

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

GUILHERME DE SOUSA BATTISTUZZO

**INFLUÊNCIA DE MÉTRICAS DA PAISAGEM URBANIZADA SOBRE AS AVES DE
ÁREAS VERDES URBANAS**

SANTA HELENA

2023

GUILHERME DE SOUSA BATTISTUZZO

**INFLUÊNCIA DE MÉTRICAS DA PAISAGEM URBANIZADA SOBRE AS AVES DE
ÁREAS VERDES URBANAS**

Influence of urban landscape metrics on birds in urban green areas

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Nome do Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais e Sustentabilidade da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador(a): Vagner Cavarzere Jr

SANTA HELENA

2023



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

GUILHERME DE SOUSA BATTISTUZZO

**INFLUÊNCIA DE MÉTRICAS DA PAISAGEM URBANIZADA SOBRE AS AVES DE
ÁREAS VERDES URBANAS**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais. Sustentabilidade da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Ecossistemas e Recursos Naturais.

Data de aprovação: 23 de junho de 2023

Membro 1: Prof. Dr. Vagner Aparecido Cavarzere Junior – Presidente – UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP.

Membro 2: Dra. Karlla Vanessa de Camargo Barbosa – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

Membro 3: Dr. Francisco Voeroes Dénes - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa gerado em 23/06/2023

SANTA HELENA/PR

2023

Dedico este trabalho a minha vó Anete e meu vô Santo, por me guiarem nos primeiros passos em meio a natureza.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Vagner Cavarzere, pelos muitos ensinamentos compartilhados, pela paciência de sempre, disponibilidade, presença e parceria com que conduziu esse processo.

Aos meus colegas de sala da UTFPR, pelos longos momentos compartilhados pela tela em tempos difíceis, de aulas, reuniões e trabalhos.

Aos professores da UTFPR, que compartilharam tantos conhecimentos que levarei para a vida.

À Secretaria do Curso, pelo suporte e cooperação, em especial aos coordenadores durante o período, Leonardo Biral e Vagner Cavarzere.

Aos doutores Karlla Barbosa, Eduardo Alexandrino, Francisco Denés, Leonardo Biral, Rejane Barbosa e Daian Oliveira pelas importantes contribuições durante o desenvolvimento deste trabalho, na formatação do projeto de pesquisa, e análise dos dados.

Aos meus pais, que sempre me incentivaram e acreditaram nos meus sonhos, pelo amor e apoio incondicional ao longo de toda a minha trajetória pessoal e profissional.

À minha companheira Ana Carolina Medeiros, pela paciência, compreensão e parceria de sempre, pelos incentivos fundamentais nos momentos mais difíceis, em especial quando eu pensava em desistir. Pelas fundamentais e decisivas colaborações, com o QGis, os mapas, as métricas da paisagem e a formatação do trabalho final, sem as quais esse trabalho não teria sido possível.

Ao Bruno Troiano, companheiro de jornada ao longo do mestrado, pelas valiosas conversas de apoio mútuo, risadas, aflições e prazos apertados compartilhados.

Ao amigo Caian Gerolamo, pelos incentivos, pela disponibilidade em contribuir, e pela ajuda com as análises no R, além de ter sido parceiro fundamental nos campos na primeira fase do trabalho.

À equipe de profissionais da Secretaria do Verde e do Meio Ambiente da Prefeitura de São Paulo, pelo excelente trabalho na compilação dos dados da biodiversidade do município, base para esse e muitos estudos que ainda virão.

Aos gestores e funcionários dos parques municipais e estaduais da cidade de São Paulo, por cuidarem com tanto carinho da biodiversidade paulistana e pelo suporte prestado.

Enfim, a todos os que de alguma forma contribuíram, incentivaram e torceram pelo sucesso na realização desta pesquisa.

RESUMO

A urbanização é definida como um processo em que ambientes naturais são modificados devido a atividades antrópicas, à medida que a população humana aumenta em um processo irreversível de escala global. Nesse contexto, as aves se apresentam como excelente objeto de estudo pois são consideradas extremamente importantes como indicadores biológicos e realizam diversas funções ecológicas, os chamados serviços ecossistêmicos. A rica biodiversidade, em uma região bastante impactada pela ação antrópica, e o extenso trabalho de ornitólogos na região, fazem da Mata Atlântica do sudeste do Brasil uma excelente fonte de informações sobre alterações do habitat e adaptações da avifauna em ambientes urbanos. Estudos que utilizem métricas da paisagem vêm se popularizando nas últimas décadas, com o aumento da disponibilidade e acessibilidade de dados geoespaciais, revelando uma notável relevância para a compreensão dos padrões e das dinâmicas da diversidade biológica. A qualidade da matriz inclui sua composição, a estrutura da vegetação e o risco de predação que representa para as aves e sua permeabilidade é considerada fator imperativo na dispersão de espécies. Haja vista o processo de urbanização acentuado e irreversível, e a escassez de estudos analisando a influência de métricas da paisagem urbanizada sobre a avifauna em áreas verdes urbanizadas, tornam-se de fundamental importância os estudos voltados à compreensão da dinâmica das comunidades de aves nestes ambientes, especialmente os destinados à preservação ambiental e ao bem-estar humano, como os parques urbanos. Foram selecionados 25 parques urbanos no município de São Paulo, sudeste do Brasil, a maior megalópole da América Latina. As áreas selecionadas foram analisadas através do software QGIS. Foram reportadas 279 espécies nas áreas estudadas e as famílias de maior riqueza foram Thraupidae e Tyrannidae. As análises dos dados utilizando o Critério de Informação de Akaike em uma regressão múltipla, revelaram que a densidade de árvores na superfície impermeável no raio de 2,5 km é a variável que mais influencia a presença de mais espécies da avifauna nas áreas verdes urbanas. Para as famílias Accipitridae e Trochilidae, a área também se mostrou como potencial preditora. Por sua vez, a família Picidae também demonstrou potencial correlação com a porcentagem de área impermeável no buffer de 1 km, o que era esperado e corrobora hipóteses bem conhecida de que o tamanho das áreas verdes influencia na riqueza de espécies em áreas fragmentadas da Mata Atlântica, inclusive em áreas urbanizadas. O presente estudo reforça a importância para as aves de uma matriz de qualidade, permeável, arborizada e sua importância para as aves em um ambiente severamente impactado pela urbanização, à medida que a porcentagem de impermeabilização do solo na região circundante das áreas verdes e a presença de árvores na matriz urbana influenciam a riqueza da totalidade das famílias analisadas, o que acaba por influenciar diversos processos ecológicos nas grandes cidades. Compreender como as aves utilizam ambientes urbanos não apenas nos permite medir as mudanças decorrentes da intensificação urbana, mas também contribuem para o melhor planejamento das cidades, a fim melhorar o status das comunidades de aves urbanas e a qualidade de vida de populações humanas. Palavras-chave: Aves; Ecologia Urbana; Urbanização; Arborização das cidades; Biodiversidade – Conservação.

ABSTRACT

Urbanization is defined as a process in which natural environments are modified due to human activities, as the human population increases in an irreversible global scale. In this context, birds are excellent subjects of study as they are considered extremely important as biological indicators and perform various ecological functions, known as ecosystem services. The rich biodiversity in a region heavily impacted by human action, along with extensive work by ornithologists in the area, makes the Southeast Atlantic Forest in Brazil an excellent source of information about habitat alterations and adaptations of bird species in urban environments. Studies that utilize landscape metrics have become increasingly popular in recent decades, with the increased availability and accessibility of geospatial data, revealing notable relevance for understanding patterns and dynamics of biological diversity. The quality of the matrix includes its composition, vegetation structure, and the predation risk it represents for birds, while its permeability is considered an imperative factor in species dispersal. Given the pronounced and irreversible process of urbanization, and the scarcity of studies analyzing the influence of landscape metrics on avifauna in urban green areas, studies focused on understanding the dynamics of bird communities in these environments, especially those aimed at environmental preservation and human well-being, such as urban parks, become of fundamental importance. Twenty-five urban parks were selected in the municipality of São Paulo, Southeast Brazil, the largest megalopolis in Latin America. The selected areas were analyzed using QGIS software. A total of 279 species were reported in the study areas, with the families Thraupidae and Tyrannidae being the most representative. Data analysis reveals that tree density in impermeable surfaces within a 2.5 km radius is the variable that most influences the presence of avifauna in urban green areas. For the families Accipitridae and Trochilidae, the area also proved to be a potential predictor. In turn, the family Picidae also showed a potential correlation with the percentage of impermeable area in the 1 km buffer, which is expected and supports well-known hypotheses that the size of green areas influences species richness in fragmented areas of the Atlantic Forest, including urbanized areas. This study reinforces the importance of a quality, permeable, and treed matrix for birds and its significance for birds in an environment severely impacted by urbanization, as the percentage of soil sealing in the surrounding region of green areas and the presence of trees in the urban matrix influence the richness of all analyzed bird families, ultimately affecting various ecological processes in large cities. Understanding how birds utilize urban environments not only allows us to measure changes resulting from urban intensification but also contributes to better city planning in order to improve the status of urban bird communities and the quality of life for people.

Keywords: Birds; Urban Ecology; urban Development; Urban Trees; Biodiversity – Conservation.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
1.1	Contextualização	13
2	JUSTIFICATIVA	19
3	OBJETIVOS	20
4	DESENVOLVIMENTO	21
4.1	Material e Método.....	21
4.1.1	Área de Estudo	21
4.1.2	Análise	16
4.2	Resultados.....	16
4.3	Discussão	18
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	21
	REFERÊNCIAS	22
	Apêndice 1. Espécies registradas nas áreas selecionadas.....	29
	Apêndice 2 - Desempenho dos modelos utilizando o Critério de Informação de Akaike em uma regressão múltipla.	35
	Apêndice 2 - Desempenho dos modelos utilizando o Critério de Informação de Akaike em uma regressão múltipla para explicar riqueza de espécies das famílias selecionadas, como função de diferentes variáveis da matriz urbanizada. area= Área; shape= Fator forma; dist= Distancia área fonte; imp_1= Porcentagem de cobertura de solo impermeável no bufffer de 1 km; imp2= Porcentagem de cobertura de solo impermeável no bufffer de 2,5 km; dens_1= Densidade de arvores no solo impermeável no buffer de 1km; dens_2= Densidade de arvores no solo impermeável no buffer de 2,5 km.	

1 INTRODUÇÃO

A urbanização é definida como um processo em que ambientes naturais são modificados devido a atividades antrópicas, à medida que a população humana aumenta (Marzluff *et al.*, 2012). Nos tempos atuais, este pode ser considerado um processo irreversível de escala global. O impacto direto deste processo sobre a biodiversidade é a mudança na cobertura do solo que se trata de um propulsor significativo da conversão do uso da terra e do desmatamento (Chace e Walsh, 2006) sendo atualmente a grande causa da fragmentação da vegetação (Fischer *et al.*, 2015). Movimentos recentes da sociedade civil em prol da sustentabilidade, como lançamento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU (Nações Unidas Brasil, 2022) vêm tratando sobre a necessidade da conservação e uso sustentável dos ecossistemas e da biodiversidade, o que torna fundamental o planejamento urbano que vise à promoção de cidades ambientalmente corretas, mas que também apoiem a produtividade econômica de longo prazo e a saúde e a qualidade de vida de seus habitantes (Ahvenniemi *et al.*, 2017).

1.1 Contextualização

Nesse contexto, as aves se apresentam como excelente objeto de estudo pois são consideradas extremamente importantes como indicadores biológicos. Entre os efeitos da urbanização sobre a avifauna estão a limitação da distribuição de espécies que dependem de condições específicas para a sobrevivência e, até mesmo, sua extinção localmente (Aleixo e Vielliard, 1995; Gimenes e Anjos, 2000; Ribon *et al.*, 2003; Gray *et al.*, 2007). A perda de riqueza e diversidade filogenética de aves dependentes de florestas, podem comprometer as funções ecológicas dessas espécies que inclui os chamados serviços ecossistêmicos, como a dispersão de sementes, predação e herbívora (Morante-Filho *et al.* 2018). Com a expansão do desenvolvimento urbano e suburbano e a modificação de habitat associada, é evidente a necessidade de entender as relações das aves com estes ambientes amplamente modificados pela ação humana, a fim de propor ações de manejo para conservação das espécies de aves.

O Brasil é um excelente estudo de caso, pois possui rica avifauna, com registro de 1971 espécies (Pacheco *et al.*, 2021), de modo que 1025 espécies ocorrem no domínio fitogeográfico da Mata Atlântica, e 1,9% das espécies de aves conhecidas no

mundo são dela endêmicas (Figueiredo *et al.*, 2021). A Mata Atlântica, um *hotspot* de biodiversidade (Mittermeir *et al.*, 2004), abriga as maiores cidades brasileiras e é vítima de intensa exploração desde a colonização europeia (Dean, 1996). Estima-se em 28% as áreas de floresta remanescente (Rezende *et al.*, 2018) em um mosaico de áreas fragmentadas. Mais de 80% dos fragmentos possuem menos de 50 hectares e a distância média entre fragmentos é considerado alta (Ribeiro *et al.*, 2009). A rica biodiversidade, em uma região bastante impactada pela ação antrópica, e o extenso trabalho de ornitólogos na região, fazem da Mata Atlântica do sudeste do Brasil uma excelente fonte de informações sobre alterações do habitat e adaptações da avifauna em ambientes urbanos (Pizo e Tonetti, 2020).

A fragmentação excessiva, por si só, gera perdas significativas da comunidade de aves nativas, colocando grande número de espécies em risco iminente de extinção (Myers *et al.*, 2000; Garcia e Marini, 2005), e a degradação de habitats florestais causa extinções locais de espécies de aves funcionalmente similares, em especial pelo aumento da competição em pequenos fragmentos (Oliveira *et al.*, 2020). Os fragmentos de floresta atlântica têm sido colonizados por espécies de aves não-dependentes de habitats florestais (Faria *et al.*, 2006; Antunes, 2007) e são esperadas alterações na riqueza de espécies, mas não alterações significativas na riqueza funcional, indicando redundância funcional entre as espécies que se substituem, proporcionando relativa estabilidade funcional nos fragmentos (Oliveira e Anjos, 2022).

A urbanização atua como um filtro ecológico que interfere negativamente no convívio e comportamento das aves (Lenis e Guillermo-ferreira, 2020), afetando a diversidade e composição das comunidades de aves presentes nas limitadas áreas verdes urbanas (Amaya-Espinel *et al.*, 2019). Nestes ambientes encontra-se uma predominância de espécies de hábitos generalistas (Bélisle *et al.*, 2001; Santos e Cademartori, 2010; Hofling e Camargo, 2002) e alterações profundas nas comunidades de aves com perdas significativas de guildas especialistas, como aumento de espécies granívoras e a diminuição de espécies insetívoras (Kark *et al.*, 2006). Também se observa o aumento de espécies exóticas, crescente predação de ninhos e crescimento de espécies que nidificam em edifícios em detrimento de espécies que nidificam no solo (Marzluff, 2012). As espécies associadas a ambientes urbanos tendem a ser menores, menos territoriais, possuir maior capacidade de dispersão, nichos alimentares e de habitat mais amplos, tamanhos de ninhada maiores, maior longevidade e limites atitudinais mais baixos e a força de várias

relações entre características potencialmente varia entre cidades em função da latitude e/ou densidade populacional humana (Neate-Clegg *et al.*, 2023). A poluição sonora também tem se mostrado fator importante, uma vez que interfere na comunicação acústica e no comportamento das aves (Marín-Gomez *et al.*, 2020). Barbosa *et al.* (2020) indicam o ruído sonoro como fator de influência direta sobre a riqueza de espécies residentes e migratórias em áreas urbanas, juntamente com a proximidade de corpos d'água nas áreas estudadas.

No sudeste do Brasil, algumas alterações significativas na composição da avifauna devido a urbanização, em especial pela colonização de espécies típicas de áreas abertas, vêm sendo registradas (e.g. Alvarenga, 1990; Hofling e Camargo, 2002; Willis, 1991; Willis e Oniki, 1985; 1987; 1993). Espécies invasoras como pombo-domestico (*Columba livia*), pardal (*Passer domesticus*) e generalistas, como o bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), podem ser beneficiadas com a fragmentação florestal e a antropização, podendo aumentar sua abundância em áreas modificadas pelo homem (Goerck, 1997). Segundo Zanogel *et al.*, (2021), em ambientes urbanos a presença de construções e maior quantidade de árvores podem ser os fatores mais importantes na probabilidade da ocupação pelo bem-te-vi *Pitangus sulphuratus*. Estudo recente na cidade de São Paulo que comparou áreas preservadas e urbanizadas revelou que a riqueza de espécies de aves em habitats urbanizados foi cerca de 50-85% menor do que em habitats-fonte, que a riqueza de espécies foi significativamente reduzida à medida que a distância da área-fonte aumentou (Melo, 2022).

Nesse cenário, as áreas verdes possuem grande importância ao proporcionar habitat para as aves e outros animais (Zorzal *et al.*, 2021). Embora maiores extensões de áreas protegidas sejam indicadas para proteger uma proporção maior da riqueza regional de espécies, pequenas áreas são também cruciais para manter a diversidade (Enedino *et al.*, 2018). Entre outros fatores, sabemos que a riqueza de espécies de árvores e o ruído são fatores importantes modulando a comunidade de aves nesses ambientes (da Silva *et al.*, 2021). Parques urbanos mantêm parcelas naturais da paisagem, de modo a preservar uma grande parte da vida natural das regiões onde são implantados (Wilson, 1997) e oferecem uma grande oportunidade para estudar a relação de comunidades de aves com as alterações antrópicas do ambiente, que podem incluir alteração na composição florística, redução da área de habitat, proximidades a populações e construções humanas.

1.2 Métricas da Paisagem

Estudos que utilizem métricas da paisagem vem se popularizando nas últimas décadas, com o aumento da disponibilidade e acessibilidade de dados geoespaciais. Desde então, vem revelando uma notável relevância para a compreensão dos padrões e das dinâmicas da diversidade biológica, fornecendo bases conceituais e analíticas de grande relevância para o estudo e a gestão da biodiversidade em diversas escalas (Honrado *et al.*, 2012).

Nesse campo, a paisagem é tida como composta pela matriz, que pode ser definida como o elemento mais extensivo e conectado e que possui o papel preponderante no funcionamento de uma paisagem, conectando manchas, superfícies não lineares que diferem de seu entorno (Siqueira *et al.*, 2013). Esses conceitos são extensamente utilizados nos estudos da fragmentação dos ecossistemas florestais, tratando os remanescentes florestais como manchas inseridas em uma matriz severamente alterada pela ação antrópica.

Por essa ótica, sabe-se que a conservação de fragmentos grandes e interconectados é fundamental para sustentar os processos ecológicos (Bovo *et al.*, 2018). Tamanho e formato influenciam a quantidade de borda em um fragmento florestal, a medida que quanto menor e mais irregular for esse fragmento, maior a cobertura relativa de áreas marginais. A quantidade de borda de um fragmento influencia de maneira distinta as espécies de aves. Insetívoros especialistas tendem a serem afetados negativamente pelas bordas, enquanto nectarívoros são aparentemente beneficiados, resultando em uma alteração na abundância populacional, composição da comunidade e perfil funcional em bordas de florestas (Banks-Leite *et al.*, 2010).

A qualidade da matriz, variável independente importante sobre a diversidade de aves (Shoffner, 2018), tem se mostrado importante objeto de estudo de avifauna, uma vez que pode gerar certa resistência aos movimentos de indivíduos (Ricketts, 2001) pela paisagem e entre fragmentos, potencialmente influenciando a riqueza e abundância de espécies em uma paisagem fragmentada pela ação antrópica. A qualidade da matriz inclui sua composição, a estrutura da vegetação e o risco de predação que representa para as aves e sua permeabilidade é considerada fator imperativo na dispersão de espécies, sementes e pólenes (Schneiberg *et al.*, 2020).

Mais do que isso, os efeitos da área do fragmento, isolamento e estrutura da vegetação nas dinâmicas de ocupação da avifauna tendem a depender da matriz (Kennedy *et al.*, 2011), que pode ser a variável individual mais importante para determinar a presença de algumas espécies florestais (Barbosa *et al.*, 2017). Para a persistência de aves insetívoras do sub-bosque em pequenos fragmentos, a capacidade dispersão pela matriz alterada do entorno pode ser considerado o melhor determinante (Sekercioglu *et al.*, 2002).

Elementos da paisagem, como pequenos fragmentos de floresta, árvores isoladas e cercas vivas, contribuem para a conectividade funcional de fragmentos de floresta isolados para aves, que usam esses elementos como pedras de passagem ou corredores para se mover pela paisagem (Gabriel e Pizo, 2005; Uezu *et al.*, 2008, Barbosa *et al.*, 2017). Mesmo as aves florestais que não são particularmente sensíveis à perturbação florestal não atravessam regularmente matrizes abertas, e as espécies diferem em sua capacidade de usar matrizes abertas que cercam seus fragmentos de floresta de origem de acordo com características intrínsecas da espécie, incluindo dieta e estratégia de forrageamento (Uezu *et al.*, 2005; Boscolo e Metzger 2011; Uezu e Metzger 2011).

A quantidade de cobertura florestal no entorno dos fragmentos é uma métrica que tem se mostrado importante e parece ser fator de extrema importância para a persistência das aves nas paisagens fragmentadas da Mata Atlântica, mediando até a importância relativa de outras características de manchas e paisagens (Martensen *et al.*, 2012; Boesing *et al.*, 2017). A cobertura florestal (30-50%) no nível da paisagem parece representar um limiar abaixo do qual a persistência das populações de aves da Mata Atlântica é comprometida a longo prazo (Lopes *et al.*, 2016; Martensen *et al.*, 2012; Morante-Filho *et al.*, 2015). Plantios de eucalipto, parecem ser mais permeáveis para aves florestais do que matrizes abertas como pastagens. Esses estudos confirmam o senso comum de que, para aves dependentes de florestas, geralmente de grande preocupação de conservação, quanto maior a semelhança da matriz com uma floresta, melhor (Pizo e Tonetti, 2020).

Existem, entretanto, poucos estudos de ecologia da paisagem que se debruçam sobre o ambiente urbano e suas métricas. Estudo recente na Argentina revela uma correlação negativa entre densidade de edifícios, a riqueza e a abundância de aves nativas e insetívoras, enquanto as espécies invasoras, urbanas e onívoras apresentam correlação positiva. À medida que a cobertura viária aumentava, tanto a

riqueza quanto a abundância tendiam a diminuir em todas as categorias de aves (Amaya-Espinel, 2019.) A porcentagem de superfície pavimentada apresenta uma relação negativa com a riqueza de alguns grupos e edifícios altos e superfície pavimentada podem apresentar uma relação positiva com a abundância de onívoros terrestres e predadores aéreos que caçam (Cristaldi *et al.*, 2017). O número de edifícios apresentou correlação negativa com a riqueza de espécies de aves e a riqueza funcional (Melo *et al.*, 2022).

Ainda sim, boa parte dos estudos em ecologia da paisagem sobre a avifauna que buscam investigar efeitos da qualidade da matriz sobre comunidades e populações de aves são realizados em paisagens naturais, ou inseridos no contexto rural, sendo poucos, entretanto, que utilizam métricas da paisagem relacionadas aos efeitos da urbanização, em especial na região neotropical, como observado na revisão sobre o tema feita por Adler e Jedicke, (2022). Mais do que isso, os estudos precisam se concentrar na matriz "cinza" na qual os espaços verdes urbanos estão inseridos, pois temos pouca ou nenhuma informação a respeito e é essencial planejar cidades mais saudáveis e sustentáveis a partir dessa ótica (Faggi e Caula, 2017).

2 JUSTIFICATIVA

Haja vista (i) o processo de urbanização acentuado e irreversível, e (ii) escassez de estudos analisando a influência de métricas da paisagem urbanizada sobre a avifauna em áreas verdes urbanas, tornam-se de fundamental importância os estudos voltados à compreensão da dinâmica das comunidades de aves nestes ambientes, especialmente os destinados à preservação ambiental e ao bem-estar humano, como os parques urbanos.

3 OBJETIVOS

Caracterizar a comunidade de aves presente em alguns dos principais e mais representativos parques inseridos na matriz urbana da cidade de São Paulo, sudeste do Brasil;

Avaliar a influência de métricas da paisagem urbanizada e características das áreas sobre a riqueza de espécies de aves de famílias mais representativas da avifauna regional, e das guildas tróficas mais representativas presentes nas áreas verdes da cidade de São Paulo.

Espera-se que a riqueza de aves nos parques seja influenciada negativamente pelas métricas da urbanização, como a impermeabilização do solo, pela maior quantidade de borda nos parques e pela maior distância dos remanescentes florestais ao redor da cidade. E que se correlacione positivamente com a maior quantidade de árvores na matriz urbana e com o tamanho dos parques.

4 DESENVOLVIMENTO

4.1 Material e Método

Foram selecionados 25 parques urbanos no município de São Paulo, sudeste do Brasil, a maior megalópole da América Latina (Figura 1).

4.1.1 Área de Estudo

O clima de São Paulo é subtropical úmido (Alvares *et al.*, 2014), com as quatro estações do ano relativamente definidas. A temperatura média anual é de 20 °C; o verão é morno com precipitação e o inverno é fresco com pouca precipitação. Ao longo do ano, normalmente, a temperatura mínima nos meses mais frios é de 12 °C e a temperatura máxima nos meses mais quentes é de 28 °C e raramente são inferiores a 7 °C ou superiores a 32 °C. O município está localizado nas coordenadas geográficas 23°32.85'S e 46°38.16'W. Possui extensão territorial de 1.521,1 km² e população de aproximadamente 12,33 milhões de habitantes (IBGE, 2012). A precipitação anual média é de 1.441 mm, concentrados principalmente no verão. As estações do ano são relativamente bem definidas: O inverno é fresco e com pouca chuva, e o verão, moderadamente quente e chuvoso. Outono e primavera são estações de transição. Geadas ocorrem esporadicamente em regiões mais afastadas do centro, e em invernos rigorosos, em boa parte do município.

A vegetação original do município era composta por campos cerrados, florestas de várzea ao longo dos grandes rios e Floresta Atlântica Ombrófila Densa Montana. Quase um terço do território da cidade de São Paulo é coberto por remanescentes de Mata Atlântica, totalizando quase 46 mil hectares. A Serra da Cantareira, na região norte do município, compreende a maior floresta urbana do mundo, se espalhando por mais de 10.000 ha na área metropolitana (Ayres, 2008).

4.1.2 Seleção de Áreas

Dos 25 parques selecionados (Figura 1), 24 são de administração da Secretaria do Verde e do Meio Ambiente e um do estado de São Paulo. O filtro inicial para seleção de áreas foi o mínimo de 10 horas de amostragem das aves pelos técnicos da prefeitura. Em seguida foram excluídos aqueles contíguos às Áreas-fontes nos arredores da cidade, de modo que todos estivessem localizados dentro da área

urbana do município de São Paulo, com limites e perímetro bem estabelecidos e representassem todas as zonas da cidade. Áreas-fontes são consideradas como áreas matrizes em um contexto de fragmentação em ilhas de vegetação.

4.1.3 Métricas da paisagem urbanizada

As áreas selecionadas foram analisadas através do software QGis, software livre e de código aberto de Sistema de Informação Geográfica (SIG ou GIS, do inglês Geographic Information System) que permite visualizar, editar e analisar dados geoespaciais, como mapas, imagens de satélite, dados de GPS e outras informações relacionadas à localização), utilizando-se informações e *shapefiles* disponíveis no site GeoSampa (PMSP), plataforma online de visualização e análise de dados geoespaciais da cidade de São Paulo, desenvolvido pela Prefeitura de São Paulo. A Tabela 1 mostra as variáveis selecionadas e seus valores obtidos.

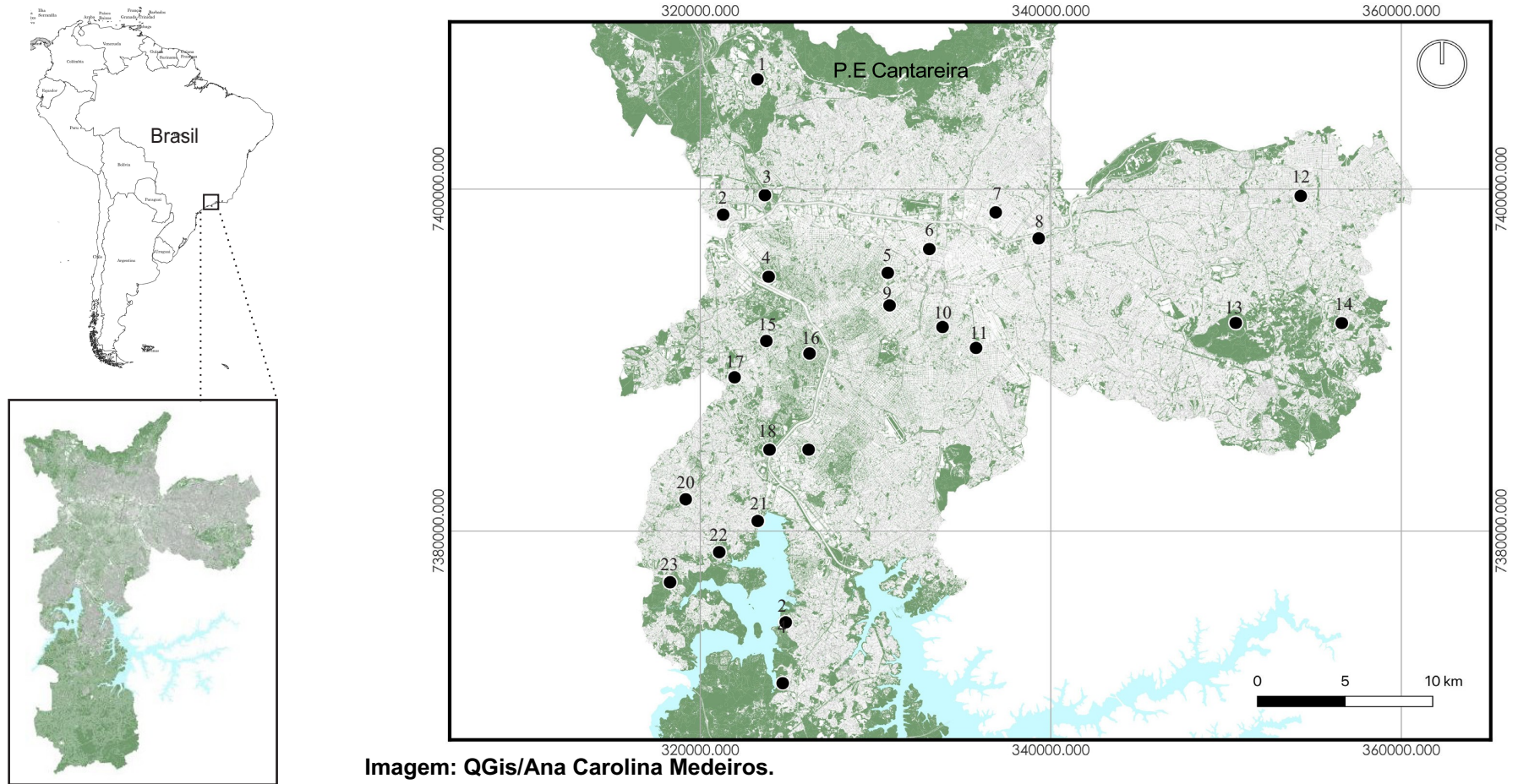
a) Porcentagem de cobertura impermeável do solo

A partir do perímetro dos parques, os centroides foram demarcados e buffers de 1 e 2,5 km de raio foram traçados. A partir das informações de cobertura da vegetação no município de São Paulo - 2020 fornecidas pelo GeoSampa, a área total com cobertura vegetal pôde ser calculada dentro desses buffers. A área de cobertura aquática foi medida manualmente com as ferramentas de medida de área. Essas duas medidas somadas, foram então subtraídas da área total do buffer dos parques selecionados para que se chegasse à porcentagem de cobertura impermeável do solo.

b) Densidade de árvores em solo impermeável

A partir da camada de mapeamento de árvores da arborização viária, foram obtidas as contagens de árvores nos buffers de 1 e 2,5 km de raio a partir do centroide dos parques. O valor foi dividido pela área impermeável no respectivo buffer para que se chegasse à densidade de árvores por quilômetro quadrado de área impermeável.

Figura 1. Localização dos Parques urbanos selecionados. 1. Pinheirinho d'Água; 2. Vila dos Remédios; 3. Cidade de Toronto; 4. Villa-lobos; 5. Buenos Aires; 6. Jardim da Luz; 7. Vila Guilherme-Trote; 8. Piqueri; 9. Trianon; 10. Aclimação; 11. Independência; 12. Ecológico Chico Mendes; 13. Carmo; 14. Vila do Rodeio; 15. Previdência; 16. Alfredo Volpi; 17. Chácara do Jóquei; 18. Burle Marx; 19. Severo Gomes; 20. Santo Dias; 21. Guarapiranga; 22. Jardim Herculano; 23. M'Boi Mirim; 24. Linear São José; 25. Linear Ribeirão Caulim.



Município de São Paulo

Tabela 1. Variáveis amostradas em cada uma das áreas selecionadas.

Parque	Area	Fator forma	% solo imp.- Buffer 1km	% solo imp.- Buffer 2,5km	Árvores x km2 imp. - Buffer 1km	Árvores x km2 imp. - Buffer 2,5km	Dist. Área-fonte
Aclimação	112.200,00	1,41	78,07%	81,75%	1,39	1,23	11,7
Alfredo Volpi	142.400,00	1,34	49,25%	57,44%	3,73	2,42	14,2
Buenos Aires	18.755,00	1,42	66,94%	58,30%	1,84	1,8	8,5
Burle Marx	138.279,00	0,72	28,25%	59,90%	2,37	1,2	19,6
Chácara do Jockey	143.531,00	1,2	73,10%	69,20%	0,89	NA	17,6
Cidade de Toronto	109.100,00	1,63	58,38%	61,00%	2,12	1,37	9,2
do Carmo	2.388.930,00	0,88	25,09%	36,28%	1,2	1	20,8
Ecológico Chico Mendes	61.600,00	1,41	85,43%	88,74%	0,64	0,62	22,4
Guarapiranga	152.600,00	1,36	48,59%	54,54%	0,75	0,77	20
Independência	161.300,00	0,97	82,32%	83,41%	1,45	1,16	13,4
Jardim da Luz	113.400,00	1,12	89,01%	81,84%	0,67	0,79	7,3
Jardim Herculano	75.277,00	1,69	57,81%	45,22%	0,81	0,72	17,7
Linear Ribeirão Caulim	3.213.000,00	0,27	47,03%	14,98%	1,06	1,83	12,4
Linear São José	94.987,00	0,8	40,63%	31,04%	1,65	1,44	17,5
M'boi Mirim	190.000,00	1,33	41,71%	46,55%	0,39	0,36	15,5
Pinheirinho d'Água	250.306,00	3,21	67,42%	40,23%	1,15	1	2,6
Piqueri	97.200,00	1,28	80,55%	82,72%	0,74	0,86	9,9
Previdencia	91.500,00	1,17	70,25%	57,96%	1,77	1,67	14,7
Santo Dias	134.000,00	1,26	79,33%	82,08%	0,81	0,83	15,7
Severo Gomes	34.900,00	1,38	68,38%	54,50%	1,53	1,74	22,2
Tenente Siqueira Campos - Trianon	48.600,00	0,71	80,99%	70,25%	1,54	1,82	11
Vila do Rodeio	613.200,00	1,56	62,32%	48,61%	0,66	0,5	16
Vila dos Remédios	109.800,00	1,61	80,74%	74,92%	0,5	NA	12
Vila Guilherme-Trote	185.000,00	0,66	90,13%	84,91%	0,93	0,86	6
Villa-Lobos	732.000,00	1,4	28,73%	56,27%	4,09	1,62	12,4

c) Área

A área total dos parques foi considerada a partir de dados fornecido pela Prefeitura de São Paulo (São Paulo, 2022).

d) Fator Forma

O fator de forma evidencia o efeito de borda e, devido a isto, é um parâmetro utilizado para analisar a vulnerabilidade dos fragmentos às perturbações. Este tipo de análise consiste na possibilidade de indicar o nível de proteção do interior em relação à borda, sendo de extrema importância para os estudos de dinâmica e estrutura dos fragmentos florestais. Este índice é inferior a um em áreas de forma arredondada, tende a 1 quando a forma do fragmento se aproxima de um quadrado (forma regular) e aumenta de acordo com o aumento da irregularidade na forma. Segue abaixo a fórmula segundo McGarigal e Marks (1995).

FF= fator de forma; Af = área do fragmento florestal; P = perímetro.

$$FF = \frac{P}{2 \sqrt{\pi A_f}}$$

e) Distância para Área-fonte

Para cada um dos parques selecionados foi medida a distância mínima para as principais Áreas Fontes, ou principais remanescentes florestais da Mata Atlântica na Grande São Paulo, o Parque Estadual da Cantareira (7.900 ha) e a Reserva do Morro Grande (10.870 ha) e o Parque Estadual da Serra do Mar (Núcleo Curucutu possui cerca de 8.165 ha de área, conectados a outros núcleos que compreendem toda a Serra do Mar do Estado de São Paulo e estados adjacentes). O menor valor encontrado para uma dessas três áreas foi considerado como uma das variáveis de análise.

4.1.4 Dados das Aves

A avifauna da cidade de São Paulo é bastante documentada, compilada pela Divisão de Fauna Silvestre / SVMA no Inventário da Fauna Silvestre do Município de São Paulo (São Paulo, 2022), o qual revelou 506 espécies de aves registradas para a cidade. Os registros feitos pelos técnicos da prefeitura de SP e tabulados individualmente nesse inventário foram usados como base para as análises no presente trabalho.

Com base nos critérios de seleção foram analisadas as famílias Accipitridae, Psittacidae, Picidae, Trochilidae, Columbidae, e dentre os Passeriformes, Tyrannidae, Furnaridae e Thraupidae.

4.1.2 Análise

Foram analisados dados da riqueza das famílias mais representativas, aquelas que possuem riqueza superior a oito espécies e número total de registros superior a 70. Também foram analisadas as aves endêmicas da Mata Atlântica e as aves migratórias. Para a montagem dos modelos, o esforço amostral foi incluído como *offset*.

A riqueza pode responder a mais de uma variável ambiental porque podem ocorrer interações entre as variáveis. Para avaliar o efeito que os atributos do habitat têm na riqueza de espécies de aves, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados com variáveis individualmente, e também com suas interações. A seleção dos modelos foi feita com o Critério de Informação de Akaike (AIC) corrigido para pequenas amostras, considerando os modelos mais plausíveis aqueles com $\Delta AICc < 2$ (Cavanaugh, 2019). Análises foram feitas em ambiente R (R Core Team, 2023).

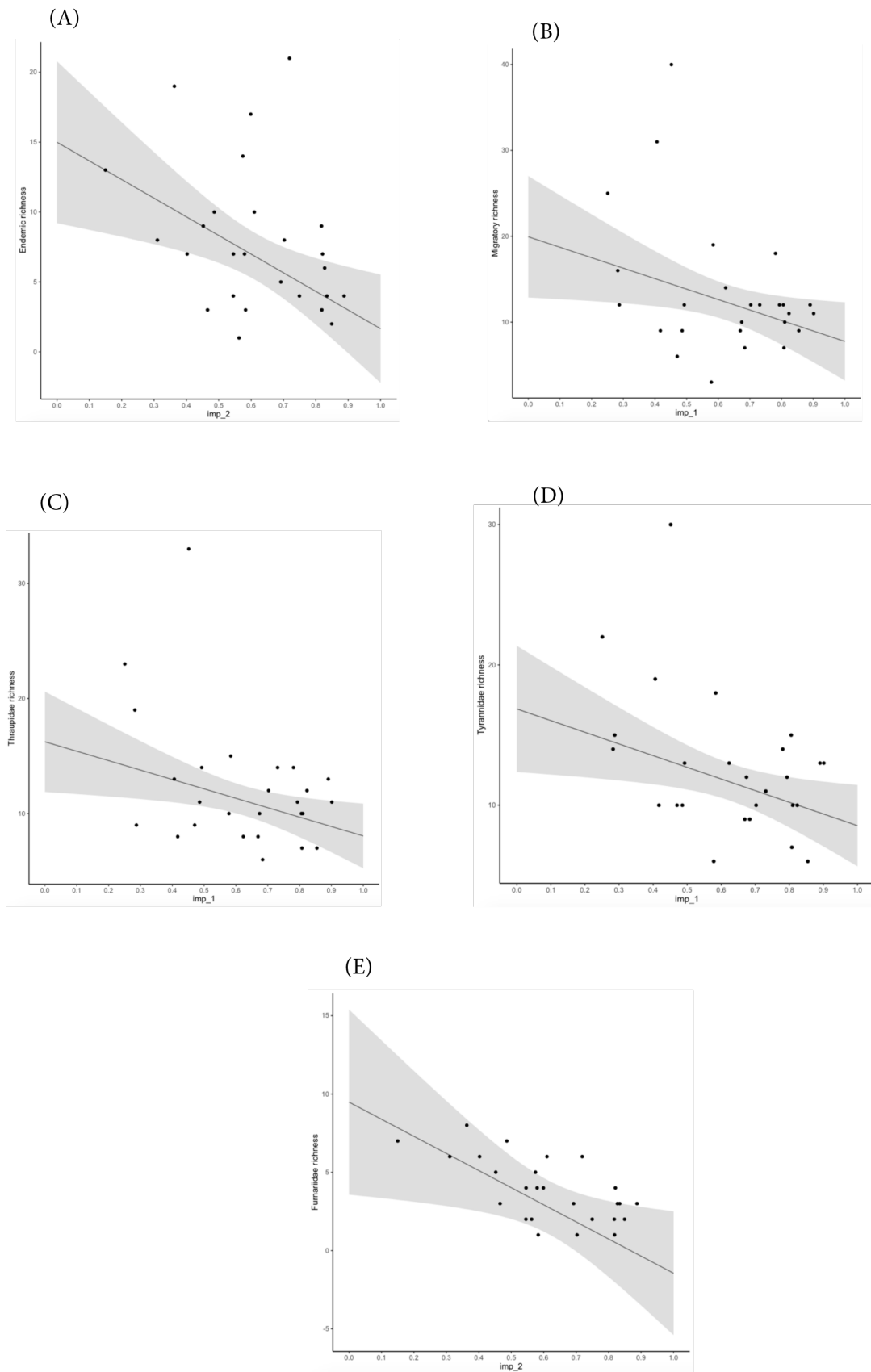
4.2 Resultados

Das 506 espécies de aves que constam na lista histórica do município, 279 foram reportadas nas áreas estudadas (Apêndice 1). As famílias de maior representatividade foram Thraupidae, com 33 espécies e Tyrannidae com 32 espécies. Dentre as 279 espécies, apenas 17 foram registradas em todas as áreas estudadas (Apêndice 1). Vinte e nove espécies registradas são classificadas como Endêmicas da Mata Atlântica. Doze são listadas na lista de espécies ameaçadas de extinção do estado de São Paulo, sendo quatro na categoria Vulnerável e oito na categoria Quase-Ameaçada (Apêndice 1).

As análises de verossimilhança com os grupos escolhidos e famílias mais representativas nas áreas estudadas (Apêndice 2) revelou que o principal fator preditor para riqueza de espécie foi a porcentagem de solo impermeável.

As riquezas de aves de hábito migratório, endêmicas da Mata Atlântica e das famílias Furnariidae, Thraupidae e Tyrannidae são influenciadas negativamente por maiores porcentagens de solo impermeável no buffer de 1 quilômetro, e as espécies de aves endêmicas da mata atlântica, no buffer de 2,5 quilômetros. Em todos os casos, os valores de riqueza se correlacionaram negativamente com a porcentagem de impermeabilidade do solo (Figura 2).

Figura 2. Gráficos de correlação entre a riqueza dos grupos estudados e as variáveis mais plausíveis pelo Critério de Informação de Akaike (AIC) A. Espécies endêmicas da Mata Atlântica; B. Espécies migratórias; C. Thraupidae; D. Tyrannidae; E. Furnariidae.



4.3 Discussão

As análises dos dados obtidos revelam que a porcentagem de impermeabilidade do solo ao redor das áreas estudadas é o fator que mais influencia a riqueza da avifauna nas áreas verdes urbanas, aparecendo com baixos valores de $\Delta AICc$ para espécies endêmicas da mata atlântica, para espécies de aves migratórias e para as famílias Furnariidae, Thraupidae e Tyrannidae.

É notável, nas áreas amostradas, a ausência de diversos táxons florestais bem documentados e de ocorrência comum no Parque Estadual da Cantareira (Tonetti *et al.*, 2017), importante remanescente das florestas que outrora cobriam a cidade de São Paulo, que incluem os gêneros *Trogon*, *Malacoptila*, *Drymophila*, *Schiffornis*, *Platyrhynchus*. Neste contexto, a tais ausências parecem ser justificadas por estudos recentes, os quais revelam que a riqueza de espécies de aves tende a decrescer com o crescimento da urbanização (Amaya-Espinel *et al.*, 2019; Lenis e Guillermo-ferreira, 2020). No entanto, alguns fatores podem contribuir para inclusive, aumentar a sua riqueza. A importância de espécies exóticas, heterogeneidade espacial e níveis intermediários de distúrbios podem ser fatores de grande importância (McKinney, 2008). Além disso, conclusões sobre presença ou ausência de táxons são complexas e dependem do grupo de espécies e da escala das análises para que sejam utilizados como parâmetro para medidas de conservação, uma vez que indicadores de biodiversidade podem variar consideravelmente em áreas adjacentes e estudando-se os mesmos grupos taxonômicos (Roth e Weber, 2008). Por esses fatores, a análise através das famílias mais representativas e com mais registros se mostra de extrema importância, quando se analisa a variável riqueza de espécies.

O presente estudo reforça a importância para as aves de uma matriz de qualidade, permeável, arborizada (Heggie-gracie *et al.*, 2019, Canedoli *et al.*, 2018). Aumentar a adequação da matriz para a vida selvagem pode aumentar a diversidade de espécies que utilizam as paisagens urbanas, favorecendo o movimento das aves e aumentando o potencial de dispersão entre os fragmentos (Barth, 2015). A vegetação na matriz urbanizada oferece potenciais locais de pouso, abrigo, alimentação e nidificação, de modo que mesmo nas áreas mais urbanizadas, o manejo da vegetação pode ser feito de maneira a proporcionar habitats mais propícios para as aves (Fontana *et al.*, 2011, Pena *et al.*, 2017).

As famílias Tyrannidae e Furnariidae em sua totalidade e a família Thraupidae em sua maioria são compostas por espécies que se alimentam de insetos em diferentes graus de especialidade. Essa é a guilda trófica mais representativa em comunidades de aves em um gradiente urbano (Escobar-Ibañez, 2020). Condições abióticas que resultam de mudanças na vegetação ou cobertura do solo são fatores determinantes das comunidades de artrópodes

urbanos (Dale e Frank, 2018) e a área de vegetação circundante parece facilitar a colonização de artrópodes dependentes de florestas em parques isolados (Peng et al, 2020). Por conta disso, era esperado que parques em uma matriz urbana com mais árvores tivesse uma maior riqueza de espécies dessas famílias de aves majoritariamente insetívoros. Assim, a importância no presente trabalho corrobora a ideia de que jardins com maior cobertura urbana suportam menos insetívoros (Mayorga *et al.*, 2020). Insetívoros são também mais propensos a atravessar as bordas nas áreas de baixa densidade habitacional. Modelos de regressão sugerem que essas tendências podem ser influenciadas por características dentro da matriz, principalmente a proporção de habitações e variáveis associadas à vegetação arbustiva e de dossel, de modo que uma gestão adequada da matriz habitacional, tem potencial para proporcionar a dispersão necessária para a manutenção de meta-populações (Hodgson, 2007).

As aves da família Tyrannidae, compreendem passeriformes muito diversos na região Neotropical que habitam os mais variados nichos ecológicos (Winkler *et al.*, 2020a). A família abriga 13 das 24 espécies de aves terrestres migratórias ou parcialmente migratórias registradas na área amostrada (Apêndice 1). A correlação positiva da riqueza de espécies com a densidade de árvores na matriz impermeável corrobora a ideia de que o ruído pode influenciar a riqueza deste grupo (Barbosa et al, 2020), considerando que a presença de árvores ao longo de ruas e construções podem contribuir para reduzir o ruído das grandes cidades.

A família Thraupidae é representada na área urbana de São Paulo por espécies que ocupam nichos bastante diversos. Algumas espécies são granívoras de bico curto e preferem áreas abertas, como as representantes do gênero *Sporophila*, que compreende coleirinhos e caboclinhos. Os maiores números de espécies são insetívoras e frugívoras, estando entre as mais aptas na dispersão de sementes de plantas ornitocóricas (Winkler *et al.*, 2020b). Essas espécies, que compõe o grupo conhecido por saíras, sanhaços e tiês, podem ser beneficiadas pela arborização urbana, não só pela maior disponibilidade de artrópodes, mas também pela utilização de espécies frutíferas para esse fim, mesmo com espécies exóticas, uma vez que adentram áreas construídas para se alimentar de frutos carnudos produzidos por espécies alóctones de plantas, especialmente durante o inverno (Guix, 2007).

A família Furnariidae, exclusiva dos neotrópicos, é composta basicamente por espécies insetívoras, e o habitat explorado por furnarídeos encerra quase toda a gama de paisagens naturais (Sick, 1997, Winkler *et al.*, 2020c). A diversidade das espécies dessa família nos parques estudados inclui poucas arborícolas florestais, espécies relacionadas à áreas úmidas como o curutié (*Certhiaxis cinnamomeus*) e o João-botina-do-brejo (*Phacellodomus ferrugineigula*) e outras

com predileção por forrageamento em vegetação arbustiva como o João-teneném (*Synallaxis spixi*) e o Petrim (*Synallaxis frontalis*). Essas características podem explicar a porcentagem de solo impermeável como preditor da riqueza de espécies da família, diferentemente das demais famílias que parecem responder melhor à presença de árvores na matriz do que na impermeabilidade do solo.

O presente estudo reforça a ideia de que maiores porcentagens de solo permeável na matriz urbana podem ser essenciais para a persistência e coexistência da biodiversidade regional em um ambiente altamente antropizado. Essa perspectiva reitera a ideia de as árvores serem uma ferramenta importante para os planejadores e projetistas urbanos no desenvolvimento de cidades resilientes e eficientes em termos de recursos em uma era de mudanças climáticas (Salmond *et al.*, 2016). Ao expandir e melhorar a vegetação e a matriz urbana, as cidades têm a oportunidade de desempenhar um papel mais significativo no sequestro de carbono e contribuir para os esforços globais de enfrentamento das mudanças climáticas. Estima-se que aumentar a vegetação urbana global em 50% dobraria a contribuição das florestas urbanas para o sequestro global de carbono (Churkina, 2016).

Inúmeros benefícios importantes de uma maior permeabilidade do solo são também reportados de forma ainda mais direta para a população humana das grandes cidades. É evidente o papel das árvores no conforto térmico das cidades e dos seres humanos, à medida que absorvem o excesso de radiação solar, potencializado por materiais amplamente utilizados nas cidades, como o concreto e o asfalto (Carvalho Silva *et al.*, 2022). Fachadas mais verdes também promovem o relaxamento fisiológico e psicológico humano em comparação com a parede de edifícios (Elsadek *et al.*, 2019) e os benefícios para a saúde podem ser inúmeros, incluindo a remoção de partículas da poluição urbana e a proteção da irradiação ultravioleta (Wolf *et al.*, 2020). Assim, cidades mais permeáveis e conseqüentemente mais arborizadas, podem contribuir significativamente para o bem-estar humano, ao passo que favorecem também a biodiversidade e seus inúmeros serviços ecossistêmicos associados.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estes resultados reforçam a importância de novos paradigmas no planejamento urbano, ao passo que seja tratado com a devida relevância o necessário valor ecológico das áreas urbanas. Compreender como as aves utilizam ambientes urbanos não apenas nos permite medir as mudanças decorrentes da intensificação urbana, mas também permite o manejo das cidades para melhorar o status das comunidades de aves urbanas (Heggie-Gracie, 2019). Para tanto, planejadores, gestores e proprietários devem considerar maneiras de incentivar a retenção e proteção de habitats naturais em paisagens urbanizadas. Medidas necessárias incluem planejar explicitamente espaços abertos e habitats naturais em novos loteamentos; utilizar uma variedade de arranjos de espaços construídos e abertos dentro dos empreendimentos; melhorar e restaurar habitats dentro de espaços abertos, melhorar a qualidade das terras desenvolvidas (ou seja, a matriz urbana) em vez de direcionar os esforços de manejo apenas para parques reservas e áreas abertas; e celebrar a diversidade biológica urbana para promover conexões entre as pessoas e seu patrimônio natural (Marzluff e Rodewald, 2008). Medidas sugeridas por (Buron et al 2022) para beneficiar espécies migratórias no hemisfério Norte, também se aplicam: Preservar árvores grandes em bairros residenciais, manter remanescentes de floresta ao longo da matriz urbana e aumentar a estrutura vertical da vegetação nos quintais. Especialmente em ambientes remanescentes altamente fragmentados em uma matriz urbana e como consequência, a importância de solos permeáveis e árvores para o melhor planejamento urbanístico nas grandes cidades.

Os resultados do presente trabalho evidenciam a importância da qualidade da matriz para as aves em um ambiente severamente impactado pela urbanização, à medida que a porcentagem de impermeabilização do solo na região circundante das áreas verdes influencia a riqueza de diversas famílias analisadas, o que acaba por influenciar diversos processos ecológicos nas grandes cidades. Reforça ainda a importância de se pensar as áreas verdes urbanas, em especial os parques, não apenas olhando-se para sua estrutura e características intrínsecas, mas também, e especialmente, para a área circundante, com importantes consequências para o planejamento e o urbanismo das grandes cidades da América Latina.

Espera-se que os resultados desse trabalho, em conjunto com o crescente número de pesquisas sobre os impactos sobre a biodiversidade em ambientes urbanos nos anos recentes, possam contribuir e subsidiar melhores decisões estratégicas para a adequação das cidades aos Objetivos de desenvolvimento sustentável das Nações Unidas, com benefícios evidentes para as aves e conseqüentemente para as pessoas.

REFERÊNCIAS

- ADLER, L.; JEDICKE, E. Landscape metrics as indicators of avian community structures – A state of the art review. **Ecological Indicators**, vol. 145, dez. 2022.
- AHVENNIEMI, H. *et al.* What are the differences between sustainable and smart cities?. **Cities**, vol. 60, p. 234-245, fev. 2017.
- ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.12, n.3, p. 493-511, set. 1995.
- ALVARENGA, H. M. Novos registros e expansões geográficas de aves no leste do estado de São Paulo. **Ararajuba**, v.1, n.1, p. 115-117, ago. 1990.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, v.22, n.6, p.711-728, 2013. Disponível em: http://143.107.18.37/material/mftandra2/ACA0225/Alvares_etal_Koppen_climate_classBrazil_Met_eoZei_2014.pdf.
- AMAYA-ESPINEL, J. D. *et al.* A influência da densidade de construção nas comunidades de aves neotropicais encontradas em pequenos parques urbanos. **Paisagismo e Planejamento Urbano**, v. 190, 103578, out. 2019.
- ANTUNES, A. Z. Riqueza e dinâmica de aves endêmicas da Mata Atlântica em um fragmento de floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 1, p. 61–68, mar. 2007.
- AYRES, A. C. M. **O ciclo da Caapora: a RMSP e o Parque Estadual da Cantareira**. 1. ed. São Paulo: Annablume Editora, 2008.
- BANKS-LEITE, C.; EWERES, R. M; METZGER, J. P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, v. 119, n. 6, p. 918–926, jun. 2010.
- BARBOSA, K. V. de C. *et al.* Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n.1, p. 42–46, jan.-mar. 2017.
- BARBOSA, K. V. de C. *et al.* Noise level and water distance drive resident and migratory bird species richness within a Neotropical megacity. **Landscape and Urban Planning** v. 197, p. 103-769, mai. 2020.
- BART, B.J.; FITZGIBBON, S.I.; WILSON, R.S. 2015. New urban developments that retain more remnant trees have greater bird diversity. **Landscape and Urban Planning**, v. 136, p. 122-129, abr. 2015.
- BELISLE, M.; DESROCHERS, A.; FORTIN, M. J. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. **Ecology**, v.8, n. 27, p. 1893-1904, jul. 2001.
- BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; Metzger, J. P. Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. **Landscape Ecology**, v. 32, 931-944, 2017.

- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, n. 6, p. 1018–1029, mar. 2011.
- BOVO, A.A.A.*et al.* Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, vol. 16, n.2, p. 90-96, abr.-jun. 2018.
- BURON, R.; HOSTETLER, M. E.; ANDREU, M. Urban forest fragments vs residential neighborhoods: Urban habitat preference of migratory birds. **Landscape and Urban Planning**, v. 227, 104538, nov. 2022.
- CANEDOLI, C.; MANENTI, R.; & PADOA-SCHIOPPA, E. Birds biodiversity in urban and periurban forests: environmental determinants at local and landscape scales. **Urban Ecosystems**, v. 21, p. 779-793, abr. 2018.
- CARVALHO SILVA, G.F. *et al.* Influence of urban arborization on human thermal comfort: Case of study for a university campus. *in: XI CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA MECANICA*, Teresina, 2022.
- CAVANAUGH, J. E.; NEATH, A. A. (2019). The Akaike information criterion: Background, derivation, properties, application, interpretation, and refinements. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v. 11, n.3, e1460, mar. 2019.
- CHACE, J. F.; WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. **Landscape and urban planning**, v. 74, n.1, p. 46-69, jan. 2006.
- CHURKINA, G. The role of urbanization in the global carbon cycle. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 3, jan. 2016.
- CRISTALDI, M.A. *et al.* Urbanization impacts on the trophic guild composition of bird communities, **Journal of Natural History**, v. 51, n. 39-40, p. 2385-2404, set. 2017.
- DALE, A. G.; & FRANK, S. D. Urban plants and climate drive unique arthropod interactions with unpredictable consequences. **Current Opinion in Insect Science**, 29, p. 27-33, out. 2018.
- DEAN, W. **A ferro e fogo: A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. 1 ed. São Paulo: Cia. das Letras, 1997
- ELSADEK, M.; LIU, B.; & LIAN, Z. Green façades: Their contribution to stress recovery and well-being in high-density cities. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 46, 126446, dez. 2019.
- ENEDINO, T. R.; LOURES-RIBEIRO, A.; SANTOS, B. A. Protecting biodiversity in urbanizing regions: The role of urban reserves for the conservation of Brazilian Atlantic Forest birds. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n.1, p. 17-23, jan. 2018.
- ESCOBAR-IBANEZ, J. F.; RUEDA-HERNANDEZ, R.; MACGREGOR-FFORS, I. (2020). The greener the better! Avian communities across a neotropical gradient of urbanization density. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 500-791, set. 2020.

- FAGGI, A.; CAULA, S. 'Green' or 'gray'? Infrastructure and bird ecology in urban Latin America. **Avian ecology in Latin American cityscapes**, p. 79-97, nov. 2017.
- FARIA, C. *et al.* Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1217-1230, dez. 2006.
- FIGUEIREDO, M. de S. L. *et al.* Tetrapod diversity in the Atlantic Forest: maps and gaps. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**, p. 185-204, jan. 2021.
- FISCHER, J. D. *et al.* Categorizando as respostas da vida selvagem às implicações de urbanização e conservação da terminologia. **Biologia de Conservação**, v. 29, n. 4, p. 1246-1248, ago. 2015.
- FONTANA, C. S.; BURGER, M. I.; MAGNUSSON, W. E. Bird diversity in a subtropical South-American city: Effects of noise levels, arborisation and human population density. **Urban Ecosystems**, v. 14, p. 341–360, fev. 2011.
- GABRIEL, V. A.; PIZO, M. A. Cercas-vivas e conservação de aves. **Natureza e Conservação**, v. 3, p. 79–89, jul. 2005.
- GARCIA F.I.; MARINI M.A. Bird conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n.3, p. 665-671, jun. 2005.
- GIMENES, M. R.; dos ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 25, n.2, p. 391-402, 2003.
- GOERCK, J. M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology**, v.11, n.1, p. 112-118, fev. 1997
- GRAY, M. A. *et al.* The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 133-141, fev. 2007.
- GUIX, J. C. The role of alien plants in the composition of fruit-eating bird assemblages in Brazilian urban ecosystems. **Orsis: organismes i sistemes**, v.22, p. 87-104, jan. 2007.
- HEGGIE-GRACIE, S. D.; KRULL, C. R.; STANLEY, M. C. Urban divide: Predictors of bird communities in forest fragments and the surrounding urban matrix. **Emu-Austral Ornithology**, v. 120, n. 4, p. 333-342, dez. 2020.
- HODGSON, P.; FRENCH, K.; MAJOR, R.E. Avian movement across abrupt ecological edges: Differential responses to housing density in an urban matrix. **Landscape and urban planning**, vol. 79, n. 3-4, p. 266-272, 2007.
- HÖFLING, E.; CAMARGO, H.F.A. **Aves no Campus**. 3. ed. São Paulo: Ed. da Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, 2002.
- HONRADO, J. *et al.* Ecologia da paisagem e biodiversidade: da investigação à gestão e à conservação. **Ecologi@**, v. 5, p. 36-51, 2012.

- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Brasileiro de 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.
- KARK, S. *et al.* Viver na cidade: qualquer um pode se tornar um 'explorador urbano'? **Jornal da Biogeografia**, v. 34, n. 4, p. 638-651, dez. 2006.
- KENNEDY, C.M. Landscape matrix mediates occupancy dynamics of Neotropical avian insectivores. **Ecological Applications**, vol. 21, n.5, p. 1837-1850, jul. 2011.
- LENIS, P.R.; GUILLERMO-FERREIRA, R. Efeito do ruído na resposta comportamental à intrusão territorial simulada no Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*) (Aves: Tyrannidae). **Ecossistemas Urbanos**, v. 23, n. 1, p. 93-96, fev. 2020.
- LOPES, E. V. *et al.* Effects of connectivity on the forest bird communities of adjacent fragmented landscapes. **Ardeola**, v. 63, p. 279–293, set. 2016.
- MARIN-GOMEZ, O. *et al.* Para onde foi o coro da cidade? Perda da estrutura temporal dos coros da madrugada de pássaros em áreas urbanas. **Paisagismo e Planejamento Urbano**, v. 194, 103665, fev. 2020.
- MARTENSEN, A. C. *et al.* Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, p. 1100–1111, dez. 2012.
- MARZLUFF, J.; RODEWALD, A. Conserving Biodiversity in Urbanizing Areas: Nontraditional Views from a Bird's Perspective. **Cities and the Environment**, vol. 1, n. 2, artigo 6, 2008.
- MARZLUFF, J. M.; BOWMAN, R.; DONNELLY, R. (Eds.). **Avian ecology and conservation in an urbanizing world**. Washington: Springer Science & Business Media, 2012.
- MAYORGA, I.; BICHIER, P.; PHILPOTT, S. M. Local and landscape drivers of bird abundance, species richness, and trait composition in urban agroecosystems. **Urban Ecosystems**, 23, 495-505, jun .2020.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, E. J. **FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape pattern**. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351. Portland, Oregon, USA: USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.
- MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. **Urban ecosystems**, v.11, p. 161-176, jun. 2008.
- MELO, M. A. *et al.* Influence of habitat type and distance from source area on bird taxonomic and functional diversity in a Neotropical megacity. **Urban Ecosystems**, v. 25, n. 2, p. 545-560, abr. 2022.
- MITTERMEIR, R.A. *et al.* **Hotspot revisited: earth's biologically richest and endangered terrestrial ecoregions**. Chicago: Cemex & University of Chicago Press, 2004.
- MORANTE-FILHO, J. C. *et al.* Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PLoS One**, v. 10, n.6, e0128923, 2015.

- MORANTE-FILHO, J. C. *et al* Compensatory dynamics maintain bird phylogenetic diversity in fragmented tropical landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 256–266, jan. 2018.
- MYERS, N. *et al*. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, fev. 2000.
- NAÇÕES UNIDAS BRASIL. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil. [BRASIL]: [UN], 2022. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>.
- NEATE-CLEGG, M. H.C. Traits shaping urban tolerance in birds differ around the world. **Current Biology** v. 33, p.1677–1688, mai. 2023.
- OLIVEIRA, H. S., *et al*. Fragment size and the disassembling of local bird communities in the Atlantic Forest: A taxonomic and functional approach. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.18, n. 4, p. 304-312, out. 2020.
- OLIVEIRA, H. S.; dos ANJOS, L. Silent changes in functionally stable bird communities of a large protected tropical forest monitored over 10 years. **Biological Conservation**, v. 265, p. 109-407, jan. 2022.
- PACHECO, J. F., *et al* Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee—second edition. **Ornithology Research**, v. 29, n..2, p. 94-105, jul. 2021.
- PENA, J. C. de C. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. **PLoS One**, v. 12, n.3, e0174484, mar. 2017.
- PENG, M. H. *et al*. Landscape configuration and habitat complexity shape arthropod assemblage in urban parks. **Scientific Reports**, vol. 10, n. 1, 16043, set. 2020.
- PIZO, M. A.; TONETTI, V. R. Living in a fragmented world: Birds in the Atlantic Forest. **The Condor**, v. 122, n. 3, p. 1-14, ago. 2020.
- PMSP. PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **GeoSampa**. Disponível em: https://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/_SBC.aspx
- QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- REZENDE, C. L. *et al*. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, out. 2018.
- RIBEIRO, M.C., *et al*. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? **Implications for conservation. Biol. Conserv.**, v. 142, n.6, p. 1141-1153, jun. 2009.
- RIBON, R.; SIMON, J. E.; THEODORO DE MATTOS, G. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation biology**, v. 17, n.6, p. 1827-1839, dez. 2003.

RICKETTS, T. H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 87-99, jul. 2001.

ROTH, T.; WEBER, D. Top predators as indicators for species richness? Prey species are just as useful. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n.3, p. 987-991, jun. 2008.

dos SANTOS, M. F. B.; CADEMARTORI, C. V. Estudo comparativo da avifauna em áreas verdes urbanas da região metropolitana de Porto Alegre, sul do Brasil. **Biotemas**, v. 23, n.1, p. 181-195, abr. 2010.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 63.853, de 27 de novembro de 2018. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 128, n. 221, p. 01-11, 29 nov. 2018.

SÃO PAULO (Município). Prefeitura Municipal de São Paulo, Secretaria do Verde e do Meio Ambiente, Divisão da Fauna Silvestre. Inventário da fauna silvestre do Município de São Paulo. Portal da Prefeitura de São Paulo, Publicações SVMA, São Paulo, 2022. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/publicacoes_svma/index.php?p=3351. Acesso em: 07 jan. 2023.

SCHNEIBERG, I. et al. Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore bird networks. **Urban Ecosystems**, v. 23, p. 457-470, 2020.

SEKERCIOGLU, C.H. Forest Fragmentation Hits Insectivorous Birds Hard. **Directions in Science**. Volume 1, p. 62-64, 2002.

SHOFFNER, A., et al. The relative effects of forest amount, forest configuration, and urban matrix quality on forest breeding birds. **Scientific Reports**, v. 8, n.1, 17140, nov. 2018.

SICK, H. **Ornitologia brasileira** (Ed. rev. e ampl.). Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

da SILVA, B. F. et al. Noise and tree species richness modulate the bird community inhabiting small public urban green spaces of a Neotropical city. **Urban Ecosystems**, v. 24, p. 71-81, fev. 2021.

SOMENZARI, M. et al. An overview of migratory birds in Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo**, v. 58, p. 1-66, 2018.

TONETTI, V. R., et al. Historical knowledge, richness and relative representativeness of the avifauna of the largest native urban rainforest in the world. **Zoologia (Curitiba)**, vol.34, 2017.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological conservation**, v. 123, n. 4, p. 507-519, jun. 2005.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 1907–1922, jul. 2008.

UEZU, A.; METZGER J. P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: Relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity and Conservation**, vol. 20, p. 3627–3643, 2011.

VALE, M. M., *et al.* Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. **Journal of Field Ornithology**, v.89, n.3, p. 193-206, 2018.

WIKIAVES. WikiAves, a enciclopédia das Aves do Brasil. 2022. Disponível em: <https://www.wikiaves.com.br>.

WILLIS, E. O. Expansão geográfica de *Netta erythrophtalma*, *Fluvico nengeta* e outras aves de zonas abertas com a “desertificação” antrópica em São paulo. **ARARAJUBA**, vol. 2, p. 101-102, 1991.

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. Bird specimens new for the state of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 45, n. 1-2, p. 105-108, 1985.

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. Invasion of deforested region of São Paulo state by the Picazuro Pigeon, *Columba Picazuro* (Temminck, 1813). **Ciência e Cultura**, v. 39, n. 11, p. 1064-1065, 1987.

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. New and reconfirmed birds from the state of São Paulo, Brazil, with notes on disappearing species. **BULL. B.O.C.**, v. 113, n.01, p. 23-34, 1993.

WILSON, O. E. **Biodiversidade**. 1 ed. Rio de Janeiro, Brasil: Nova Fronteira, 1997.

WINKLER, D. W.; BILLERMAN, S. M.; LOVETTE, I. J. Tyrant Flycatchers (*Tyrannidae*), version 1.0. In Birds of the World (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA, 2020a.

WINKLER, D. W.; BILLERMAN, S. M.; LOVETTE, I. J. Tanagers and Allies (*Thraupidae*), version 1.0. In Birds of the World (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA, 2020b.

WINKLER, D. W.; BILLERMAN, S. M.; LOVETTE, I. J. Ovenbirds and Woodcreepers (*Furnariidae*), version 1.0. In Birds of the World (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA, 2020c.

WOLF, K. L. *et al.* Urban trees and human health: A scoping review. **International journal of environmental research and public health**, v. 17, n. 12, 4371, jun. 2020.

ZAGONEL, L.C.; MARCHI, V.; CAVARZERE, V. Detecção e ocupação de uma espécie de passeriforme em ambiente urbano. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**. v. 11, e11184, mai. 2021.

ZINGLER, A. P.; CAVARZERE, V. As aves dos campi universitários do Paraná: influência da área na riqueza de espécies. **Acta Biológica Catarinense**, vol. 8, n. 4, p. 59-71, dez. 2021.

ZORZAL, R. R. *et al.* Propulsores da diversidade de aves em espaços verdes urbanos na Mata Atlântica. **Silvicultura urbana e arborização urbana**, v. 59, abr. 2021.

Apêndice 1. Espécies registradas nas áreas selecionadas.

Espécies registradas nas áreas selecionadas. As famílias de aves mostram o número de espécies entre parênteses. A nomenclatura segue a classificação do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Pacheco et al., 2021); endemismo da Mata Atlântica segundo Vale *et al.* (2018); guilda alimentar definida a partir de informações de alimentação disponíveis em WikiAves (www.wikiaves.com.br); comportamento migratório segundo Somenzari *et al.* (2018): RES: Residente; MGT: Migratório; MPR: Parcialmente migratório; VAG: Vagante; ND: Não definido; NA: Não se aplica; categorias de ameaça: CR (Critically Endangered): Criticamente em Perigo; EN (Endangered): Em Perigo; VU (Vulnerable): Vulnerável; NT (Near Threatened): Quase Ameaçada; DD (Data Deficient): Dados Insuficientes; LC (Least-Concern): Menos preocupante.

Família	Espécie	Nome Comum	Endemismo Mata Atlântica	Guilda Alimentar	Comportamento Migratório	Estado de SP (2018)	Brasil (2022)	IUCN (2022-1)	N Parques
Anatidae (7)	<i>Dendrocygna bicolor</i>	marreca-caneleira	NÃO	herbívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Dendrocygna viduata</i>	irerê	NAO	herbívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	14
	<i>Dendrocygna autumnalis autumnalis</i>	marreca-cablocá	NÃO	herbívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Cairina moschata</i>	pato-do-mato	NAO	herbívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Amazonetta brasiliensis</i>	marreca-ananai	NÃO	herbívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	9
	<i>Spatula versicolor versicolor</i>	marreca-cricri	NAO	herbívoro/insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Anas bahamensis</i>	marreca-toicinho	NÃO	herbívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
Cracidae (1)	<i>Penelope obscura</i>	jacaguacu	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	13
Phoenicopteridae (1)	<i>Phoenicopterus chilensis</i>	flamingo-chileno	NÃO	onívoro	MGT	NL	NL	IUCN-NT	1
Podicipedidae (2)	<i>Tachybaptus dominicus brachyrhynchus</i>	mergulhão-pequeno	NÃO	piscívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Podilymbus podiceps antarcticus</i>	mergulhão-caçador	NAO	piscívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
Columbidae (9)	<i>Columba livia livia</i>	pombo-doméstico	NA	granívoro/frugívoro	NA	NA	NA	IUCN-LC	22
	<i>Patagioenas picazuro</i>	pomba-asa-branca	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	20
	<i>Patagioenas cayennensis</i>	pomba-galega	NAO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Patagioenas plumbea plumbea</i>	pomba-amargosa	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Geotrygon montana montana</i>	pariri	NAO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	10
	<i>Leptotila rufaxilla</i>	juriti-de-testa-branca	NAO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	13
	<i>Zenaidura macroura</i>	avoante	NÃO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	19
	<i>Columbina talpacoti talpacoti</i>	rolinha-roxa	NAO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
Cuculidae (6)	<i>Guira guira</i>	anu-branco	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	16
	<i>Crotophaga major</i>	anu-coroça	NÃO	onívoro	RES	SP-NT	NL	IUCN-LC	1
	<i>Crotophaga ani</i>	anu-preto	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	18
	<i>Tapera naevia naevia</i>	saci	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Playa cayana</i>	alma-de-gato	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	papa-lagarta-acanelado	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Coccyzus euleri</i>	papa-lagarta-de-euleri	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
Nyctibiidae (1)	<i>Nyctibius griseus griseus</i>	urutau	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
Caprimulgidae (4)	<i>Lurocalis semitorquatus</i>	tuju	NÃO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Nyctiaromus albicollis</i>	bacurau	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	5
	<i>Hydropsalis parvula</i>	bacurau-chintã	NAO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Podager nacunda</i>	coçucão	NÃO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	2
Apodidae (2)	<i>Streptoprocne zonaris</i>	taperuçu-de-coleira-branca	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	7
	<i>Chaetura meridionalis</i>	andorinhão-do-temporal	NAO	insetívoro	MGT*	NL	NL	IUCN-LC	20
Trochilidae (15)	<i>Florisuga fusca</i>	beija-flor-preto	NÃO	nectarívoro/insetívoro	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	6
	<i>Phaethornis pretrei</i>	rabo-branco-acanelado	NÃO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Phaethornis eurynome</i>	rabo-branco-de-garganta-rajada	EndMA	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	5
	<i>Colibri serrirostris</i>	beija-flor-de-orelha-violeta	NÃO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Helimastor squamosus</i>	bico-reto-de-banda-branca	NAO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Calliphlox amethystina</i>	estrelinha-amestista	NÃO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	besourinho-de-bico-vermelho	NAO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	11
	<i>Thalurania glaucopis</i>	beija-flor-de-frente-violeta	EndMA	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	9
	<i>Eupetomena macroura</i>	beija-flor-tesoura	NAO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	beija-flor-cinza	NAO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Chrysura versicolor</i>	beija-flor-de-banda-branca	NAO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Leucochloris albicollis</i>	beija-flor-de-papo-branco	NÃO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Chionomesa fimbriata tephrocephala</i>	beija-flor-de-garganta-verde	NAO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Chionomesa lactea</i>	beija-flor-de-peito-azul	NÃO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	23
	<i>Hylocharis chrysura</i>	beija-flor-dourado	NAO	nectarívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
Aramidae (1)	<i>Aramus guarana guarana</i>	carão	NÃO	malacófago	RES	NL	NL	IUCN-LC	5

Familia	Espécie	Nome Comum	Endemismo Mata Atlântica	Guilda Alimentar	Comportamento Migratório	Estado de SP (2018)	Brasil (2022)	IUCN (2022-1)	N Parques
Rallidae (7)	<i>Porphyrio martinica</i>	frango-d'água-azul	NÃO	herbívoro/insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	6
	<i>Laterallus melanophaius</i>	sanã-parda	NAO	herbívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Mustelirallus albicollis</i>	sanã-carijó	NAO	insetívoro/granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Pardirallus nigricans nigricans</i>	saracura-sanã	NAO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	10
	<i>Aramides cajaneus avicenniae</i>	saracura-três-potes	NAO	onívoro	RES	SP-VU	NL	IUCN-LC	9
	<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato	EndMA	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	7
	<i>Gallinula galeata galeata</i>	galinha-d'água	NAO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	6
Charadriidae (2)	<i>Pluvialis dominica</i>	batuçuçu	NÃO	onívoro	MGT	SP-NT	NL	IUCN-LC	1
	<i>Vanellus chilensis</i>	quero-quero	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	22
Recurvirostridae (1)	<i>Himantopus melanurus</i>	pemilongo-de-costas-brancas	NÃO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
Scolopacidae (4)	<i>Gallinago paraguayae</i>	narceja	NÃO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Tringa solitaria</i>	maçarico-solitário	NAO	insetívoro	MGT	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Tringa melanoleuca</i>	maçarico-grande-de-pema-amarela	NAO	insetívoro	MGT	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Tringa flavipes</i>	maçarico-de-perna-amarela	NAO	insetívoro	MGT	NL	NL	IUCN-LC	1
Jacaniidae (1)	<i>Jacana jacana</i>	jaçanã	NAO	piscívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
Laridae (1)	<i>Rynchops niger</i>	talha-mar	NAO	piscívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	1
Anhingiidae (1)	<i>Anhinga anhinga anhinga</i>	biguatinga	NAO	piscívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	6
Phalacrocoracidae (1)	<i>Nannopterum brasilianum brasilianum</i>	biguá	NAO	piscívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	14
Ardeidae (7)	<i>Tigrisoma lineatum</i>	socó-boi	NÃO	piscívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Nycticorax nycticorax</i>	socó-dominhoco	NÃO	piscívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	14
	<i>Butorides striata striata</i>	socozinho	NAO	piscívoro/carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	12
	<i>Bubulcus ibis ibis</i>	garça-vaqueira	NA	piscívoro/carnívoro	NA	NA	NA	IUCN-LC	4
	<i>Ardea cocoi</i>	garça-moura	NAO	piscívoro/carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	9
	<i>Ardea alba egretta</i>	garça-branca-grande	NÃO	piscívoro/carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	22
	<i>Syrigma sibilatrix sibilatrix</i>	maria-faceira	NAO	piscívoro/carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
Threskiornithidae (4)	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	coró-coró	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Phimosus infuscatus</i>	tapicuru	NAO	malacófago	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Theristicus caudatus</i>	curicaca	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Platalea ajaja</i>	colhereiro	NAO	piscívoro/insetívoro	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	2
Cathartidae (1)	<i>Coragyps atratus</i>	urubu-preto	NÃO	necrófago	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
Accipitridae (14)	<i>Elanus leucurus leucurus</i>	gavião-peneira	NÃO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	11
	<i>Leptodon cayanensis</i>	gavião-gato	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Spizaeus tyrannus</i>	gavião-pegá-macaco	NAO	carnívoro	RES	SP-NT	NL	IUCN-LC	3
	<i>Rostrhamus sociabilis sociabilis</i>	gavião-caramujeiro	NAO	malacófago	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Harpagus diodon</i>	gavião-bombachinha	NAO	carnívoro	MGT	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Ictinia plumbea</i>	sovi	NAO	carnívoro	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Accipiter pohogaster</i>	tauatô-pintado	NAO	carnívoro	RES	SP-VU	NL	IUCN-NT	1
	<i>Accipiter striatus erythronemius</i>	tauatô-miúdo	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	11
	<i>Heterospizias meridionalis</i>	gavião-caboclo	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Amadonastur lacemulatus</i>	gavião-pombo-pequeno	EndMA	carnívoro	RES	SP-VU	MMA-VU	IUCN-VU	1
	<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Parabuteo unicinctus</i>	gavião-asa-de-telha	NAO	carnívoro	RES	SP-NT	NL	IUCN-LC	2
	<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	gavião-de-rabo-branco	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Buteo brachyurus brachyurus</i>	gavião-de-cauda-curta	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	5
Tytonidae (1)	<i>Tyto furcata</i>	suindara	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
Strigidae (3)	<i>Megascops choliba</i>	corujinha-do-mato	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	14
	<i>Athene cucularia</i>	coruja-buraqueira	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	7
	<i>Asio clamator</i>	coruja-orelhuda	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	15
Alcedinidae (4)	<i>Megasceryle torquata torquata</i>	martim-pescador-grande	NAO	piscívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	14
	<i>Chloroceryle amazona</i>	martim-pescador-verde	NAO	piscívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	8
	<i>Chloroceryle aenea aenea</i>	martim-pescador-miúdo	NAO	piscívoro	RES	SP-NT	NL	IUCN-LC	1
	<i>Chloroceryle americana</i>	martim-pescador-pequeno	NAO	piscívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
Ramphastidae (3)	<i>Ramphastos toco albogularis</i>	tucanuçu	NÃO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	5
	<i>Ramphastos vitellinus</i>	tucano-de-bico-preto	NAO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Ramphastos dicoloris</i>	tucano-de-bico-verde	EndMA	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	10
Picidae (9)	<i>Picumnus cirratus</i>	picapauzinho-barrado	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	5
	<i>Picumnus temminckii</i>	picapauzinho-de-coleira	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	19
	<i>Melanerpes candidus</i>	pica-pau-branco	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	9
	<i>Melanerpes flavifrons</i>	benedito-de-testa-amarela	EndMA	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Veniliornis spilogaster</i>	pica-pau-verde-carijó	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	20
	<i>Dryocopus lineatus erythropus</i>	pica-pau-de-banda-branca	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	18
	<i>Ceuleus flavescens flavescens</i>	pica-pau-de-cabeça-amarela	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	5
	<i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde-barrado	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	13
	<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-ampo	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	17
Falconidae (8)	<i>Micrastur ruficollis</i>	falcão-caburé	NÃO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Caracara plancus</i>	carcará	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Milvago chimachima</i>	carra-pateiro	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	15
	<i>Falco sparverius</i>	quiriquiri	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	9
	<i>Falco femoralis femoralis</i>	falcão-de-coleira	NAO	carnívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	12
	<i>Falco peregrinus tundrius</i>	falcão-peregrino	NAO	carnívoro	MGT	NL	NL	IUCN-LC	4

Familia	Espécie	Nome Comum	Endemi sma Mata Atlântic a	Guilda Alimentar	Compor tamento Migrató rio	Estado de SP (2018)	Brasil (2022)	IUCN (2022-1)	N Parques
Psittacidae (8)	<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-rico	EndMA	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Brotogeris chiriri chiriri</i>	periquito-de-encontro-amarelo	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Pionus maximiliani melanoblepharus</i>	maitaca-verde	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	7
	<i>Amazona aestiva</i>	papagaio-verdadeiro	NÃO	frugívoro	RES	SP-NT	NL	IUCN-NT	21
	<i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	20
	<i>Pyrrhura frontalis</i>	tiriba-de-testa-vermelha	EndMA	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	6
	<i>Diopsittaca nobilis longipennis</i>	maracanã-pequena	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	15
	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	14
	Thamophilidae (6)	<i>Dysithamnus mentalis mentalis</i>	choquinha-lisa	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC
<i>Thamophilus ruficapillus ruficapillus</i>		choca-de-chapéu-vermelho	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
<i>Thamophilus caerulescens caerulescens</i>		choca-da-mata	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	9
<i>Mackenziaena leachii</i>		borralhara-assobiadora	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
<i>Pyriglena leucoptera</i>		papa-taoca-do-sul	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
Conopophagidae (1)	<i>Conopophaga lineata</i>	chupa-dente	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
Dendrocolaptidae (3)	<i>Sittasomus griseicapillus sylviellus</i>	arapaçu-verde	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Xiphorhynchus fuscus fuscus</i>	arapaçu-rajado	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	arapaçu-de-c-errado	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	7
Xenopidae (1)	<i>Xenops minutus minutus</i>	bico-virado-máido	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
Furnariidae (11)	<i>Furnarius rufus</i>	joão-de-barro	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Lochmias nematura</i>	joão-porca	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	6
	<i>Syndactyla rufosuperciliata rufosuperciliata</i>	trepador-quiete	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Phacelodomus erythrocephalus</i>	joão-botina-da-mata	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Phacelodomus ferrugineigula</i>	joão-botina-do-brejo	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Anumbius anumbi</i>	cochicho	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Cranioleuca pallida</i>	arredio-pálido	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	17
	<i>Certhiopsis cinnamomeus</i>	curutiê	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	7
	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	pichororê	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	11
	<i>Synallaxis spixi</i>	joão-teneném	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	19
	<i>Synallaxis frontalis</i>	petrim	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
Pipridae (1)	<i>Chiroxipha caudata</i>	tangará	EndMA	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
Cotingidae (2)	<i>Pyroderus scutatus scutatus</i>	pavó	NÃO	frugívoro	RES	SP-NT	NL	IUCN-LC	4
	<i>Procnias nudicollis</i>	araponga	EndMA	frugívoro	RES	SP-NT	NL	IUCN-NT	8
Titridae (7)	<i>Lanius elegans</i>	chibante	EndMA	frugívoro	RES	SP-VU	MMA-EN	IUCN-NT	1
	<i>Tityra inquisitor</i>	anambé-branco-de-bochecha-pará	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Tityra cayana</i>	anambé-branco-de-rabo-preto	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Pachyrhamphus viridis</i>	caneleiro-verde	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Pachyrhamphus castaneus castaneus</i>	caneleiro	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	caneleiro-preto	NÃO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Pachyrhamphus validus validus</i>	caneleiro-de-chapéu-preto	NÃO	insetívoro	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	7
Rhynchocyclidae (8)	<i>Mionectes rufiventris</i>	abre-asa-de-cabeça-cinza	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Phylloscartes ventralis ventralis</i>	borboletinha-do-mato	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	bico-chato-de-orelha-preta	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	6
	<i>Todirostrum cinereum</i>	ferreirinho-relógio	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	21
	<i>Poecilatriccus plumbeiceps plumbeiceps</i>	tororó	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Myiornis auricularis</i>	miudinho	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Hemitriccus diops</i>	olho-falso	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Hemitriccus midpendulus</i>	tachuri-campainha	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1

Familia	Espécie	Nome Comum	Endemismo Mata Atlântica	Guilda Alimentar	Comportamento Migratório	Estado de SP (2018)	Brasil (2022)	IUCN (2022-1)	N Parques
Tyrannidae (32)									
	<i>Hirundinea ferruginea</i>	gibão-de-couro	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	
	<i>Tyranniscus burmeisteri burmeisteri</i>	piolhinho-chiador	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	
	<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	
	<i>Elaenia flavogaster flavogaster</i>	guaracava-de-barriga-amarela	NAO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	22
	<i>Elaenia chilensis</i>	guaracava-de-crista-branca	NÃO	onívoro	MGT	NL	NL	NL	3
	<i>Elaenia parvirostris</i>	tuque-pium	NAO	onívoro	MGT	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Elaenia mesoleuca</i>	tuque	NAO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Elaenia chiriquiensis albivertex</i>	chibum	NAO	onívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Elaenia obscura sordida</i>	tucão	NÃO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Phyllomyias fasciatus brevirostris</i>	piolhinho	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Serpophaga subcristata</i>	alegrinho	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	13
	<i>Attila rufus</i>	capitão-de-saíra	EndMA	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Legatus leucophaius leucophaius</i>	bem-te-vi-pirata	NÃO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré	NAO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	7
	<i>Myiarchus ferox</i>	maria-cavaleira	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Syrstes sibilator</i>	gritador	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	NÃO	onívoro	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Machetornis rixosa rixosa</i>	suiñiri-cavaleiro	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	14
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado	NÃO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	20
	<i>Megarynchus pitangua pitangua</i>	neinei	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	22
	<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	23
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiñiri	NAO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	23
	<i>Tyrannus savana</i>	tesourinha	NÃO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	19
	<i>Empidonamus varius</i>	peítica	NAO	insetívoro	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	14
	<i>Colonia colonus</i>	viuvinha	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Fluvicola nengeta nengeta</i>	lavadeira-mascarada	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	9
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	príncipe	NÃO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	6
	<i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe	NAO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	7
	<i>Cnemotriccus fuscatus fuscatus</i>	guaracavuçu	NÃO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Lathrotriccus euleri</i>	enferrujado	NAO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	13
	<i>Satrapa icterophrys</i>	suiñiri-pequeno	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	10
	<i>Nengetus cinereus</i>	primavera	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
Vireonidae (3)									
	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari	NAO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	24
	<i>Hylophilus poicilotis</i>	verdinho-coroado	EndMA	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Vireo chivi</i>	juruvicara	NAO	insetívoro	MGT	NL	NL	IUCN-LC	20
Corvidae (2)									
	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	gralha-do-campo	NAO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Cyanocorax chrysops</i>	gralha-piçaca	NÃO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	5
Hirundinidae (5)									
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	andoninha-pequena-de-casa	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Stelgidopteryx ruficollis ruficollis</i>	andoninha-serradora	NAO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	5
	<i>Progne tapera</i>	andoninha-do-campo	NÃO	insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Progne chalybea</i>	andoninha-grande	NAO	insetívoro	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	5
	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	andoninha-de-sobre-branco	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
Troglodytidae (1)									
	<i>Troglodytes musculus</i>	coruira	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
Turdidae (6)									
	<i>Turdus flavipes flavipes</i>	sabiá-una	NÃO	frugívoro/insetívoro	MGT	NL	NL	IUCN-LC	12
	<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira	NÃO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca	NAO	frugívoro/insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	24
	<i>Turdus subalaris</i>	sabiá-ferreiro	NÃO	frugívoro/insetívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	6
	<i>Turdus albicollis albicollis</i>	sabiá-coleira	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	5
Mimidae (1)									
	<i>Mimus saturninus</i>	sabiá-do-campo	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	18
Estrildidae (1)									
	<i>Estrilda astrild</i>	bico-de-lacre	NA	granívoro	NA	NA	NA	IUCN-LC	19
Passeridae (1)									
	<i>Passer domesticus</i>	pardal	NA	granívoro	NA	NA	NA	IUCN-LC	23

Família	Espécie	Nome Comum	Endemi sma Mata Atlântica	Guilda Alimentar	Compor tamento Migrató rio	Estado de SP (2018)	Brasil (2022)	IUCN (2022-1)	N Parques
Motacillidae (1)	<i>Anthus chii</i>	camheiro-zumbidor	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
Fringillidae (6)	<i>Spinus magellanicus</i>	pintasilgo	NÃO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	8
	<i>Cyanophonia cyanocephala</i>	gaturamo-rei	NAO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Chlorophonia cyanea cyanea</i>	gaturamo-bandeira	NAO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim	NAO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	14
	<i>Euphonia violacea auranticolis</i>	gaturamo-verdadeiro	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Euphonia pectoralis</i>	ferro-velho	EndMA	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
Passerellidae (2)	<i>Ammodramus humeralis</i>	tico-tico-do-campo	NAO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico	NÃO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
Icteridae (9)	<i>Leistes superciliosus</i>	polícia-inglesa-do-sul	NÃO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Psarocolius decumanus decumanus</i>	japu	NAO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Cacicus haemorrhous</i>	guaxe	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	encontro	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Molothrus bonariensis</i>	chupim	NAO	granívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	23
	<i>Gnortmopsar chopi</i>	pássaro-preto	NAO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	10
	<i>Agelasticus cyanopus</i>	carreão-do-oeste	NÃO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Chrysomus ruficapillus</i>	garibaldi	NAO	frugívoro/granívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	chupim-do-brejo	NÃO	frugívoro/granívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
Parulidae (4)	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	pia-cobra	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	17
	<i>Setophaga pitayumi</i>	mariquita	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	18
	<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	pula-pula-assobiador	NÃO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	5
	<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula	NAO	insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	20
Cardinalidae (2)	<i>Piranga flava</i>	sanhaço-de-fogo	NAO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Cyanoloxia glaucocaerulea</i>	azulinho	NÃO	granívoro	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	2
Thraupidae (33)	<i>Orchesticus abeillei</i>	sanhaço-pardo	EndMA	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-NT	1
	<i>Nemosia pileata</i>	saira-de-chapéu-preto	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	saira-ferrugem	EndMA	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	7
	<i>Tersina viridis</i>	sai-andorinha	NAO	frugívoro/insetívoro	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	6
	<i>Dacnis cayana</i>	sai-azul	NÃO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	12
	<i>Saltator similis</i>	trinca-ferro	NAO	onívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	12
	<i>Saltator fuliginosus</i>	bico-de-pimenta	EndMA	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	2
	<i>Coereba flaveola</i>	cambacica	NAO	nectanívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Volatinia jacarina</i>	tiziu	NAO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	13
	<i>Trichothraupis melanops</i>	tiê-de-topete	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	6
	<i>Coryphospingus cucullatus</i>	tico-tico-rei	NÃO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto	EndMA	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	20
	<i>Ramphocelus bresilius</i>	tiê-sangue	EndMA	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Sporophila lineola</i>	bigodinho	NAO	granívoro	MPR	NL	NL	IUCN-LC	3
	<i>Sporophila ardesiaca</i>	papa-capim-de-costas-cinzas	NÃO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Sporophila caeruleascens</i>	colerinho	NAO	granívoro	MPR*	NL	NL	IUCN-LC	8
	<i>Sporophila albogularis</i>	golinho	NÃO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Sporophila leucoptera</i>	chorão	NAO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Sporophila angolensis</i>	curió	NÃO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Thlypsopsis sordida</i>	sai-canário	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Conirostrum spectosum</i>	figuinha-de-rabo-castanho	NÃO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	21
	<i>Sicalis flaveola</i>	canário-da-terra	NAO	granívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	11
	<i>Haplospiza unicolor</i>	cigarrá-bambu	EndMA	granívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Pipraeidea melanonota</i>	saira-viúva	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	11
	<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	bico-de-veludo	NÃO	frugívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1
	<i>Paroaria coronata</i>	cardeal	NAO	granívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	4
	<i>Paroaria dominicana</i>	cardeal-do-nordeste	NÃO	granívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	8
	<i>Thraupis sayaca sayaca</i>	sanhaço-cinza	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	25
	<i>Thraupis cyanoptera</i>	sanhaço-de-encontro-azul	EndMA	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-NT	2
	<i>Thraupis palmarum</i>	sanhaço-do-coqueiro	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	24
	<i>Thraupis ornata</i>	sanhaço-de-encontro-amarelo	EndMA	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	6
	<i>Stelpnia cayana</i>	saira-amarela	NAO	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	20
	<i>Tangara seledon</i>	saira-sete-cores	EndMA	frugívoro/insetívoro	RES	NL	NL	IUCN-LC	1

Apêndice 2 - Desempenho dos modelos utilizando o Critério de Informação de Akaike em uma regressão múltipla.

Apêndice 2 - Desempenho dos modelos utilizando o Critério de Informação de Akaike em uma regressão múltipla para explicar riqueza de espécies das famílias selecionadas, como função de diferentes variáveis da matriz urbanizada. A. Accipitridae; B. Columbidae; C. Picidae; D. Psittacidae; E. Trochilidae; F. Furnariidae; G. Tyrannidae; H. Thraupidae; I. Espécies migratórias; J. Espécies ameaçadas de extinção; K. Espécies endêmicas da Mata Atlântica.

(A)	dAICc	df
acci_null	0	2
acci_m	0,4	3
acci_n	2,2	3
acci_j	3	4
acci_l	3	4
acci_o	5	4
acci_e	7,5	6
acci_full_imp2	11,3	7

(B)	dAICc	df
colu_null	0	2
colu_m	1,2	3
colu_n	2,5	3
colu_j	4	4
colu_l	4	4
colu_o	5,3	4
colu_e	5,4	6
colu_f	5,9	5
colu_i	5,9	5
colu_full_imp2	9	7

(C)	dAICc	df
pici_null	0	2
pici_m	0,1	3
pici_n	1,8	3
pici_j	2,5	4
pici_e	4,4	6
pici_o	4,6	4
pici_f	5,3	5
pici_full_imp2	8,2	7

(D)	dAICc	df
psitta_null	0	2
psitta_m	1,7	3
psitta_k	1,8	4
psitta_n	1,8	3

(E)	dAICc	df
troc_null	0	2
troc_l	0,9	4
troc_j	0,9	4
troc_i	2,6	5
troc_f	2,7	5
troc_e	5	6
troc_full_imp2	8,8	7

(F)	dAICc	df
furn_m	0	3
furn_j	2,4	4
furn_l	2,5	4
furn_b	3	6
furn_null	3,2	2
furn_i	3,3	5
furn_f	3,3	5
furn_n	4,9	3
furn_full_imp2	6,8	7
furn_o	6,9	4

(G)	dAICc	df
tyra_m	0	3
tyra_j	1,1	4
tyra_l	2,8	4
tyra_null	3,4	2
tyra_g	3,9	5
tyra_f	4	5
tyra_n	6	3
tyra_a	7	6
tyra_c	7,1	6
tyra_o	8,4	4
tyra_full_imp1	10,3	7

(H)	dAICc	df
thra_m	0	3
thra_l	2	4
thra_null	3,6	2
thra_i	5	5
thra_n	5,3	3
thra_o	7,4	4
thra_full_imp1	12	7

(I)	dAICc	df
migr_m	0	3
migr_l	2,3	4
migr_null	2,7	2
migr_n	4,9	3
migr_g	5,3	5
migr_o	7,2	4
migr_c	8,2	6
migr_full_imp1	11,8	7

(J)	dAICc	df
amea_null	0	2
amea_n	1,7	3
amea_j	2	4
amea_m	2,1	3
amea_o	4,5	4
amea_full_imp2	7,3	7

(K)	dAICc	df
endm_m	0	3
endm_j	0,5	4
endm_f	3,6	5
endm_n	5,4	3
endm_null	5,9	2
endm_c	6,7	6
endm_o	8,2	4
endm_full_imp2	10,5	7