.23	0.3760	5.18	2704	162578.24	1.0000
C32	1	4	1.23	0.3727	14.04	5954	273129.81	1.6137
C33	1	4	5.01	0.4260	21.88	8138	687155.03	1.0000
C34	1	4	3.19	0.4665	9.83	7098	125608.23	12201.5100
C35	1	4	4.26	0.3905	31.5	8580	632058.84	535268.2500
C36	1	4	4.26	0.3071	34.74	10634	569019.15	870662.6600
C37	1	3	4.48	0.1674	32.15	20930	107572.40	47349.7560
C38	1	3.5	2.37	0.3655	3.34	3016	101296.91	3188.0915
C39	1	4	4.08	0.3723	28.48	11466	697464.33	1240.2383
C40	1	4	4.08	0.3819	22.06	10166	526131.21	52.5244

ANEXO B – Lista das famílias e das espécies de aves registradas, somatória de registros dos ambientes e características ecológicas de sensibilidade ambiental, guilda alimentar e dependência de área florestada. Onde, ONI: onívoro; FIL: filtrador; CAR: carnívoros, FRU: frugívoros; GRA: granívoros, INS: insetívoros; PSC: pscívoros; NEC: nectívoros; D: dependentes; S: semi-dependente; I: independente; NT: Quase Ameaçado.

Famílias	Espécies	Código	Ambientes					Sensibilidade Ambiental	Guilda Alimentar	Dependência de mata	SMA(2018)
			Fr	FrC	FI	FIC	C				
Tinamidae	<i>Crypturellus parvirostris</i>	Cpa	1	2	1	3		Baixa	ONI	D	
	<i>Crypturellus tataupa</i>	Cta				1	1	Baixa	ONI	S	
Anhimidae	<i>Anhima cornuta</i>	Acn			6			Média	ONI	I	NT
	<i>Dendrocygna viduata</i>	Dvi			1			Baixa	FIL	I	
Anatidae	<i>Cairina moschata</i>	Cmo			2			Média	FIL	S	
	<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Abr		2	14	4	2	Baixa	FIL	I	
	<i>Anas bahamensis</i>	Aba			3			Baixa	FIL	I	
Cracidae	<i>Penelope supercilialis</i>	Psu	1					Média	ONI	D	NT
Ciconiidae	<i>Jabiru mycteria</i>	Jmy			3			Média	FIL	I	NT
	<i>Mycteria americana</i>	Mam			19			Baixa	FIL	I	
Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Pbr			23			Baixa	PSC	I	
Anhingidae	<i>Anhinga anhinga</i>	Aan			1			Média	PSC	I	
	<i>Tigrisoma lineatum</i>	Tli			2			Média	ONI	I	
	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Nny			1			Baixa	ONI	I	
	<i>Butorides striata</i>	Bst			2			Baixa	ONI	I	
Ardeidae	<i>Ardea cocoi</i>	Aco			9	2		Baixa	ONI	I	
	<i>Ardea alba</i>	Aal			22	1		Baixa	ONI	I	
	<i>Syrigma sibilatrix</i>	Ssi			2	3		Média	ONI	I	
	<i>Egretta thula</i>	Eth			8			Baixa	ONI	I	
	<i>Phimosus infuscatus</i>	Pin			3			Média	ONI	I	
Threskiornithidae	<i>Theristicus caudatus</i>	Tca				7		Baixa	ONI	I	
	<i>Platalea ajaja</i>	Paj			8			Média	FIL	I	

Famílias	Espécies	Código	Ambientes					Sensibilidade Ambiental	Guilda Alimentar	Dependência de mata	SMA(2018)
			Fr	FrC	FI	FIC	C				
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Cau		1		5		Baixa	CAR	I	
	<i>Coragyps atratus</i>	Cat		10	13	12		Baixa	NCR	I	
	<i>Leptodon cayanensis</i>	Lca			1	1		Média	CAR	I	
	<i>Ictinia plumbea</i>	Ipl				1		Média	CAR	S	
Accipitridae	<i>Busarellus nigricollis</i>	Bni			1			Baixa	CAR	S	NT
	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Rso			1			Baixa	CAR	I	
	<i>Urubitinga urubitinga</i>	Uur		1				Média	CAR	I	
	<i>Rupornis magnirostris</i>	Rma	2	3	7	2		Baixa	CAR	S	
Aramidae	<i>Aramus guarauna</i>	Agu			7	1		Média	ONI	I	
	<i>Aramides cajaneus</i>	Aca		1				Alta	ONI	S	VU
	<i>Aramides saracura</i>	Asa			1			Média	ONI	I	
Rallidae	<i>Laterallus exilis</i>	Lex			1			Baixa	ONI	I	
	<i>Porzana albicollis</i>	Pal			1	1		Média	ONI	I	
	<i>Gallinula galeata</i>	Gga			8			Baixa	FIL	I	
Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Vch		5	1	5	9	Baixa	INS	I	
Recurvirostridae	<i>Himantopus melanurus</i>	Hme			1			Baixa	ONI	I	
Scolopacidae	<i>Tringa solitaria</i>	Tso				1		Baixa	ONI	I	
Jacanidae	<i>Jacana jacana</i>	Jja			17	1		Baixa	FIL	I	
	<i>Columbina talpacoti</i>	Cta		6	13	10	6	Baixa	GRA	I	
	<i>Columbina squammata</i>	Csq	1	2	4	3		Baixa	GRA	I	
	<i>Columbina picui</i>	Cpi				1		Baixa	GRA	I	
Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i>	Ppi	37	46	38	62	4	Média	FRU	S	
	<i>Patagioenas cayennensis</i>	Pca	2	3	2	5	2	Média	ONI	S	
	<i>Zenaida auriculata</i>	Zau		3	2	4	12	Baixa	ONI	I	
	<i>Leptotila verreauxi</i>	Lve	13	6	4	4		Baixa	ONI	D	
	<i>Leptotila rufaxilla</i>	Lru	12	8	2	1		Média	GRA	D	
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	Pca	5	5	4	3		Baixa	INS	S	

Famílias	Espécies	Código	Ambientes					Sensibilidade Ambiental	Guilda Alimentar	Dependência de mata	SMA(2018)
			Fr	FrC	FI	FIC	C				
Apodidae	<i>Crotophaga ani</i>	Can			12	5		Baixa	INS	I	
	<i>Tapera naevia</i>	Tna	1		3	4		Baixa	INS	I	
	<i>Streptoprocne zonaris</i>	Szo	7	2				Baixa	INS	I	
	<i>Chaetura meridionalis</i>	Cme		2				Baixa	INS	I	
	<i>Phaethornis pretrei</i>	Ppr	7	3	8	2		Baixa	NEC	S	
	<i>Eupetomena macroura</i>	Ema	1	4				Baixa	NEC	I	
Trochilidae	<i>Florisuga fusca</i>	Ffu	1	2	2			Média	NEC	I	
	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Clu	7	6	2	7		Baixa	NEC	S	
	<i>Hylocharis chrysura</i>	Hch	2					Média	NEC	S	
	<i>Leucochloris albicollis</i>	Lal			1			Baixa	NEC	I	
	<i>Amazilia versicolor</i>	Ave		1				Baixa	NEC	S	
	<i>Amazilia fimbriata</i>	Afi	2	2	5	2		Baixa	NEC	S	
Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	Mto			3	1		Baixa	PSC	I	
Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	Rto		2	1	1	1	Média	ONI	S	
	<i>Picumnus cirratus</i>	Pci	2			1		Baixa	INS	D	
	<i>Picumnus albosquamatus</i>	Pal	6	2		1		Baixa	INS	D	
	<i>Melanerpes candidus</i>	Mca			2	3		Baixa	INS	I	
Picidae	<i>Veniliornis passerinus</i>	Vpa	4	1	1	1		Baixa	INS	D	
	<i>Colaptes melanochloros</i>	Cme	2	1		1		Baixa	INS	S	
	<i>Colaptes campestris</i>	Cca		1		6		Baixa	INS	I	
	<i>Dryocopus lineatus</i>	Dli	1		1	2		Baixa	INS	S	
Cariamidae	<i>Campephilus robustus</i>	Cro	2					Média	INS	D	
	<i>Cariama cristata</i>	Ccr		1		4		Média	ONI	I	
	<i>Caracara plancus</i>	Cpl		10	1	5	19	Baixa	CAR	I	
	<i>Milvago chimachima</i>	Mch		1	3	3		Baixa	CAR	I	
Falconidae	<i>Micrastur semitorquatus</i>	Mse	1					Média	CAR	D	
	<i>Falco sparverius</i>	Fsp		1				Baixa	CAR	I	

Famílias	Espécies	Código	Ambientes					Sensibilidade Ambiental	Guilda Alimentar	Dependência de mata	SMA(2018)
			Fr	FrC	FI	FIC	C				
Psittacidae	<i>Falco femoralis</i>	Ffe					2	Baixa	CAR	I	
	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Ple	29	6	21	41		Baixa	FRU	S	
	<i>Forpus xanthopterygius</i>	Fxa	2		10	2		Média	FRU	S	
	<i>Brotogeris chiriri</i>	Bch	15	9	22	12		Média	FRU	S	
	<i>Pionus maximiliani</i>	Pma	1					Média	FRU	S	
	<i>Amazona aestiva</i>	Aae	2	4	1			Média	FRU	S	NT
	<i>Formicivora rufa</i>	Fru				2		Baixa	INS	S	
	<i>Dysithamnus mentalis</i>	Dme	2	2	1			Média	INS	D	
Thamnophilidae	<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	Hat				1		Média	INS	D	
	<i>Herpsilochmus longirostris</i>	Hlo		1				Média	INS	D	NT
	<i>Thamnophilus doliatus</i>	Tdo	3	5	12	9		Baixa	ONI	D	
	<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	Tru			1			Baixa	INS	S	
	<i>Thamnophilus pelzelni</i>	Tpe	7	1		1		Média	INS	D	
	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Tca	21	1	1	1		Baixa	ONI	D	
	<i>Taraba major</i>	Tma	2	2	3	2		Baixa	INS	S	
	<i>Mackenziaena severa</i>	Mse	1					Média	INS	D	
Conopophagidae	<i>Drymophila malura</i>	Dma		1		1		Média	INS	D	
	<i>Conopophaga lineata</i>	Cli	23	3	8	1		Média	INS	S	
	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Sgr	6	1	2	1		Média	INS	D	
Dendrocolaptidae	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Xfu	1					Alta	INS	D	
	<i>Campylorhamphus falcularius</i>	Cfl			2	1		Alta	INS	D	
	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Lan			1			Média	INS	S	
Xenopidae	<i>Xenops rutilans</i>	Xru	2	1				Média	INS	S	
	<i>Furnarius rufus</i>	Fru			6	2	4	Baixa	ONI	I	
Furnariidae	<i>Lochmias nematura</i>	Lne	1					Média	INS	D	
	<i>Automolus leucophthalmus</i>	Ale	6	1		1		Média	INS	D	
	<i>Phacellodomus rufifrons</i>	Pru		1				Média	INS	D	

Famílias	Espécies	Código	Ambientes					Sensibilidade Ambiental	Guilda Alimentar	Dependência de mata	SMA(2018)
			Fr	FrC	FI	FIC	C				
Vireonidae	<i>Myiopagis viridicata</i>	Mvi	3					Média	INS	D	
	<i>Phyllomyias fasciatus</i>	Pfa	1	1				Média	INS	D	
	<i>Myiarchus swainsoni</i>	Msw				3		Baixa	INS	D	
	<i>Myiarchus ferox</i>	Mfe	7	15	4	9		Baixa	INS	S	
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Mty	2					Baixa	INS	S	
	<i>Casiornis rufus</i>	Cru			1			Média	INS	D	
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Psu	4	13	27	14	3	Baixa	INS	S	
	<i>Machetornis rixosa</i>	Mri			5	1		Baixa	INS	I	
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Mma	3	1		3		Baixa	INS	D	
	<i>Megarynchus pitangua</i>	Mpi	5	4	3	3		Baixa	INS	D	
	<i>Myiozetetes cayanensis</i>	Mca	1					Baixa	INS	S	
	<i>Myiozetetes similis</i>	Msi		3	5	2		Baixa	INS	S	
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tme	4	14	6	12		Baixa	INS	I	
	<i>Tyrannus savana</i>	Tsa		4	7	1		Baixa	INS	I	
	<i>Empidonomus varius</i>	Eva		1				Baixa	INS	I	
	<i>Colonia colonus</i>	Cco	1		4	2		Baixa	INS	I	
	<i>Myiophobus fasciatus</i>	Mfa	1					Baixa	INS	D	
	<i>Fluvicola nengeta</i>	Fne			5			Baixa	INS	I	
	<i>Arundinicola leucocephala</i>	Ale			1			Média	INS	I	
	<i>Gubernetes yetapa</i>	Gye			1			Média	INS	I	
	<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Cfu	3	1	2	1		Baixa	INS	D	
	<i>Knipolegus cyanirostris</i>	Kcy		1				Baixa	INS	I	
	<i>Xolmis velatus</i>	Xve		1			2	Média	INS	I	
	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Cgu	13	4	2	7		Baixa	ONI	D	
	<i>Vireo chivi</i>	Cch	8			1		Baixa	ONI	S	
Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	Ccr		5	1	1		Média	ONI	S	
	<i>Cyanocorax chrysops</i>	Cch	24	9	11	9		Baixa	ONI	D	

Famílias	Espécies	Código	Ambientes					Sensibilidade Ambiental	Guilda Alimentar	Dependência de mata	SMA(2018)
			Fr	FrC	FI	FIC	C				
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Pcy		5	58	33	2	Baixa	INS	I	
	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Sru	1	1	18	17	4	Baixa	INS	I	
	<i>Progne tapera</i>	Pta	2	10	34	4		Baixa	INS	I	
	<i>Progne chalybea</i>	Pch					12	Baixa	INS	I	
	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Tle			3			Baixa	INS	I	
	<i>Hirundo rustica</i>	Hru			8	12		Baixa	INS	I	
Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	Tmu	3	1	9	6		Baixa	ONI	S	
	<i>Cantorchilus leucotis</i>	Cle			1			Baixa	ONI	S	
Donacobiidae	<i>Donacobius atricapilla</i>	Dat			5	2		Média	ONI	I	
Poliopitidae	<i>Poliopitila dumicola</i>	Pdu	1					Média	ONI	S	
	<i>Turdus leucomelas</i>	Tle	18	13	15	9		Baixa	ONI	D	
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	Tru	3					Baixa	ONI	S	
	<i>Turdus amaurochalinus</i>	Tam	2	2	2	4		Baixa	ONI	D	
	<i>Turdus subalaris</i>	Tsu				1		Baixa	ONI	S	
Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	Mas		3	6			Baixa	ONI	I	
Motacillidae	<i>Anthus lutescens</i>	Alu		1		2	1	Baixa	ONI	I	
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Zca	3	22	14	47	13	Baixa	GRA	I	
	<i>Ammodramus humeralis</i>	Ahu		2		10	6	Baixa	ONI	I	
	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Gae		2	3	8	1	Baixa	GRA	I	
	<i>Basileuterus culicivorus</i>	Bcu	48	15	18	7		Média	ONI	D	
Parulidae	<i>Myiothlypis flaveola</i>	Mfl	33	27	17	12		Média	ONI	D	
	<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	Mle			2			Média	ONI	D	
	<i>Myiothlypis rivularis</i>	Mri	1		1			Média	ONI	D	
	<i>Cacicus haemorrhous</i>	Cha			2			Baixa	ONI	D	
Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Ipy	1	2		2		Média	ONI	S	
	<i>Chrysomus ruficapillus</i>	Cru			28	1		Baixa	ONI	I	
	<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	Pgu			1	11		Baixa	ONI	I	

Famílias	Espécies	Código	Ambientes					Sensibilidade Ambiental	Guilda Alimentar	Dependência de mata	SMA(2018)
			Fr	FrC	FI	FIC	C				
Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	Cfl	7	1	4	4		Baixa	NEC	S	
	<i>Saltator similis</i>	Ssi	1			1		Baixa	ONI	S	
	<i>Saltator fuliginosus</i>	Sfu	4	2				Média	ONI	D	
	<i>Thlypopsis sordida</i>	Tso	1	3				Baixa	ONI	S	
	<i>Tachyphonus coronatus</i>	Tco	8	3	9	2		Baixa	ONI	D	
	<i>Ramphocelus carbo</i>	Rca	5	4	17	8		Baixa	ONI	S	
	<i>Lanio cucullatus</i>	Lcu	1	11	2	5		Baixa	ONI	S	
	<i>Lanio melanops</i>	Lme			2			Média	ONI	D	
	<i>Tangara sayaca</i>	Tsa	5	8	20	16		Baixa	ONI	S	
	<i>Tangara palmarum</i>	Tpa	3			3		Baixa	ONI	S	
	<i>Tangara cayana</i>	Tca	7	5		4		Média	ONI	S	
	<i>Tersina viridis</i>	Tvi			2	3		Baixa	INS	S	
	<i>Dacnis cayana</i>	Dca	3	9	2	2		Baixa	NEC	S	
	<i>Hemithraupis guira</i>	Hgu	1		1			Baixa	ONI	S	
	<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	Hru	1	2				Baixa	ONI	S	
	<i>Conirostrum speciosum</i>	Csp	12	5	1	5		Baixa	ONI	D	
	<i>Sicalis flaveola</i>	Sfl		2		2	26	Baixa	GRA	I	
	<i>Sicalis luteola</i>	Slu				4		Baixa	GRA	I	
	<i>Volatinia jacarina</i>	Veja	8	17	5	19	12	Baixa	GRA	I	
	<i>Sporophila lineola</i>	Sli			3			Baixa	GRA	I	
	<i>Sporophila caerulescens</i>	Sca		9	7	28		Baixa	GRA	I	
	<i>Sporophila leucoptera</i>	Sle		1	1			Baixa	GRA	I	
	<i>Sporophila angolensis</i>	San			1			Baixa	GRA	I	
Cardinalidae	<i>Habia rubica</i>	Hru	3	1				Alta	ONI	D	
Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i>	Ech	6	15	4	5		Baixa	ONI	S	

Anexo C – Registros fotográfico.



Ardea cocoi



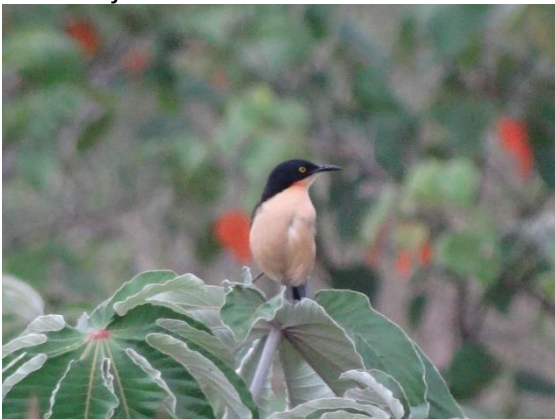
Phalacrocorax brasilianus



Jacana jacana



Lanio cucullatus



Donacobius atricapilla



Patagioenas picazuro



Colaptes melanochloros



Tyrannus savana



Ictinia plumbea



Falco sparverius



Phaethornis pretrei



Taraba major



Myiothlypis flaveola



Penelope superciliaris



Veniliornis passerinus



Dryocopus lineatus



Jabiru mycteria



Mycteria americana



Busarellus nigricollis



Tringa solitaria



Tigrisoma lineatum



Brotogeris chiriri



Cnemotriccus fuscatus



Cyanocorax cristatellus