



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS -  
BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL (PPGBIO)**

**ANA FERREIRA DIAS**

**AVIFAUNA NA CIDADE: EFEITOS DA URBANIZAÇÃO E DA PAISAGEM SOBRE  
AS COMUNIDADES DE AVES E IMPORTÂNCIA DOS PEQUENOS ESPAÇOS  
VERDES COMO RESERVATÓRIOS PARA A BIODIVERSIDADE**

Rio de Janeiro

2019

**AVIFAUNA NA CIDADE: EFEITOS DA URBANIZAÇÃO E DA PAISAGEM SOBRE  
AS COMUNIDADES DE AVES E IMPORTÂNCIA DOS PEQUENOS ESPAÇOS  
VERDES COMO RESERVATÓRIOS PARA A BIODIVERSIDADE**

**ANA FERREIRA DIAS**

**Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação em Ciências Biológicas  
(Biodiversidade Neotropical) da  
Universidade Federal do Estado do Rio  
de Janeiro como requisito parcial para  
obtenção do título de Mestre em Ciências  
Biológicas.**

Orientadora: Prof. Dra. Maria Lucia Lorini  
Coorientador: Prof. Dr. Henrique Bastos Rajão Reis

Rio de Janeiro  
2019

F541 Ferreira Dias, Ana  
Avifauna na cidade: Efeitos da urbanização e da paisagem sobre as comunidades de aves e importância dos pequenos espaços verdes como reservatórios para a biodiversidade. / Ana Ferreira Dias. -- Rio de Janeiro, 2019.  
79f

Orientadora: Maria Lucia Lorini.  
Coorientador: Henrique Bastos Rajão Reis.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2019.

1. Comunidades de Aves. 2. Ecologia Urbana. 3. Efeitos da Urbanização . 4. Áreas Verdes Urbanas. 5. Mata Atlântica. I. Lorini, Maria Lucia, orient. II. Bastos Rajão Reis, Henrique , coorient. III. Título.

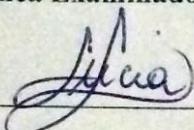
Ana Ferreira Dias

**AVIFAUNA NA CIDADE: EFEITOS DA URBANIZAÇÃO E DA PAISAGEM SOBRE  
AS COMUNIDADES DE AVES E IMPORTÂNCIA DOS PEQUENOS ESPAÇOS  
VERDES COMO RESERVATÓRIOS PARA A BIODIVERSIDADE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, como requisito para obtenção do título de Mestre(a) em Ciências Biológicas.

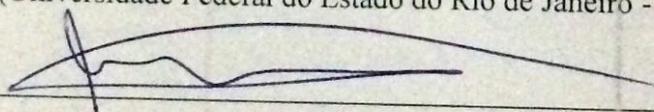
Aprovada em 28 de junho de 2019.

**Banca Examinadora**



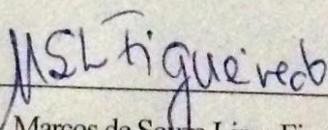
---

Dr(a). Maria Lucia Lorini (Orientadora)  
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro - UNIRIO)



---

Dr(a). Richieri Antônio Sartori  
(Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro - PUC-RIO)



---

Dr(a). Marcos de Souza Lima Figueiredo  
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro - UNIRIO)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à todos que tornaram esses dois anos de mestrado mais agradáveis, seja por meio de conversas amigas, cafés, ajudas em campo, conselhos ou dicas.

Agradeço à minha mãe, Denise Fontes Ferreira, e meu avô, Darilton Teixeira Ferreira, pelo suporte que me foi dado durante todos os anos que venho me dedicando à minha formação. O apoio de vocês nessa caminhada foi essencial para que eu pudesse alcançar os meus objetivos.

Agradeço à minha vó, Denanci Fontes, que infelizmente nos deixou logo no início do meu mestrado, por todo o amor, por toda a torcida, por todo o apoio (em forma de palavras ou quitutes). A primeira pessoa com a qual compartilhei a minha aprovação na seleção do mestrado, e que, certamente, estaria orgulhosa de me ver finalizando mais essa etapa de formação.

Agradeço ao meu namorado, Gabriel Keller, pelo apoio nas diversas etapas desse processo. Pela ajuda em alguns campos e tabelas, pelas conversas inspiradoras, pelos passeios e explorações. E, principalmente, por todo amor que a mim dedica.

Agradeço à minha amiga, Mayara Almeida, pelas longas conversas, passeios e risadas que tanto me fizeram bem durante esses dois anos. Obrigada por compartilhar comigo de momentos tão preciosos.

Agradeço à minha amiga, Tathyana Lamim, com quem primeiro compartilhei as ideias mais iniciais desse trabalho. Obrigada pelas conversas, pelo apoio e por sempre acreditar em mim.

Agradeço ao meu psicólogo, Yago, pelo suporte que me foi dado durante esse período, que não foi dos mais fáceis da minha vida. Sem a sua ajuda teria sido muito difícil chegar até o final.

Agradeço à Renata Bella pela ajuda extremamente valiosa na coleta de dados da vegetação, que em breve serão utilizados.

Agradeço imensamente ao Prof. Dr. Richieri Sartori pela valiosa ajuda na coleta de dados da vegetação, na análise dos dados, bem como na identificação das espécies vegetais, sem a qual essa parte do trabalho seria inviável.

Agradeço imensamente ao Dr. Marcos Figueiredo pelas ideias, por todos os ensinamentos de ecologia e estatística, e pelo auxílio grandemente valioso e crucial na análise dos dados.

E, finalmente, agradeço aos meus orientadores, Dra. Maria Lucia Lorini e Dr. Henrique Rajão, sem os quais esse trabalho não seria possível. Obrigada por todos os ensinamentos compartilhados, correções, ideias e pela paciência que tiveram comigo, principalmente na etapa final do mestrado. Vocês foram essenciais para que esse trabalho pudesse ganhar forma. Agradeço imensamente pela ajuda de vocês.

“...Dou respeito às coisas desimportantes  
e aos seres desimportantes.  
Prezo insetos mais que aviões.  
Prezo a velocidade  
das tartarugas mais que a dos mísseis.  
Tenho em mim um atraso de nascença.  
Eu fui aparelhado  
para gostar de passarinhos.  
Tenho abundância de ser feliz por isso.”

Trecho de “O apanhador de desperdícios”, Manoel de Barros.

## RESUMO

A expansão das paisagens urbanas está ocorrendo a taxas aceleradas em todo mundo e estima-se que, até o ano de 2050, 68% da população humana habitará áreas urbanas. Os efeitos da urbanização sobre a biodiversidade tem desencadeado interesse crescente por parte da comunidade científica. Nas cidades, as áreas verdes urbanas, embora historicamente associadas à recreação, podem servir a uma série de outros propósitos. Tendo em vista o rápido processo de urbanização, especialmente em *hotspots* de biodiversidade, como a Mata Atlântica, compreender melhor o que condiciona a biodiversidade nas áreas verdes urbanas é de grande importância para a conservação. Este trabalho propôs-se a analisar a riqueza, abundância e composição de espécies de aves em espaços verdes urbanos da cidade do Rio de Janeiro, com ênfase nos pequenos parques e praças. O Capítulo 1 tratou de investigar o efeito da urbanização sobre as comunidades de aves ao longo de um gradiente de três condições de urbanização, bem como avaliar a importância de pequenos espaços verdes urbanos para a conservação da avifauna na cidade. O estudo comparou as comunidades registradas em pequenos parques e praças, no Jardim Botânico do Rio de Janeiro e no Parque Nacional da Tijuca em termos de estratos de forrageio, guildas tróficas e hábitat. Nossos resultados sugerem que as espécies presentes nas três condições avaliadas forrageiam prioritariamente na vegetação, no sub-bosque e dossel das árvores. Onívoros e insetívoros foram os mais representativos, sendo os últimos mais expressivos nos locais menos urbanizados. Os pequenos parques e praças apresentaram maior proporção de espécies que ocorrem em áreas abertas, enquanto as espécies presentes nos demais parques (JBRJ e PNT) foram majoritariamente de mata e borda de mata. O Capítulo 2 tratou de analisar o papel de fatores da paisagem como determinantes da riqueza e abundância em comunidades de aves de pequenas áreas verdes urbanas da cidade. Avaliamos a influência de 12 variáveis da paisagem no entorno de 50 a 1000m de distância do centro de cada ponto de amostragem de aves. Dentre as variáveis analisadas, densidade de ruas residenciais, densidade demográfica e cobertura de edificações apresentaram relação negativa com a riqueza de aves. Área impermeabilizada e cobertura de edificações apresentaram relação negativa com a abundância de aves, enquanto a distância para fragmentos florestais apresentou relação positiva. Este estudo demonstrou que apesar de não apresentarem estrutura de vegetação comparável à de ambientes naturais, os pequenos parques e praças amostrados retêm cerca de 10% das espécies de aves ocorrentes no Rio de Janeiro, podendo desempenhar importante

papel na conservação da avifauna do município. Além disso, a avaliação da influência do contexto da paisagem na riqueza e abundância de aves forneceu dados que podem ser relevantes para o planejamento da infraestrutura verde da cidade.

Palavras-chave: Comunidades de Aves; Ecologia Urbana; Efeitos da Urbanização; Áreas Verdes Urbanas; Mata Atlântica.

## ABSTRACT

The expansion of urban landscapes is occurring at accelerated rates throughout the world and it is estimated that by 2050, 68% of the human population will live in urban areas. In cities, urban green areas, while historically associated with recreation, may serve a number of other purposes. However, the importance of these areas in maintaining biodiversity in the cities has not been receiving enough attention. Considering the rapid urbanization process, especially in biodiversity hotspots such as the Atlantic Forest, understanding what drives biodiversity in urban green areas is highly important for conservation. Our aim was to analyze bird richness, abundance and composition in urban green spaces in the city of Rio de Janeiro, focusing on small parks and squares. Chapter 1 aimed to investigate the effect of urbanization on bird communities along an urbanization gradient, as well as to assess the importance of small urban green areas for bird conservation in the city. The study compared the bird communities recorded in the small parks and squares, in the Botanical Garden of Rio de Janeiro (JBRJ) and in the Tijuca National Park (PNT) in terms of foraging strata, trophic guilds, and habitats. Our results suggest that the species present in the three urbanization levels evaluated forage primarily in the vegetation, understory and trees canopy. Omnivores and insectivores are the most representative in the three conditions, the latter being more expressive in the less urbanized areas. Small parks and squares presented a higher proportion of species that occur in open areas, whereas the JBRJ and PNT presented increasing proportions of forest and edge forest species. Chapter 2 focuses on the role of landscape factors as determinants of bird richness and abundance in the city's small urban green spaces. We evaluated the influence of 12 landscape variables around 50 to 1000m away from the center of each bird sampling point. Among the analyzed variables, density of residential streets, population density and built-up area had a negative relation with the bird richness. Impervious area and built-up area presented negative relation with bird abundance. Distance to forest fragments presented a positive relation with bird abundance. Even though the small urban parks and squares sampled are located in highly urbanized areas, they are able to hold about 10% of the bird species that occur in the city. Therefore, small urban green areas have an important role in conservation and must be planned and managed to meet these purposes.

Key-words: Bird Community; Urban Ecology; Effects of Urbanization; Urban Green Areas; Atlantic Forest.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	x
INTRODUÇÃO GERAL .....	1
CAPÍTULO 1 .....	6
Introdução.....	6
Metodologia .....	11
Resultados.....	17
Discussão.....	25
CAPÍTULO 2.....	34
Introdução.....	34
Metodologia.....	37
Resultados.....	43
Discussão.....	55
CONCLUSÃO GERAL.....	60
REFERÊNCIAS.....	61
APÊNDICE 1.....	72

## INTRODUÇÃO GERAL

No Antropoceno as sociedades humanas urbanas começaram a crescer significativamente em todo o mundo (Isaksson 2018). A industrialização ocidental iniciou nos anos 1700, tornando a urbanização e a expansão urbana uma parte significativa da paisagem (Isaksson 2018). A relação entre a urbanização e as mudanças ambientais globais está agora bem estabelecida, juntamente com o reconhecimento de umnexo entre os combustíveis baseados no carbono, as mudanças ambientais globais, os impactos climáticos e o surgimento de cidades industriais (Grimm *et al.* 2008, Pincetl 2017). Essas interações, no final do século XX, tornaram-se os motores do crescimento econômico global (Seto *et al.* 2012, Pincetl 2017).

De acordo com o World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, relatório elaborado pelas Nações Unidas, até o ano de 2050, 68% da população humana habitará áreas urbanas (UN 2018). A velocidade da urbanização verificada desde 1950 tem sido bem maior em regiões menos desenvolvidas se comparada ao que se verificou em regiões mais desenvolvidas. A tendência de urbanização tem sido especialmente rápida na África Subsaariana, Ásia Oriental, Ásia Ocidental e América Latina e Caribe. No Brasil, projeta-se que mais de 92% da população total será urbana até o final de 2050, um acréscimo de 18,5% aos dados de 1990.

Na história da humanidade o século XXI será considerado o século urbano, uma vez que marca o momento em que pela primeira vez a maioria das pessoas estarão vivendo em cidades. Neste século, portanto, o entendimento de como as pessoas influenciam e são influenciadas pelo componente "verde" dos ambientes urbanos adquire enorme significância. Nas últimas décadas houve uma extraordinária explosão de interesse no campo de ecologia urbana (Gaston 2010). Apesar de sua emergência recente, o campo científico da ecologia urbana tem se desenvolvido rapidamente, sendo que o número de publicações e eventos dedicados ao tópico continua em trajetória de crescimento (Gaston 2010). Mas não apenas a comunidade de ecólogos na academia entendeu que este é um tópico de estudo interessante e de grande significado prático, como também outros setores da sociedade tem demonstrado uma crescente conscientização de que melhorar o entendimento sobre a

ecologia de áreas urbanas pode ser vital para temas importantes como saúde e bem estar humano.

A urbanização tem sido associada a quatro dos principais componentes da mudança global, a saber, mudanças no uso da terra, mudanças nos ciclos biogeoquímicos, presença de espécies invasoras e mudanças climáticas (Grimm *et al.* 2008), o que desencadeou um interesse crescente nos efeitos da urbanização sobre a biodiversidade nas últimas décadas (Alberti *et al.* 2003, Kowarik 2011). O impacto direto da urbanização é a transformação do ambiente, que resulta na alteração da cobertura da terra e gera um padrão espacial complexo de manchas de vegetação natural cada vez menores e mais isoladas, inseridas em uma matriz inóspita para muitas espécies (Alberti 2010, Isaksson 2018). O processo contínuo de urbanização gera paisagens cada vez mais homogêneas, com alto grau de perda e fragmentação de hábitat, causando perda de biodiversidade, de processos e de funções e dinâmicas ecológicas e, conseqüentemente, diminuição da disponibilização de serviços ecossistêmicos (Alberti 2010, Steiner 2011, Gaston *et al.* 2018).

Previsões para o ano de 2030 estimam que, para diversas regiões do planeta, mais de um quarto das espécies de anfíbios, mamíferos e répteis serão afetados em algum grau pela expansão urbana (Seto *et al.* 2012). Centenas de espécies classificadas como “criticamente em perigo” ou “em perigo” pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) terão seu hábitat reduzido ou destruído pela expansão de áreas urbanas, dentre elas, 25 espécies de aves. Estima-se que as Américas terão 134 de suas espécies afetadas pelo alargamento de áreas urbanas, o maior número dentre os continentes avaliados (Seto *et al.* 2012).

A sustentabilidade do ambiente urbano depende da manutenção dos processos ecológicos, que podem ser potencializados pela presença de elementos na paisagem que aumentem a conectividade funcional entre os remanescentes maiores de vegetação natural, como corredores ou pontos de apoio (stepping stones) (Alberti 2010, Zhou *et al.* 2011, Isaksson 2018). Neste contexto, ganha importância a “infraestrutura verde urbana”, termo cunhado por Sandstrom (2002) para definir todos os “sistemas ecológicos” totalmente naturais, seminaturais ou artificiais presentes em uma cidade e seu entorno (Cilliers *et al.* 2013). Desse modo, a infraestrutura verde urbana inclui não somente remanescentes de vegetação nativa, mas as demais áreas verdes, como parques urbanos, praças, jardins residenciais, gramados, terrenos baldios, telhados verdes, entre outros (Aronson *et al.* 2017).

Embora as áreas verdes urbanas sejam historicamente associadas à recreação, esses espaços podem servir a uma série de outros propósitos (Sandstrom 2002). Grande parte dos componentes da infraestrutura verde como, por exemplo, jardins e praças, são passíveis de planejamento e manejo. Essa informação é de grande importância para os estudos de ecologia urbana e pode ter implicações positivas na conservação e também na economia, quando a infraestrutura verde é pensada, planejada, desenvolvida e conservada (Tzoulas *et al.* 2007).

Dentre os diversos serviços ecossistêmicos que as áreas verdes urbanas oferecem, podemos citar aqueles que apresentam impacto direto sobre a saúde humana, como redução de ruídos, purificação do ar, redução da temperatura local, entre outros (Gómez-Baggethun *et al.* 2013). Contudo, a importância dessas áreas na manutenção da biodiversidade presente nas cidades têm sido ainda pouco explorada pela pesquisa (Aronson *et al.* 2017). Em alguns países desenvolvidos, o planejamento das áreas verdes urbanas tem sido integrado ao planejamento urbano e o design das cidades (Hansen *et al.* 2015). Porém, em países tropicais em desenvolvimento como o Brasil, os estudos de ecologia urbana são ainda muito escassos (Aronson *et al.* 2017). Tendo em vista o rápido processo de urbanização, especialmente em *hotspots* de biodiversidade, como a Mata Atlântica, compreender melhor o que condiciona a biodiversidade nas áreas verdes urbanas é de grande importância para a conservação (Aronson *et al.* 2017).

As aves lideram a lista de grupos taxonômicos amplamente estudados em áreas urbanas (McKinney 2008, Marzluff 2017), em função de que: (1) mais de 2.000 espécies (~20% das espécies do mundo) ocorrem em áreas urbanas (Aronson *et al.* 2014), (2) são diversas e frequentemente abundantes (Jetz *et al.* 2012), (3) formam comunidades complexas dentro dos sistemas urbanos (Tratalos *et al.* 2007), (4) são geralmente conspicuas, bem conhecidas e relativamente fáceis de inventariar (Ralph *et al.* 1996), (5) importantes para os serviços ecossistêmicos que fornecem (Gaston *et al.* 2018), (5) respondem a distúrbios antropogênicos, incluindo diferentes níveis de desenvolvimento urbano (Ortega-Alvarez & MacGregor-Fors 2009, Aronson *et al.* 2014). Portanto, as aves se encaixam na definição de "bioindicador", podendo ajudar a entender os processos relativos à urbanização, bem como maneiras de mitigar este vetor de mudança ambiental.

Estudos sobre comunidades de aves, que representam um dos grupos ecologicamente mais importantes em paisagens urbanas, já demonstraram que a urbanização pode causar

mudanças na composição das comunidades, com diminuição na riqueza e perda de diversidade de espécies (Yu & Guo 2013, Ferenc *et al.* 2014). A urbanização atua como um filtro ambiental, resultando em maior similaridade funcional da comunidade com o aumento da urbanização (Meffert & Dzioc 2013; Sol *et al.* 2014). Recente revisão global revelou que apenas 8% das aves nativas e 25% das árvores nativas presentes em paisagens não urbanas estão atualmente presentes em paisagens urbanas (Aronson *et al.* 2014). Apesar disso, dados recentes mostram que as cidades são espaços importantes para a conservação de espécies ameaçadas em algumas partes do mundo (Ives *et al.* 2016).

Uma melhor compreensão acerca dos impactos da urbanização sobre as comunidades de aves em áreas urbanas pode permitir a identificação de ferramentas que auxiliem no planejamento das cidades (Clergeau *et al.* 1998). Desse modo, torna-se de extrema relevância o conhecimento sobre quais e como os fatores ambientais da cidade afetam as comunidades de aves para que, através do correto planejamento, o ambiente urbano seja capaz de manter espécies nativas da avifauna (Clergeau *et al.* 2001). Somente a partir de um maior entendimento sobre as comunidades de aves em áreas verdes urbanas será possível implementar práticas para tornar esses locais mais atrativos para as espécies da avifauna, o que adquire ainda maior relevância se considerarmos que já existe evidência de relações funcionais entre abundância de aves urbanas e saúde humana (Cox *et al.* 2017). Este estudo revelou que a abundância de aves durante a tarde, quando os indivíduos são mais propensos a serem visualizados pelas pessoas, foi positivamente relacionada com níveis mais baixos de prevalência de depressão, ansiedade e estresse em humanos.

A maioria dos estudos sobre os efeitos da urbanização na diversidade de espécies tem sido realizada em zonas temperadas, enquanto nos trópicos, especialmente nas Américas, a pesquisa é bem esparsa (Aronson *et al.* 2014, Lepczyk *et al.* 2017). Esse viés nos esforços de pesquisa é preocupante porque os padrões observados em regiões temperadas podem ser difíceis de generalizar para regiões pouco estudadas nos trópicos (Silva *et al.* 2015). Isto é, em parte, porque o efeito da urbanização na diversidade de espécies depende da dinâmica de desenvolvimento urbano e da ecologia dos ecossistemas e dos organismos dentro de uma dada região (Chace & Walsh 2006, Luck & Smallbone 2010). Além disso, as regiões tropicais apresentam maior diversidade de espécies do que regiões temperadas (Hillebrand 2004), portanto, o efeito da urbanização em espécies representadas apenas em comunidades tropicais poderia estar ausente das generalizações elaboradas para áreas temperadas. Em

função destas lacunas de conhecimento, revisões recentes (Aronson *et al.* 2014, Lepczyk *et al.* 2017) chamaram a atenção para a necessidade de focar a atenção nas aves urbanas dentro e perto dos hotspots de biodiversidade e em locais que experimentam taxas rápidas de urbanização. O Brasil é um dos países tropicais e megadiversos com rápida taxa de urbanização, que em 2018 já atingiu a marca de 317 municípios com população superior a cem mil habitantes, sendo o mais populoso deles São Paulo, com mais de 12,1 milhões de habitantes, seguido pelo Rio de Janeiro, com mais de 6,6 milhões (IBGE, 2018).

No Brasil, as pesquisas com aves urbanas são focadas principalmente na formulação de listas de espécies em parques e áreas com maciços florestais com maior integridade, mas estudos que confrontam comunidades de aves com variáveis ambientais urbanas ainda são pouco frequentes (e.g. Fontana *et al.* 2011; Reis *et al.* 2012; Pena *et al.* 2017). Na cidade do Rio de Janeiro o cenário é ainda mais crítico, não havendo estudos como estes até o presente momento. Contudo, por estar inserido na Mata Atlântica, considerada um *hottest hotspot* de biodiversidade, o município do Rio de Janeiro é um local prioritário para o estudo e monitoramento da biota urbana (Aronson *et. al.* 2014).

A presente dissertação propôs-se a analisar a riqueza e composição de espécies de aves em espaços verdes urbanos da cidade do Rio de Janeiro, com ênfase nos pequenos parques e praças. A dissertação está estruturada em quatro partes, iniciando por esta seção de Introdução Geral, que apresenta a contextualização e os objetivos do estudo, seguida por dois capítulos específicos e encerrando com a seção de Conclusões. O Capítulo 1 trata de investigar o efeito da urbanização sobre as comunidade de aves ao longo de um gradiente de três condições de urbanização, bem como avaliar a importância de pequenos espaços verdes urbanos para a conservação da avifauna na cidade do Rio de Janeiro. O estudo compara as comunidades registradas nas praças, no Jardim Botânico do Rio de Janeiro e no Parque Nacional da Tijuca em termos de guildas tróficas, hábitat e estratos de forrageio, buscando entender onde as comunidades de aves dos pequenos espaços verdes urbanos situam-se em relação a ambientes maiores, menos isolados, mais complexos em termos de estrutura de vegetação e menos expostos a ações humanas. O Capítulo 2 trata de analisar o papel de fatores da paisagem como determinantes da riqueza e abundância em comunidades de aves dos pequenos espaços verdes urbanos da cidade do Rio de Janeiro. Esse estudo focalizou sobre a avaliação da importância relativa das variáveis preditoras em escala de paisagem.

## CAPÍTULO 1

### **Impactos da urbanização sobre a riqueza e composição de aves em uma cidade da Mata Atlântica: contribuição dos pequenos espaços verdes urbanos na manutenção da biodiversidade**

#### **INTRODUÇÃO**

O século XXI está testemunhando uma contínua transformação urbana global e vai ser a resenha da Era Urbana (Singh 2014). Nas últimas décadas, o mundo vem se urbanizando rapidamente. Em 1950, apenas 30% da população mundial vivia em áreas urbanas, uma proporção que cresceu para 55% em 2018 (UN 2018). A velocidade de urbanização desde 1950 tem sido maior em regiões menos desenvolvidas, tais como a América Latina. Este quadro é preocupante se considerarmos que a América Latina tem uma grande importância para a conservação da biodiversidade, pois abriga seis dos 17 países megadiversos (Mittermeier 1988) e sete dos 25 hotspots mundiais de biodiversidade originalmente definidos (Myers *et al.* 2000). O Brasil é emblemático para esta situação, uma vez que é um dos países da América Latina que tem experimentado mais rápida urbanização desde 1950 (UN 2018) e ao mesmo tempo é um dos países megadiversos e abriga em seu território dois dos hotspots de biodiversidade, a Mata Atlântica e o Cerrado.

A Mata Atlântica é considerada como prioritária para a conservação da biodiversidade mundial, tendo inclusive recebido as denominações de "*hottest hotspot*" (Laurance 2009), "*shrinking hotspot*" (Ribeiro *et al.* 2011), ou "*top hotspot*" (Eisenlohr *et al.* 2013). Este *hotspot* abriga 75% da população brasileira e é a região do Brasil com maior taxa de urbanização (Joly *et al.* 2014). Na Mata Atlântica situam-se as cidades de São Paulo e do Rio de Janeiro, que ocupam o primeiro e o segundo lugar no *ranking* dos municípios brasileiros com maior população urbana (IBGE 2018). Por muito tempo o Rio de Janeiro foi o maior centro urbano do Brasil. Segundo o censo do IBGE de 2010, neste ano a população do Rio de Janeiro era de 6.320.446 habitantes, sendo que 100% da população já era urbana (IBGE 2010). Sua região metropolitana, com 11.835.708 habitantes, é a segunda maior conurbação do Brasil, a terceira da América do Sul e a 23ª do mundo. Em 2010 a densidade populacional atingia 5.265,81 hab/km<sup>2</sup>. Desde 1960, quando foi ultrapassada por São Paulo, a cidade do Rio de Janeiro mantém-se no posto de segundo município mais populoso do país. Embora a Mata Atlântica seja o bioma brasileiro com maior produção de conhecimento

sobre a biodiversidade, surpreendentemente o conhecimento relativo a áreas urbanas é ainda bastante reduzido. Mesmo para as aves, que constituem um dos grupos mais conhecidos na Mata Atlântica e também um dos mais estudados em termos de ecologia urbana no mundo, a literatura sobre aves em áreas urbanas ainda é escassa (Aronson *et al.* 2014, Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors 2017, Lepczyk *et al.* 2017, Marzluff 2017). É também surpreendente que o município do Rio de Janeiro apresente esta carência de estudos sobre aves urbanas, já que abriga o Museu Nacional, criado por D. João VI em 1818, que constitui um dos maiores e mais tradicionais centros de pesquisa da América Latina, sendo detentor de um dos mais vastos e representativos acervos científicos sobre a biodiversidade de aves neotropicais.

De acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO), no Brasil ocorrem 1919 espécies de aves (CBRO, 2015). No estado do Rio de Janeiro, temos cerca de 749 espécies, das quais 540 ocorrem no Município do Rio de Janeiro (Gagliardi 2011). A cidade do Rio de Janeiro tem sido alvo de interesse no estudo de aves desde o período quinhentista (Serpa *et. al.* 2013). O estudo clássico de Helmut Sick, em 1963, apresenta uma extensa lista de espécies para o município do Rio de Janeiro e adjacências, incluindo muitas áreas urbanas da cidade. Antes disso, em 1957, Margaret H. Mitchell já havia publicado uma série de observações de aves em praças, parques e bairros do sudeste do Brasil, sendo o Rio de Janeiro uma de suas áreas de estudo (Matarazzo- Neuberger, 1992)

Recentemente, uma série de guias de campo foram publicados retratando e listando as aves de áreas do estado e do município do Rio de Janeiro, como o jardim Botânico do Rio de Janeiro, o Parque Nacional da Tijuca, entre outros (*e.g.* Castro-Astor & Bauer 2011; Trindade *et. al.* 2011; Quental 2016). Listas de espécies de aves para localidades do Rio de Janeiro (estado e município) também podem ser encontradas em artigos como os de Mallet-Rodrigues *et. al.* (2008) e Serpa *et. al.* (2013) e plataformas on-line, como o Táceus (especialmente as listas de Ricardo Gagliardi) e eBird. No entanto, há uma enorme carência de estudos sobre a ecologia de comunidades de aves urbanas, como aquelas encontradas em praças e parques urbanos localizados em áreas intensamente urbanizadas da cidade. Para esses locais, há uma grande deficiência de dados em comparação com outros biomas e estados do Brasil, onde o levantamento da composição de espécies de aves em áreas urbanas parece ser mais comum (Moura *et. al.* 2017; Silva *et. al.* 2011; Torga *et. al.* 2007, entre outros).

A urbanização representa um das ações humanas mais preocupantes para a biodiversidade, devido à intensidade e aos efeitos em longo prazo no local onde a cidade se

desenvolve, bem como seu efeito indireto em sua área de influência. As aves são um dos grupos mais estudados para avaliar os impactos que a urbanização tem sobre a biodiversidade, mas recentes revisões (Aronson et al. 2014, Lepczyk et al. 2017, Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors 2017) indicaram que há uma lacuna no conhecimento de regiões altamente biodiversas, como a América Latina. Esta região é a mais diversificada em espécies de aves, mas ao mesmo tempo é uma das mais afetadas pela pobreza, desigualdade social e crescimento populacional, representando uma prioridade para o estudo das respostas das aves urbanas à urbanização (Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors 2017). Estas revisões (Aronson et al. 2014, Lepczyk et al. 2017, Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors 2017) chamaram a atenção para a necessidade de corrigir este viés de conhecimento e de focar a atenção nas aves urbanas dentro e perto dos hotspots de biodiversidade e em locais que experimentam taxas rápidas de urbanização.

Junto com as mudanças climáticas, a urbanização tornou-se uma das ameaças mais severas à biodiversidade em todo o mundo, com impactos sobre as funções e os processos dos ecossistemas e a persistência das espécies (Vitousek *et al.* 1997; Alberti 2005; Aronson *et al.* 2014, Isaksson 2018). Numerosos estudos mostraram que a urbanização impacta significativamente a diversidade de aves através de alterações na riqueza e na composição de espécies (ver revisões em McKinney 2008, MacGregor-Fors & García-Arroyo 2017).

A partir da literatura sobre riqueza e composição de espécies de aves em áreas urbanas, um dos padrões mais generalizáveis é que a urbanização tende a afetar negativamente a riqueza de espécies de aves (Chace & Walsh 2006, MacGregor-Fors & García-Arroyo 2017). Contudo, também foi demonstrado que a riqueza pode atingir o pico em níveis intermediários de urbanização (Blair 1996, Lepczyk et al. 2008, revisão em Evans et al. 2009), pode aumentar com a urbanização (Aldrich & Coffin 1980) e até mesmo não mostrar diferenças entre locais urbanos e não-urbanos (Sodhi 1992, Fontana *et al.* 2011). A riqueza de espécies de aves aumenta com a complexidade e diversidade da vegetação urbana (e.g. Melles et al. 2003, White et al. 2005, Husté *et al.* 2000; Kang et al. 2015); a cobertura de vegetação arbustiva e arbórea (e.g. Luther et al. 2008; Chong *et al.* 2014; Ikin et al. 2014; Yang et al. 2015b); de vegetação nativa (e.g. Davis & Wilcox 2013; Ikin et al. 2013); a idade da área urbana (e.g. Jones 1981, Mason 1985, Fernández-Juricic 2000; Filippi-Codaccioni et al. 2008) e com o tamanho do espaço verde (e.g. Fernández-Juricic 2000, Donnelly & Marzluff 2004, Palmer et al. 2008, Suk et al. 2014). Por outro lado, a riqueza de espécies diminui com a densidade de construção (e.g. Maeda 1998, Palomino & Carrascal, 2005,

Caula et al. 2010, Schneider & Miller 2014), porcentagem de cobertura impermeável (e.g. Luck et al. 2013, Song 2015) e o isolamento do espaço verde (e.g. Murgui 2007, Lee et al. 2010, Smith & Chow-Fraser 2010; Shanahan et al. 2011) e porcentagem de cobertura impermeável (e.g. Luck et al. 2013, Song 2015).

O ambiente urbano oferece uma série de desafios às espécies de aves e alguns autores acreditam que a urbanização esteja gerando a homogeneização das comunidades que habitam cidades (Blair 1996), uma vez que o ambiente urbano selecionaria espécies com atributos similares (Crocini et al. 2008). Assim sendo, a urbanização impactaria a composição de espécies de aves em áreas urbanas, com efeitos não aleatório em termos de atributos das espécies (taxonômicos, filogenéticos, funcionais, morfológicos, fisiológicos, etológicos). Em geral, estudos mostraram que a urbanização tem um efeito negativo maior sobre as espécies nativas do que sobre as exóticas (Allen & O'Connor 2000, Poague et al. 2000) e maior sobre as especialistas do que sobre as generalistas (Lancaster & Rees 1979, Johnston 2001, Fraterrigo & Wiens 2005, Smith & Wachob 2006). Em termos taxonômicos, revisões globais indicam que as famílias Accipitridae, Anatidae e Scolopacidae são sobre-representadas em áreas urbanas (Aronson et al. 2014, Lepczyk et al. 2017), mas na América Latina esta posição é representada pela família Tyrannidae (Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors 2017).

O filtro representado pela urbanização é ilustrado por uma série de pesquisas que mostram que, em termos de estrutura trófica, as comunidades de aves que habitam áreas urbanas são predominantemente representadas por espécies onívoras e granívoras, que apresentam maior flexibilidade alimentar ou se utilizam de recursos disponibilizados pela ação humana (Torga et al. 2007, Litteral et al. 2017, MacGregor-Fors & García-Arroyo 2017). No entanto, em estudos de regiões tropicais e subtropicais observou-se que, além de onívoros e granívoros, outras guildas de alimentação, como nectarívoros, frugívoros e insetívoros, constituem uma proporção importante da avifauna das cidades da Austrália, Cingapura, México e Brasil (Argel-de-Oliveira 1995, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2011, MacGregor-Fors & García-Arroyo 2017).

No que se refere ao hábitat, o ambiente urbano parece ser dominado por espécies que, originalmente, habitam áreas abertas ou bordas de mata (Argel-de-Oliveira 1995, Biamonte et al. 2011). Ainda, em relação à vegetação, as áreas urbanas oferecem uma estrutura predominantemente homogênea (Aronson et al. 2017), com fins paisagísticos. Assim, a comunidade de aves dessas áreas é composta por espécies que são capazes de forragear em

uma variedade de estratos da vegetação. Os ambientes mais preservados, no entanto, abrigam diversas espécies de aves mais sensíveis a perturbações ambientais (Manhães *et. al.* 2011), com hábitos de forrageio e dietas mais especializadas (Willis 1979), o que torna o ambiente urbano mais difícil de ser colonizado para essas espécies da avifauna.

Os impactos negativos da urbanização sobre a biodiversidade podem ser mitigados através do planejamento, conservação e gestão de espaços verdes urbanos (Aronson *et. al.* 2017). Esses espaços incluem sistemas ecológicos totalmente naturais, seminaturais e artificiais dentro e ao redor de uma cidade, englobando uma variedade de tipos de habitat de remanescentes de vegetação nativa, bem como as demais áreas verdes, como parques urbanos, praças, jardins residenciais, gramados, terrenos baldios, telhados verdes, entre outros (Cilliers *et al.* 2013, Aronson *et al.* 2017). Apesar da ideia comum e um pouco equivocada de que as cidades são pobres em espécies, novas evidências sugerem o contrário e que os espaços verdes urbanos são vitais para sustentar a biodiversidade urbana (Aronson *et al.* 2014, Beninde *et al.* 2015, Ives *et al.* 2016). Os espaços verdes urbanos são criados principalmente para fins recreativos para a população humana, mas também podem ser potenciais provedores de habitats para animais e plantas, agindo assim como extensões de recursos (Davies *et al.* 2009). Além disso, podem atuar como importantes refúgios para a fauna em cidades tropicais no contexto de expansão da urbanização (González-García *et al.* 2009). No entanto, os papéis dos espaços verdes urbanos no suporte à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos até agora tem recebido atenção insuficiente, especialmente nas regiões tropicais (Sandifer *et al.* 2015, Ziter 2016, MacGregor-Fors *et al.* 2017).

Nesse estudo investigamos o efeito da urbanização sobre as comunidade de aves ao longo de um gradiente de três condições de urbanização, bem como a importância de pequenos espaços verdes urbanos para a conservação da avifauna na cidade do Rio de Janeiro, que está inserida no *hotspot* de biodiversidade da Mata Atlântica. As comunidades foram comparadas em termos de guildas tróficas, habitat e estratos de forrageio, visando entender onde as comunidades de aves dos pequenos espaços verdes urbanos situam-se em relação a ambientes maiores, menos isolados, mais complexos em termos de estrutura de vegetação e menos expostos a ações humanas. Nossas expectativas neste estudo foram de que, ao longo do gradiente de urbanização dos espaços verdes menores até o remanescente maior do maciço florestal, seriam observados: (i) aumento geral da riqueza de espécies; (ii) diminuição da proporção de espécies exóticas; (iii) diminuição da proporção de espécies onívoras, granívoras e insetívoras; (iv) diminuição da proporção de espécies que forrageiam

no sub-bosque e dossel; (v) diminuição da proporção de espécies de áreas abertas e aumento de espécies de áreas florestais; (vi) dissimilaridade na composição de espécies entre os três locais.

## **METODOLOGIA**

### Área de Estudo

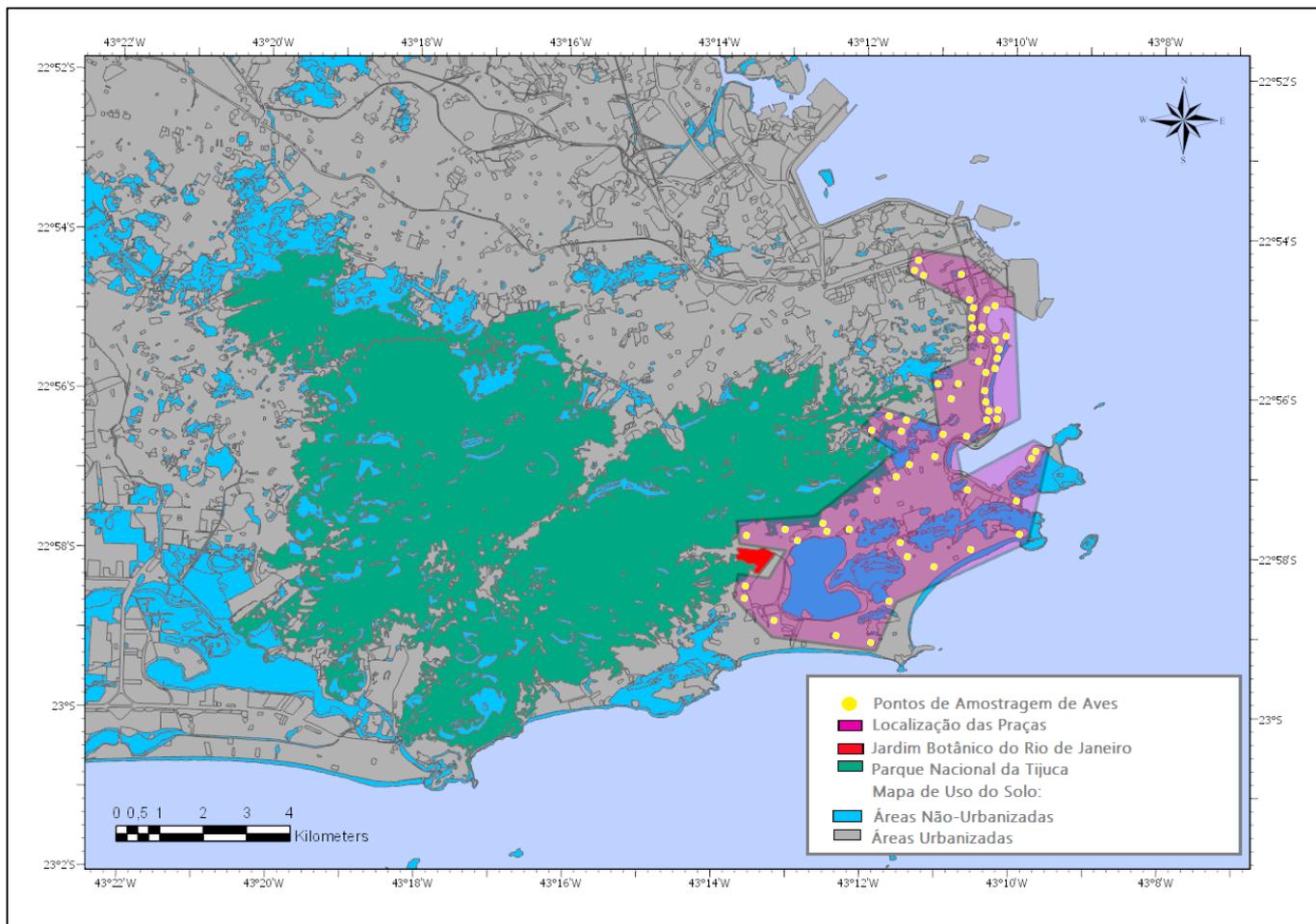
O estudo foi realizado em praças e parques urbanos da Cidade do Rio de Janeiro (22°54'23"S, 43°10'21"W), capital do Estado do Rio de Janeiro, localizada na região Sudeste do Brasil. A área da cidade é de 1.200,255 km<sup>2</sup>. A população da cidade do Rio de Janeiro é de 6.688.927 habitantes (IBGE, 2018). O clima do município é do tipo tropical, quente e úmido, com temperatura média anual de 22°C (IBGE, 2002). A precipitação anual varia de 1.200 a 1.800mm. A cidade está integralmente inserida no bioma Mata atlântica. O município possui um total de 2159 áreas verdes urbanas, das quais 1868 são praças, 152 são largos, 85 são jardins e 54 são parques urbanos (Fundação Parques e Jardins, 2007).

As praças e parques estudados estão localizados mais especificamente na Zona Sul e Centro da Cidade do Rio de Janeiro, em área intensamente urbanizada (Figura 1). A Zona Sul da cidade situa-se entre o mar e o Maciço da Tijuca, sendo formada por 25 bairros, ocupando 8,2% do território do município – 100,43km<sup>2</sup>. Já o Centro, ocupa apenas 2,8% do território municipal – 34,39km<sup>2</sup>, e é constituído por 15 bairros. O Rio de Janeiro é reconhecido por suas grandes áreas verdes localizadas principalmente na parte montanhosa da cidade (Stott et al. 2015). Já nas terras baixas, os espaços verdes urbanos são menores, podendo ou não ser isolados dos remanescentes florestais. Para a avaliação das comunidades de aves, foram amostrados 44 espaços verdes urbanos da cidade do Rio de Janeiro, ao longo de um gradiente com três estágios de urbanização:

1) Alto grau de urbanização: Pequenos parques e praças com menos de 100ha (média=3 ha, 66.7% < 1ha, 26.2% 1-5ha, 7.1% > 5ha), criados artificialmente a partir de projetos de paisagismo e cobertos por vegetação arbórea não florestal que não constituem fragmentos da floresta original. Estes espaços verdes encontram-se sob diversas intensidades de manejo e são totalmente isolados dos remanescentes florestais. Foram amostrados 42 destes pequenos parques e praças, o que compôs uma amostra bastante representativa deste tipo de espaço verdes urbano na região estudada.

2) Médio grau de urbanização: Parques com área maior do que 100ha, cobertos em parte por vegetação arbórea não florestal e parte por fragmentos florestais nativos. Parcialmente criados a partir de projetos de paisagismo, onde as partes que não constituem fragmentos florestais encontram-se sob diversas intensidades de manejo. As partes que constituem fragmentos florestais encontram-se conectadas com grandes remanescentes florestais. A cobertura da terra na área destes parques e um entorno de 500m apresenta entre 30 e 60% de cobertura urbana. Nesta categoria foi analisado o Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Fundado em 1808, o JBRJ compreende uma área de 137 ha, dos quais 83 ha são cobertos por floresta e fazem divisa com o Parque Nacional da Tijuca, e 54 ha constituem o arboreto. O JBRJ possui uma coleção viva de mais de 6 mil espécies de plantas de regiões tropicais e subtropicais (JBRJ 2019). Além de fazer divisa com o PNT, o JBRJ está inserido no ambiente urbano da cidade, entre os bairros da Gávea e Jardim Botânico. Por ser um local aberto à visitação, o jardim possui estrutura para recepção de pessoas, possuindo áreas construídas e de vegetação aberta.

3) Baixo grau de urbanização: Grandes parques com mais de 1000ha, constituindo remanescentes de vegetação florestal nativa. Estas áreas estão conectadas em grandes maciços florestais. Atividades de manejo são restritas a porções extremamente pequenas do parque, destinadas à visitação. Nesta categoria foi analisado o Parque Nacional da Tijuca. Este parque é um grande fragmento de Mata Atlântica coberto por Floresta Ombrófila Densa Secundária, em estágio avançado de regeneração. O PNT destaca-se na paisagem, constituindo um grande maciço verde. O parque compreende uma área de 3.954 ha, equivalente a cerca de 3,5% da área do município do Rio de Janeiro, sendo dividido em quatro setores (Floresta da Tijuca, Serra da Carioca, Pedra Bonita/Pedra da Gávea e Pretos Forros/Covanca). Criado em 6 de julho de 1961, o PNT é parte integrante da Reserva da Biosfera no Rio de Janeiro, sendo atualmente o parque nacional mais visitado do Brasil, recebendo mais de 2 milhões de visitantes por ano. O parque está localizado na porção central do município e, por não possuir território contínuo, está misturado à área urbana da cidade (Siqueira, A. E. *et. al.* 2013).



**Figura 1:** Mapa apresentando os três ambientes avaliados no presente estudo. Os 59 pontos de amostragem de aves (pontos em amarelo no polígono rosa) localizados em 42 praças/parques urbanos ao longo da Zona Sul e Centro da Cidade do Rio de Janeiro; o JBRJ (em vermelho) e o Parque Nacional da Tijuca (em verde).

### Amostragem da Avifauna nas Praças e Parques Urbanos

A amostragem da avifauna foi realizada em 42 praças e parques urbanos ao longo da Zona Sul e Centro da cidade do Rio de Janeiro. As visitas às áreas de estudo se deram nas primeiras horas do dia, período de maior atividade das aves, tendo início 30 minutos após o nascer do Sol e se estendendo pelas três primeiras horas da manhã. Foram realizados pontos de escuta de 15 minutos, onde registrou-se todas as espécies de aves que puderam ser observadas ou ouvidas dentro de um raio de 50 metros. Foram registrados apenas os indivíduos que estavam utilizando o espaço para se alimentarem, descansarem ou construírem ninhos. Foram deixados de fora aqueles vistos apenas sobrevoando o espaço. Cada um dos pontos de escuta

foi visitado três vezes ao longo dos meses de Setembro a Dezembro de 2018, coincidindo com o período reprodutivo das aves no sudeste do Brasil. Dias chuvosos foram evitados por conta da menor atividade das aves e dificuldade no uso de binóculos e gravadores. Para a observação, foi utilizado binóculo modelo Kenko (8x45mm, field 6.7”). Para suporte em relação à identificação de espécies, quando necessário, foram utilizados os guias “Guia de aves do Rio de Janeiro” (Quental, 2016) e “Aves do Jardim Botânico do Rio de Janeiro: Guia de Campo” (Trindade et al. 2011), além de gravações da vocalização e fotografia das aves para posterior identificação. Foram totalizadas 44 h e 25 minutos de amostragem realizadas em 177 visitas.

#### *Levantamento de dados do Jardim Botânico do Rio de Janeiro e do Parque Nacional da Tijuca*

Há uma deficiência de estudos de avifauna em praças e parques da cidade do Rio de Janeiro. Por esse motivo, para efeito de comparação, foram utilizados dados de áreas verdes de grande importância para a área de estudo, o Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ) e o Parque Nacional da Tijuca (PNT), cujas composições de espécies são bastante conhecidas. As listas de espécies do JBRJ provêm de monitoramentos mensais da avifauna, guiados pelo ornitólogo Henrique Rajão, realizados há cerca de 18 anos no Jardim, na área do arboreto e no remanescente florestal. Para que o esforço amostral dessas listas fosse comparável ao das praças, foram utilizadas apenas as listas dos meses de Agosto a Dezembro de 2018, coincidindo com o período de amostragens nas praças. Tais listas somadas obtiveram número de horas equivalentes ao realizado nas praças. Para o PNT, foram utilizados dados de listas de anos adjacentes, obtidos por observadores do “Clube de Observadores de Aves” (COA-RJ). Foram somadas as listas de 2015 a 2018 a fim de alcançar esforço similar ao realizado nas praças (cerca de 44h). Contudo, tanto as amostragens realizadas no PNT quanto no JBRJ utilizaram metodologias diferentes da que foi utilizada nas praças. Nesses locais foram realizadas amostragens de percurso, ou seja, ao passo que os observadores caminhavam, as espécies e suas respectivas abundâncias foram registradas. Foram desconsideradas as espécies registradas sobrevoando os locais em todos os ambientes avaliados.

#### *Comparação entre áreas verdes da cidade do Rio de Janeiro*

As listas de espécies obtidas para cada praça amostrada foram compiladas, gerando uma só lista, que foi comparada às listas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro e do Parque Nacional da Tijuca. Para a comparação, foram levados em conta os dados de guildas tróficas, estratos de forrageio das espécies e seus respectivos habitats, seguindo a classificação descrita abaixo.

### Guildas Tróficas

As espécies foram agrupadas em guildas tróficas de acordo com Sick, 1997; Motta-Junior 1990; Vasconcelos *et. al.* 2013; Donatelli *et. al.* 2004; Telino-Júnior *et. al.* 2005; Scherer *et. al.* 2010, entre outros. Foram consideradas as seguintes categorias tróficas, seguindo a classificação de Motta-Junior (1990), com modificações: Carnívoro (CAR) – Espécies que se alimentam preferencialmente de vertebrados vivos; Detritívoro (DET)- Espécies que se alimentam preferencialmente de vertebrados mortos; Frugívoro (FRU) - Espécies que se alimentam preferencialmente de frutos; Granívoros (GRA) – Espécies que se alimentam preferencialmente de sementes; Insetívoro (INS) - Espécies que se alimentam preferencialmente de insetos e outros artrópodes; Nectarívoro (NEC) - Espécies que se alimentam preferencialmente de néctar, mas também consomem pequenos insetos e outros artrópodes; Onívoro (ONI) – espécies que se alimentam de insetos, outros artrópodes e frutos, em proporções similares; e Piscívoro (PIS) - Espécies que se alimentam preferencialmente de peixes.

### Estrato de Forrageio e Habitat

Foram definidos os estratos de forrageio, de acordo com Stotz *et. al.* (1996), e o habitat de todas as espécies do estudo, segundo Ridgely *et. al.* (2015). As classes de estratos de forrageio foram os seguintes: T= estrato terrestre; U= estrato herbáceo até 1m de altura; M= Sub-bosque; C=Dossel; W= Água doce; A= estrato aéreo. Em relação aos habitats, foi utilizada a seguinte classificação, segundo Argel-de-Oliveira (1995), com modificações: ma= mata, capoeirão; bo= borda de vegetação florestal; se= vegetação arbóreo-arbustiva secundária (capoeira); aa= áreas abertas; ur= áreas urbanas; ag=água doce; mh=margem de corpos hídricos.

## **ANÁLISE DE DADOS**

### *Curva de Acumulação de Espécies e Riqueza Estimada*

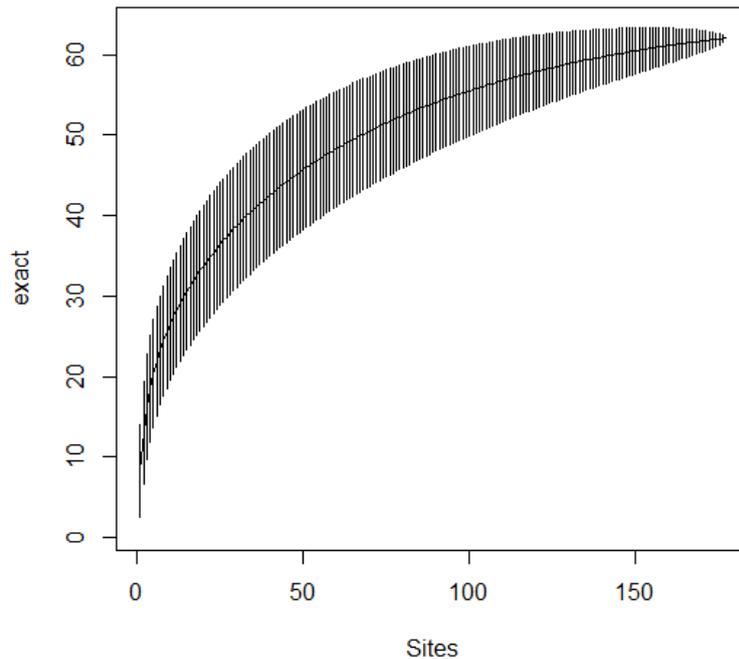
Para verificar a eficiência da amostragem realizada nas praças, foi construída uma curva de acumulação de espécies. A riqueza total esperada para as praças foi obtida através do estimador Chao-1 (Chao 1984) utilizando o pacote ‘vegan’ em ambiente R 3.4.3 (R Core Team 2017).

### *Análise de Similaridade*

A similaridade dos locais avaliados foi estimada através da técnica de ordenação NMDS (*Non-metric multidimensional scaling*), utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis, que leva em consideração a abundância de cada espécie. Para isso, foram utilizados tanto a composição das espécies de cada praça ou parque urbano amostrado; de cada uma das listas do JBRJ e de cada uma das listas do PNT. As análises foram realizadas em ambiente R 3.4.3 (R Core Team 2017) utilizando os pacotes ‘vegan’ e ‘MetaMDS’.

## RESULTADOS

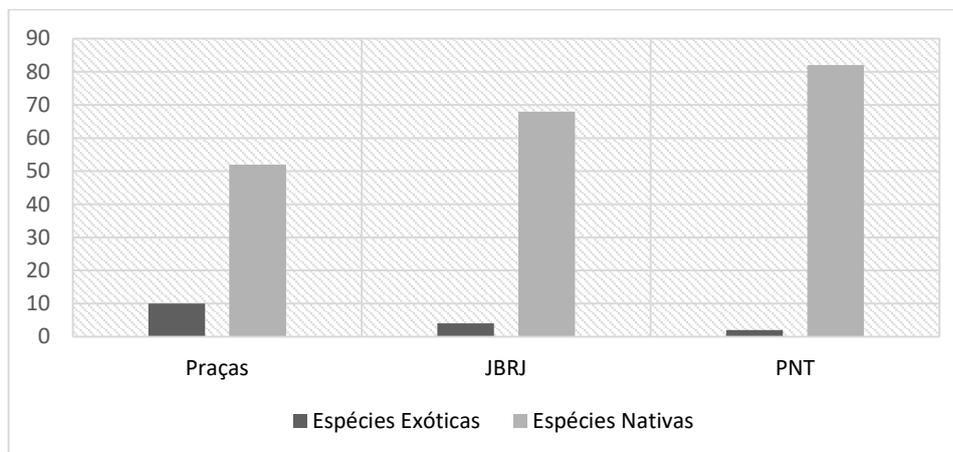
Um total de 137 espécies de aves foi registrado nas comunidades analisadas (Tabela 1 – Apêndice 1). A menor riqueza foi registrada nos pequenos parques e praças (62 espécies), seguida do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (72 espécies) e do Parque Nacional da Tijuca (84 espécies). A seguir são apresentados os resultados referentes a cada uma das três áreas.



**Figura 2:** Curva de acumulação de espécies de aves amostradas pelo número de visitas nas praças analisadas do Rio de Janeiro. Riqueza estimada pelo estimador Chao  $64,44 (\pm 2,4)$ .

Nos pequenos parques e praças urbanos estudados ao longo da Zona Sul e Centro da Cidade do Rio de Janeiro, representando os espaços verdes em alto grau de urbanização, encontramos um total de 62 espécies de aves (Tabela 1 – Apêndice 1). A curva de acumulação de espécies apresentou inclinação, indicando tendência à assíntota (Figura 2). Dessas 62 espécies, três são exóticas do Brasil (*Columba livia*, *Estrilda astrild* e *Passer domesticus*), sete são nativas de outras regiões do país, que foram introduzidas no estado pela ação humana ou que expandiram suas áreas de distribuição em decorrência do desmatamento (*Lepidocolaptes angustirostris*, *Furnarius figulus*, *Paroaria dominicana*, *Fluvicola nengeta*, *Brotogeris chiriri*, *Diopsittaca nobilis* e *Myiopsitta monachus*), enquanto

as 52 restantes são nativas do Município do Rio de Janeiro (Tabela 1 – Apêndice 1; Figura 3).



**Figura 3:** Número de espécies nativas e exóticas do Estado do Rio de Janeiro nos três ambientes avaliados.

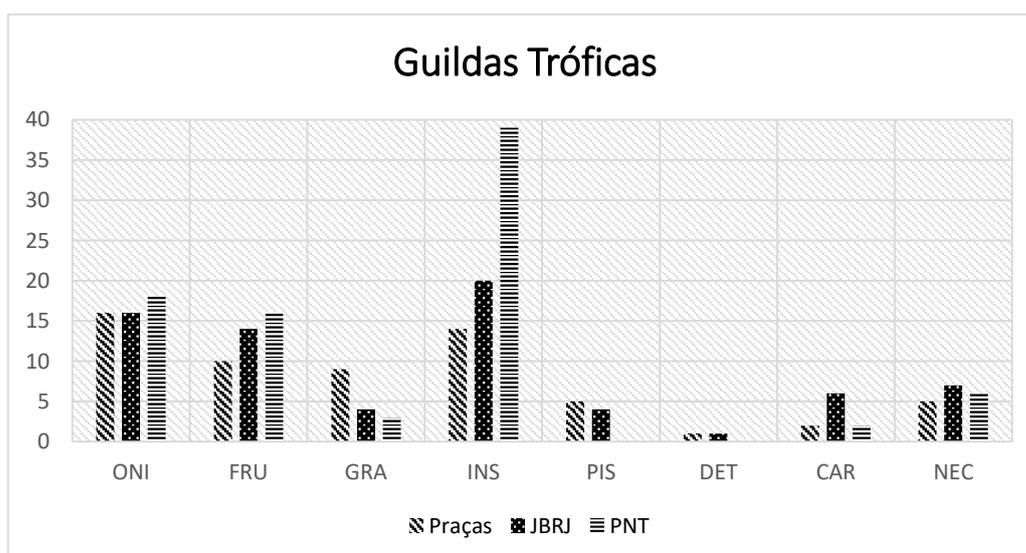
As espécies dos pequenos parques e praças estão distribuídas em 28 famílias e 12 ordens. O número de espécies por praça variou de 6 a 23. Como um todo, a ordem mais representativa em termos de número de espécies foi a Ordem Passeriformes, com 37 espécies. Dentre os Passeriformes, Thraupidae foi a família mais representativa, com dez espécies. Seguida da família Tyrannidae, com sete. Foi contabilizado um total de 1959 indivíduos. O número de indivíduos presentes em cada ponto variou de 13 a 68 (média=33). Levando-se em conta todos os locais amostrados, dentre as espécies mais abundantes, o pombo doméstico (*Columba livia*), espécie exótica ao Brasil, apresentou o maior número de indivíduos (n=373). Duas espécies nativas, no entanto, ocuparam a segunda e terceira posições em termos de abundância nas praças amostradas. A espécie *Tangara palmarum* (sanhaço-do-coqueiro), pertencente à família Thraupidae, foi a mais abundante, contabilizando 177 indivíduos. A rolinha-roxa (*Columbina talpacoti*), representante da família Columbidae, apresentou 171 indivíduos, sendo a terceira espécie mais abundante. Em relação à família Tyrannidae, *Pitangus sulphuratus* (bem-te-vi) foi a espécie mais abundante, com 103 indivíduos. As demais 57 espécies identificadas contabilizaram menos de cem indivíduos cada, sendo a maior parte delas (34 espécies) representada por até 10 indivíduos cada. Em relação à frequência de observação, ou seja, o número de pontos de amostragem em que cada espécie foi observada, *Tangara palmarum*, *Coereba flaveola* e

*Pitangus sulphuratus* foram as espécies mais frequentes, sendo avistadas em 93, 88 e 86% dos pontos de amostragem, respectivamente.

Em relação às guildas tróficas (Tabela 2, Figura 4), foi encontrada uma maior porcentagem de espécies onívoras (27%) e insetívoras (21%), seguidas de espécies frugívoras (17,7%), granívoras (12,9%), nectarívoras e piscívoras (ambas com 8,1%), carnívoras (3,2%) e detritívoras (1,6%).

**Tabela 2:** Guildas tróficas encontradas nas praças amostradas, no JBRJ e no PNT.

Guilda trófica	Praças Nº espécies (%)	JBRJ Nº espécies (%)	PNT Nº espécies (%)
Carnívoro	2 (3,2)	6 (8,3)	2 (2,4)
Detritívoro	1 (1,6)	1 (1,4)	NA (NA)
Frugívoro	10 (16,1)	14 (19,4)	16 (19,0)
Granívoro	9 (14,5)	4 (5,6)	3 (3,6)
Insetívoro	14 (22,6)	20 (27,8)	39 (46,4)
Nectarívoro	5 (8,1)	7 (9,7)	6 (7,1)
Onívoro	16 (25,8)	16 (22,2)	18 (21,4)
Piscívoro	5 (8,1)	4 (5,6)	NA (NA)
<i>Total</i>	<i>62 (100)</i>	<i>72 (100)</i>	<i>84 (100)</i>



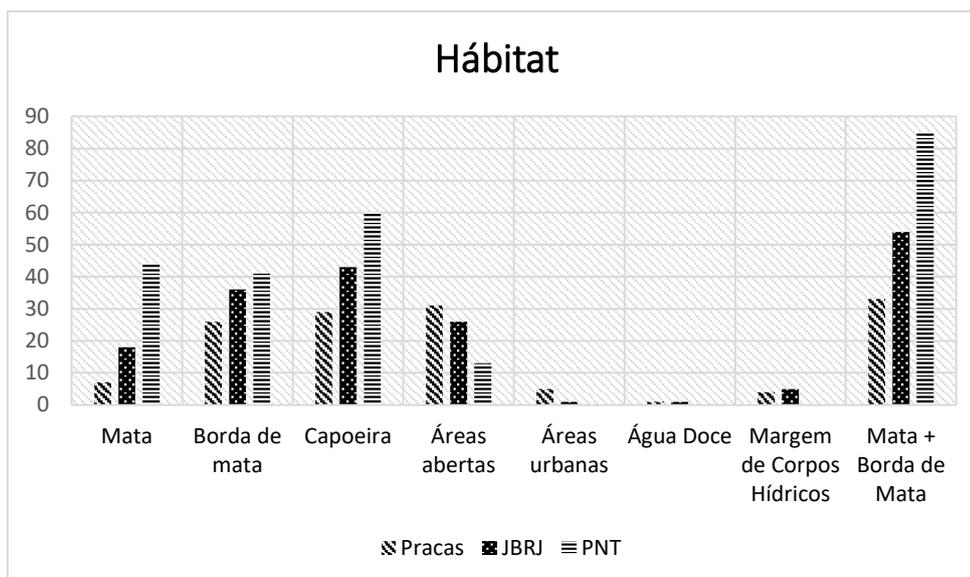
**Figura 4:** Número de espécies por guildas tróficas nas praças, no JBRJ e no PNT. Onívoros e insetívoros representam a maior proporção das espécies nos três ambientes.

As praças, dentre os ambientes avaliados nesse trabalho, retém o maior número de espécies exóticas ao Brasil ou do Município do Rio (Tabela 1, Figura 3). Uma porcentagem de cerca de 5% das espécies encontradas nesses locais são exóticas e definidas como “espécies de áreas urbanas” por Argel-de-Oliveira (1995). São elas, o pombo doméstico (*Columba livia*), o pardal (*Passer domesticus*), o bico-de-lacre (*Estrilda astrild*), as três exóticas ao Brasil, e o cardeal-do-nordeste (*Paroaria dominicana*), exótica ao Município do Rio.

Em relação às demais espécies, em termos de hábitat, a grande maioria ocorre em áreas abertas, compondo cerca de 30% da comunidade de aves das praças (Tabela 3, Figura 5). Aquelas que ocorrem em matas representam uma pequena porção das espécies encontradas. Porém, se considerarmos também as espécies de borda de mata como espécies que estão também associadas à ambientes florestais, temos que cerca de 32% das espécies amostradas ocorrem em florestas. Ainda, cerca de 5% das espécies amostradas, como o socó-dorminhoco (*Nycticorax nycticorax*), a garça-branca-grande (*Ardea alba*), o socozinho (*Butorides striata*), o martim-pescador-grande (*Megaceryle torquata*) e o biguá (*Phalacrocorax brasilianus*) são associadas ao ambiente aquático e a margens de lagos naturais ou artificiais, sendo encontradas apenas nas áreas de amostragem que possuíam algum lago ou chafariz e/ou naquelas próximas a corpos hídricos.

**Tabela 3:** Número e porcentagem de espécies por hábitat nas praças, no Jardim Botânico do Rio de Janeiro e no Parque Nacional da Tijuca.

Hábitat	Praças Nº espécies (%)	JBRJ Nº espécies (%)	PNT Nº espécies (%)
Mata	7 (6,8)	19 (14,3)	44 (27,9)
Borda de mata	27 (25,2)	37 (27,8)	41 (26)
Capoeira	29 (28,2)	43 (32,3)	60 (38)
Áreas abertas	31 (30,1)	27 (20,3)	13 (8,2)
Áreas urbanas	5 (4,9)	1 (0,8)	0 (0)
Água doce	1 (1)	1 (0,8)	0 (0)
Margem de corpos hídricos	4 (3,9)	5 (3,8)	0 (0)
Mata + Borda de mata	34 (32)	56 (42,1)	85 (53,8)

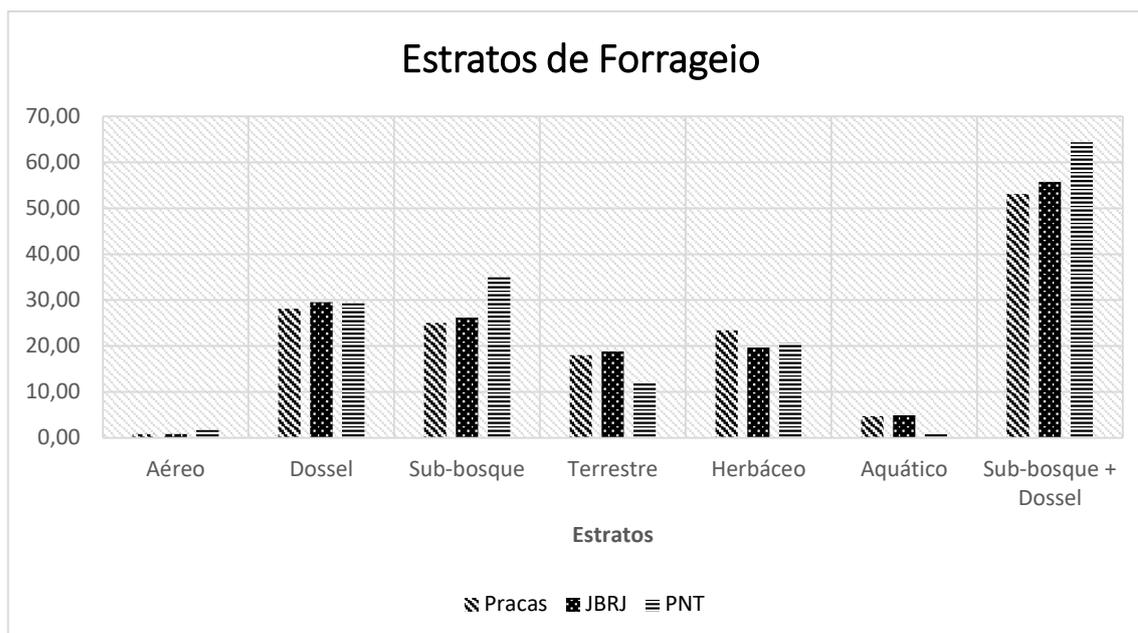


**Figura 5:** Habitat onde ocorrem as espécies de aves das praças, do JBRJ e do PNT. Nota-se que as espécies de áreas abertas são mais numerosas nas áreas mais urbanizadas, ao passo que as espécies de mata e borda de mata são mais representativas no PNT.

No que se refere ao estrato de forrageio das espécies encontradas nas praças, grande proporção delas (54%) busca por alimento no estrato arbóreo da vegetação (sub-bosque e dossel) (Tabela 4, Figura 6). O estrato herbáceo é o segundo mais utilizado pelas aves nas praças.

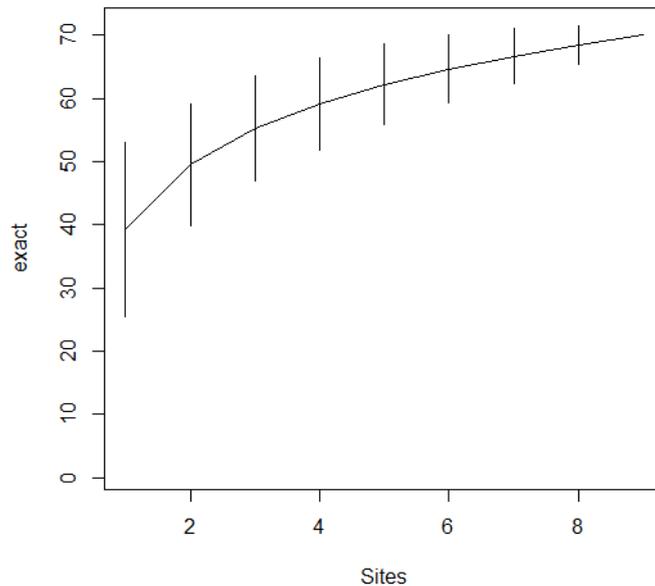
**Tabela 4:** Estrato de forrageio das espécies encontradas nas praças, nas listas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro e no Parque Nacional da Tijuca.

Estrato de forrageio	Praças Nº espécies (%)	JBRJ Nº espécies (%)	PNT Nº espécies (%)
Aéreo	1(0,78)	1(0,82)	3(1,72)
Dossel	36(28,13)	36(29,51)	51(29,31)
Sub-bosque	32(25,00)	32(26,23)	61(35,06)
Terrestre	23(17,97)	23(18,85)	21(12,07)
Herbáceo	30(23,44)	24(19,67)	36(20,69)
Aquático	6(4,69)	6(4,92)	2(1,15)
Sub-bosque + Dossel	68(53,13)	68(55,74)	112(64,37)
Aéreo	1(0,78)	1(0,82)	3(1,72)



**Figura 6:** Porcentagem de espécies que buscam por alimento nos diversos estrato de forrageio nas praças, no JBRJ e no PNT.

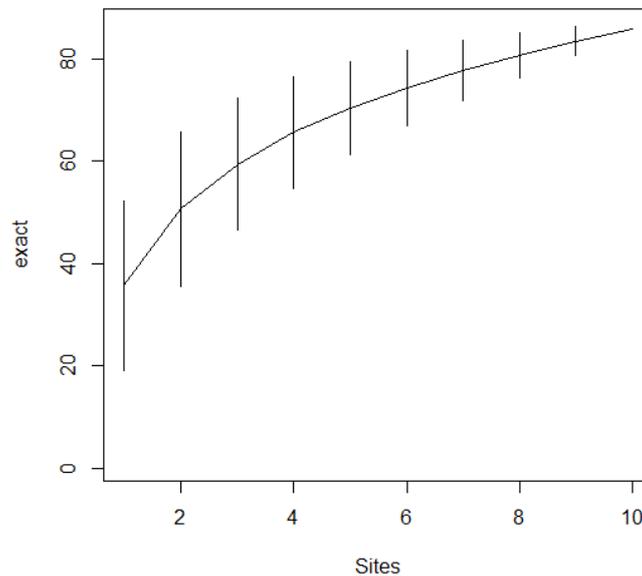
Através do recorte utilizado para as listas, foi obtido um total de 72 espécies para o Jardim Botânico do Rio de Janeiro, que estão distribuídas em 13 ordens e 27 famílias. A curva de acumulação de espécies apresentou tendência à estabilização, mas não atingiu a assíntota (Figura 7). Das 72 espécies contabilizadas, apenas uma é exótica ao Brasil (*Estrilda astrild*), três são exóticas ao município do Rio (*Fluvicola nengeta*, *Aratinga auricapillus* e *Diopsittaca nobilis*) e 68 são nativas do Município do Rio (Tabela 1 – Apêndice 1; Figura 3). Dessas espécies, 41 pertencem à Ordem Passeriformes. Dentre estas, Thraupidae e Tyrannidae foram as famílias mais representativas, com 10 e 8 espécies, respectivamente. No que se refere à abundância de espécies no JBRJ, foi contabilizado um total de 2047 indivíduos. Dois psitacídeos, a maracanã-pequena (*Diopsittaca nobilis*) e a tiriba-de-testa-vermelha (*Pyrrhura frontalis*) foram as espécies mais abundantes, ambas com 143 indivíduos. A segunda espécie mais abundante foi a rolinha-roxa (*Columbina talpacoti*), com 102 indivíduos. Em relação às guildas (Tabela 2, Figura 4), predominaram as espécies insetívoras (27,8%), seguidas de espécies onívoras (22,2%), frugívoras (19,4%), nectarívoras (9,7%), carnívoras (8,3%), granívoras e piscívoras (ambas com 5,6%).



**Figura 7:** Curva de acumulação de espécies de aves amostradas pelo número de listas avaliadas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Riqueza estimada pelo estimador Chao  $82,4 (\pm 8,4)$ .

Em termos de hábitat, no JBRJ a porcentagem de espécies que ocorrem em áreas abertas cai para 20,3%, em relação às áreas mais urbanizadas (Tabela 3, Figura 5). Já as espécies que ocorrem em mata e borda de mata são mais numerosas do que nas praças, representando 42% da comunidade de aves. No que diz respeito aos estratos de forrageio, cerca de 56% das espécies de aves buscam por alimento no sub-bosque e dossel das árvores (Tabela 4, Figura 6).

Para o Parque Nacional da Tijuca, com base nas listas utilizadas, foi obtido um total de 84 espécies distribuídas em 10 ordens e 30 famílias. A curva de acumulação de espécies não apresentou tendência à estabilização (Figura 8). Dessas espécies, apenas duas são exóticas ao município do Rio (*Dendrocincla fuliginosa* e *Furnarius figulus*), não havendo ocorrência de espécies exóticas ao Brasil, como nos demais ambientes (Tabela 1 – Apêndice 1; Figura 3).

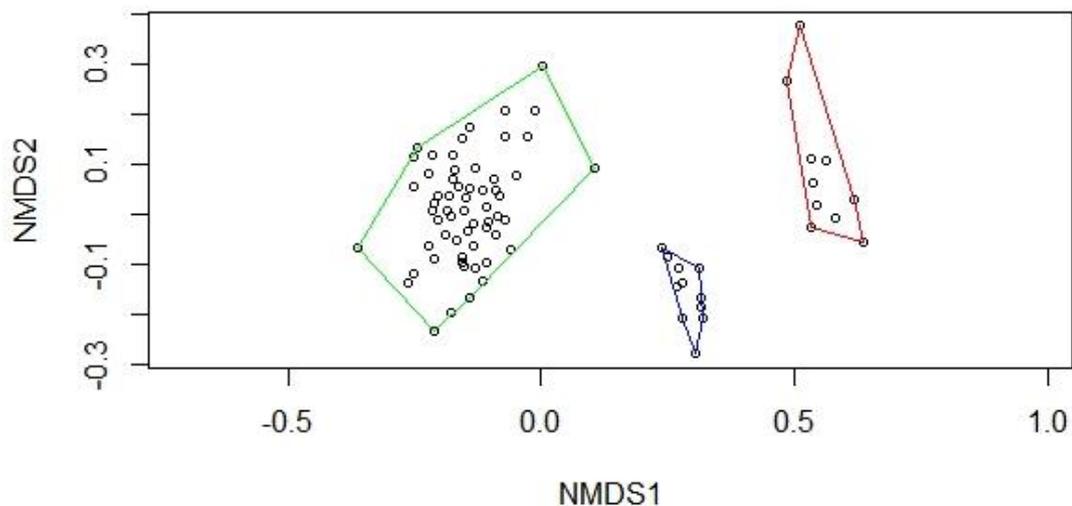


**Figura 8:** Curva de acumulação de espécies de aves amostradas pelo número de listas avaliadas do Parque Nacional da Tijuca. Riqueza estimada pelo estimador Chao 114,1 ( $\pm 15,3$ ).

Passeriformes foi a ordem mais representativa no PNT, com 62 espécies. Dentro de Passeriformes, a família com maior número de espécies foi Thraupidae, com 12, seguida de Thamnophilidae, com 10 espécies. Em relação à abundância, foi contabilizado um total de 1163 indivíduos. Desses, a tiriba-de-testa-vermelha (*Pyrrhura frontalis*) e o tangará (*Chiroxiphia caudata*) foram os mais representativos no período avaliado, ambas espécies com 75 indivíduos, seguidas do periquito-rico (*Brotogeris tirica*) e da saíra-sete-cores (*Tangara seledon*), com 55 e 54 indivíduos, respectivamente. No que se refere às guildas (Tabela 2, Figura 4), 46,4% das espécies do PNT são insetívoras, 21,4% são onívoras, 19% são frugívoras, 7,1% são nectarívoras, 3,6% são granívoras e 2,4% são espécies carnívoras. Detritívoros e piscívoros não foram detectados nas listas avaliadas. No que diz respeito ao hábitat (Tabela 3, Figura 5), cerca de 54% das espécies do PNT ocorrem em mata e borda de mata. Já as aves de áreas abertas representam apenas 8,2% da comunidade. Em relação aos estratos de forrageio, aproximadamente 65% das espécies buscam por alimento no sub-bosque e dossel da floresta, a maior porcentagem entre os demais ambientes avaliados (Tabela 4, Figura 6).

Mudanças na Composição de Espécies de Aves ao longo do Gradiente de Urbanização

O resultado do NMDS realizado com o objetivo de comparar a similaridade entre a composição de espécies dos locais avaliados apresenta um agrupamento evidente em que os distintos grupos representam claramente os conjuntos de comunidades encontrados nos locais associados aos três graus de urbanização (Figura 9). É possível inferir, a partir da análise, que a composição de espécies das comunidades é mais similar dentro dos grupos do que entre os três grupos. Quando os três grupos são comparados entre si, a composição de espécies das praças é mais similar à do JBRJ do que à do PNT, ao passo que a composição taxonômica do JBRJ se assemelha mais à do Parque Nacional da Tijuca, ainda que o JBRJ também compartilhe espécies com as praças.



**Figura 9:** Ordenação de NMDS das comunidades registradas pelas amostragens nas praças (polígono verde) e pelas listas de espécies do JBRJ (polígono azul) e do PNT (polígono vermelho).

## DISCUSSÃO

Condizente com nossa expectativa, foi demonstrado um aumento geral da riqueza de espécies de aves ao longo do gradiente de urbanização desde os espaços verdes menores (praças) até o remanescente maior do maciço florestal (PNT). Este resultado concorda com o padrão mais geral apontado em todas as revisões (Aronson *et al.* 2014, Lepczyk *et al.* 2017, Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors 2017) indicando que a urbanização afeta negativamente a riqueza de aves. O mesmo padrão também foi encontrado para comunidades de formigas em recente estudo conduzido em um conjunto muito similar de espaços verdes no Rio de Janeiro (Santos *et al.* 2019).

O Parque Nacional da Tijuca, o Jardim Botânico do Rio de Janeiro e as praças representam um claro gradiente de aumento no grau de urbanização dos espaços verdes e seu entorno, caracterizado por: aumento na cobertura urbana e atividade humana; diminuição da cobertura arbórea; diminuição da complexidade da vegetação e da vegetação nativa; aumento do isolamento e aumento da intensidade de manejo. O PNT, um dos três grandes maciços florestais da Cidade do Rio de Janeiro, compreende uma área de aproximadamente 4 mil hectares de mata. A cobertura urbana no PNT e seu entorno de 500m é de 8,6%, evidenciando o estado de boa conservação da floresta nativa e a baixa exposição à urbanização neste espaço verde urbano. Já o JBRJ é um grande parque urbano, bastante heterogêneo em termos de estrutura, localizado entre os bairros da Gávea e Jardim Botânico. Além do arboreto e de uma grande porção coberta por floresta, o JBRJ possui áreas abertas e construídas, uma vez que é um local destinado à visitação. A cobertura urbana no JBRJ e seu entorno de 500m é de 57,8%, mas ainda existe conexão com o maciço florestal do PNT, o que sugere que este espaço verde encontre-se em um estado de moderada exposição à urbanização. As praças e pequenos parques da zona sul e centro, por outro lado, apresentam cobertura vegetal variável, geralmente não-nativa, isoladas dos remanescentes florestais e imersas na matriz urbana da cidade, já que a cobertura urbana destes espaços verdes e seu entorno de 500m é de 72,6%. Esta configuração sugere que praças e pequenos parques e praças encontrem-se em estado de elevada exposição à urbanização.

De acordo com o estimador chao 1, a estimativa de riqueza de espécies para as praças é de 64,44 ( $\pm 2,4$ ), o que se aproxima consideravelmente da riqueza encontrada, 62 espécies.

Esse total representa, com exceção das espécies exóticas ao país, 3% dos registros do Brasil (CBRO 2015) e 9,6% dos registros para o município do Rio (Gagliardi 2011). A riqueza de aves encontrada nas praças amostradas do Rio de Janeiro é menor do que aquela encontrada em ambientes urbanos de Belo Horizonte (73 espécies, Pena *et. al.* 2017) e em praças de Uberlândia (121 espécies, Leal-Marques 2010). Contudo, estas cidades encontram-se no Cerrado, onde seria esperado encontrar uma maior riqueza em áreas urbanas em comparação com biomas florestais, uma vez que a maioria das espécies de aves do bioma provavelmente apresentem boa capacidade de atravessar uma paisagem, de áreas abertas a florestas, ou mesmo através de uma matriz com diferentes níveis de perturbação, como agricultura, pastagens e áreas antrópicas (Jesus *et al.* 2018). Já o número de espécies que encontramos nos pequenos parques e praças do Rio de Janeiro é maior do que o registrado em área residencial de São Paulo (49 espécies, Argel-de-Oliveira 1995) e similar ao registrado em áreas verdes urbanas de Taubaté (64 espécies, Toledo *et. al.* 2011), sendo as duas cidades situadas integralmente no bioma Mata Atlântica, assim como o Rio de Janeiro.

Para o PNT, o estimador chao 1 obteve a estimativa de riqueza de 114,1 ( $\pm 15,3$ ), enquanto para o JBRJ a riqueza estimada foi de 82,4 ( $\pm 8,4$ ). Ambos os valores encontrados para essas áreas estão fora do erro esperado, diferentemente do que foi encontrado para as praças. Esse era um resultado esperado uma vez que foram utilizadas listas que não continham todas as espécies já sabidamente registradas para esses locais. O número total de espécies já registradas no PNT totaliza 327 (Lepage 2019) e no JBRJ totaliza 152 (Trindade *et al.* 2011).

Em relação às ordens e famílias mais representativas, a Ordem Passeriformes foi a mais expressiva em número de espécies nos três ambientes avaliados. Nas praças e no JBRJ, as famílias Thraupidae e Tyrannidae lideraram em número de espécies, enquanto no PNT, Thraupidae e Thamnophilidae foram as famílias com maior representatividade. Isto difere do encontrado nas revisões globais (Aronson 2014, Lepczyk *et al.* 2017) onde as famílias Accipitridae, Anatidae e Scolopacidae foram as mais representadas em áreas urbanas. Os resultados, contudo, concordam com estudos realizados em ambientes urbanos da América Latina (Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors 2017) e do Brasil, onde a família Tyrannidae foi registrada como a mais representativa (Leal-Marques 2010; Pena *et. al.* 2017; Cruz *et. al.* 2011). Segundo Cruz e colaboradores (2011), essa família habita os mais variados ambientes, e algumas espécies de tiranídeos têm preferência por ambientes alterados, como

as áreas urbanas. Já os traupídeos, como por exemplo, os sanhaços *Tangara sayaca* e *Tangara palmarum*, estão entre as espécies mais comuns em cidades (Sick 1997).

Como esperado, a representatividade de espécies exóticas diminuiu com a diminuição do grau de urbanização. Dez espécies foram registradas nas praças (16%, sendo três exóticas do Brasil e sete do município do RJ), quatro exóticas foram registradas no JBRJ (6%, sendo uma exótica ao Brasil e três do Estado do RJ) e apenas duas espécies exóticas foram registradas no PNT (2%, exóticas ao município do RJ). Padrão similar também foi identificado para comunidades de formigas em recente estudo conduzido em um conjunto muito similar de espaços verdes no Rio de Janeiro (Santos *et al.* 2019). Para aves, este resultado demonstra que em termos de riqueza as comunidades dos espaços verde urbanos do Rio de Janeiro são formadas predominantemente por espécies nativas, mesmo as comunidades das praças que são as áreas mais urbanizadas, concordando com o padrão indicado na revisão global de Aronson (2014). Das três espécies exóticas ao Brasil registradas nas praças (*Columba livia*, *Passer domesticus* e *Estrilda astrild*), as duas primeiras constam da lista das espécies invasoras com maior prevalência em cidades ao redor do mundo, ocupando a primeira e a segunda posição (Aronson 2014, Lepczyk *et al.* 2017).

Como esperado, ocorreu um decréscimo na proporção de espécies de áreas abertas e aumento de espécies de áreas florestais ao longo do gradiente de urbanização desde os espaços verdes menores das praças até o remanescente maior do maciço florestal. A proporção de espécies por utilização de hábitat nos três tipos de espaços verdes (praças, JBRJ, PNT) parece refletir o grau de cobertura arbórea dos ambientes avaliados. Enquanto as praças apresentam, em sua maioria, espécies de áreas abertas, e apenas 32% das espécies ocorrem em ambientes florestais, no JBRJ a proporção das espécies associadas à mata aumenta em 8%, havendo ainda uma redução das espécies que ocorrem em áreas abertas. Já no PNT, local com a vegetação mais densa entre os avaliados, aproximadamente, 54% das espécies são de mata e borda de mata, ao passo que as espécies que ocorrem em áreas abertas são apenas 8,2% das listadas. Estes resultados estão de acordo com o padrão encontrado em estudos realizados em áreas urbanas da América Latina (Argel-de-Oliveira 1995, Biamonte *et al.* 2011, Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors 2017).

Esse resultado também está coerente com o grau de dependência de ambientes florestais das espécies contabilizadas. Enquanto as espécies das praças são majoritariamente de áreas abertas e borda de mata, padrão também encontrado para áreas urbanas em São Paulo (Argel-

de-Oliveira 1995), as espécies que ocorrem no Parque Nacional da Tijuca são mais dependentes de ambientes florestais. Muitas das espécies registradas no PNT foram documentadas por Silva (1995) em um extenso trabalho de revisão sobre aves do Cerrado. De acordo com a classificação do autor, grande parte das espécies do PNT são consideradas semidependentes ou dependentes de hábitat de floresta. Muitas dessas espécies são também classificadas como espécies de sensibilidade média a alta a perturbações ambientais (Manhães *et. al.* 2011, com base na classificação de Stotz *et. al.* 1996).

Apesar de uma grande porcentagem das espécies das praças serem de áreas abertas e borda de mata, a vegetação ainda parece ser um fator relevante para esses animais. A presença da vegetação parece ser determinante para a composição de espécies das áreas urbanas (Argel-de-Oliveira 1995). Ainda que as aves encontradas nas praças sejam menos dependentes de florestas do que aquelas encontradas nos demais ambientes, elas também dependem da vegetação para buscarem alimento, razão pela qual encontra-se padrão similar de forrageio entre os três ambientes.

De acordo com nossa expectativa, houve decréscimo da proporção de espécies que forrageiam no sub-bosque e dossel ao longo do gradiente de urbanização desde os espaços verdes menores das praças até o remanescente maior do maciço florestal. É importante ressaltar, contudo, que em todos os ambientes avaliados, as espécies que forrageiam no sub-bosque e no dossel das árvores foram as mais representativas. Porém, ainda assim, é possível visualizarmos uma queda na proporção de espécies que utilizam esses estratos com o aumento da urbanização. No PNT, a busca por alimento no sub-bosque e dossel das árvores é praticada por mais de 64% das espécies. No JBRJ, no entanto, a porcentagem cai para 55%, enquanto nas praças, cerca de 53% das espécies forrageiam nesses estratos. Esses resultados refletem a deficiência de estrutura vertical da vegetação em ambientes urbanos, onde além da vegetação ser mais esparsa, ela é normalmente mais homogênea em termos de estrutura (Chace & Walsh 2006; Aroson *et.al.* 2017). Assim, a vegetação de áreas florestadas, como o PNT, é estruturalmente mais complexa, o que favorece a presença de espécies que dependem desses estratos para forragearem. Além disso, já foi demonstrado que a estrutura e o volume da vegetação de áreas florestadas está fortemente correlacionada à diversidade e riqueza de espécies de aves (Chace & Walsh 2006).

No que se refere às guildas tróficas, nossa expectativa inicial de um decréscimo da proporção de espécies onívoras, granívoras e insetívoras ao longo do gradiente de

urbanização, desde os espaços verdes menores das praças até o remanescente maior do maciço florestal, foi apenas parcialmente confirmada. Este padrão pode ser demonstrado para espécies granívoras e onívoras, mas não foi observado para insetívoros. As comunidades dos três ambientes apresentaram maior proporção de onívoros e insetívoros em relação às demais guildas. Esse padrão tem sido encontrado em outros estudos de avifauna urbana do Sudeste do Brasil (Motta-Junior 1990; Argel-de-Oliveira 1995; Torga *et. al.* 2007; Silva *et. al.* 2011; Toledo *et. al.* 2011). Argel-de-Oliveira (1995) salienta que as espécies onívoras, que se alimentam tanto de artrópodes quanto de frutos, e os insetívoros não-especializados, podem ser beneficiados no ambiente urbano por apresentarem uma maior flexibilidade de dieta, utilizando o tipo de recurso que estiver disponível no momento.

Apesar de serem uma das guildas mais comuns em ambientes urbanos, os insetívoros também são muito representativos no PNT, compondo quase 50% das espécies registradas. No JBRJ, esse valor cai para 27,8%, enquanto as praças registram apenas 22% de espécies insetívoras. Esse resultado é coerente com o que tem sido encontrado na literatura. Zhou *et. al.* (2012) demonstrou que os insetívoros foram as aves menos tolerantes à fragmentação e aos efeitos da urbanização no entorno dos habitats por ele avaliados. Em revisão recente, Litteral *et.al.* (2017) relata que de todas as guildas tróficas, os insetívoros são os que mostram declínio mais consistente com o aumento da urbanização. Possivelmente, essa queda é resultado da falta de recursos alimentares, uma vez que as comunidades de artrópodes também são afetadas pela urbanização (Cook & Faeth 2006).

A diferença entre os ambientes não está somente na proporção de aves insetívoras, mas também na composição de espécies que integram essa guilda. A comparação taxonômica entre as praças e o PNT revela que apenas cinco das espécies são compartilhadas entre os dois locais. Dessas, apenas uma é exclusivamente de mata (*Thamnophilus palliatus*). Duas das espécies, *Todisrostrum poliocephalum* e *Picumnus cirratus*, ocorrem em uma variedade de ambientes, desde mata, borda de mata e capoeira e áreas abertas. As demais espécies, *Pygochelidon cyanoleuca* e *Troglodytes musculus*, têm como hábitat áreas abertas. Os demais insetívoros do Parque da Tijuca são espécies, em sua maioria, florestais. A família Thamnophilidae, a segunda mais numerosa em espécies no PNT, é representada no parque por espécies insetívoras especialistas, muitas das quais, tem características que as tornam incompatíveis com o ambiente urbano. Segundo Willis (1979), as aves insetívoras escaladoras de tronco e galho são as que mais rapidamente se extinguem com a diminuição

da área de fragmentos de floresta. Ainda, segundo o autor, os insetívoros de sub-bosque são as espécies que mais encontram dificuldades em se dispersarem e colonizarem novos locais. *Pyriglena leucoptera*, por exemplo, não é capaz de sobreviver em matas menores do que 300 ha (Sick 1997), enquanto outras espécies de tannofilídeos são fotóforas, ou seja, possuem sensibilidade à luz e, por isso, sua dispersão em ambientes abertos, como cidades, é limitada (Sick 1997). Desse modo, podemos inferir que os insetívoros que habitam as áreas urbanas são espécies distintas daquelas que habitam as florestas, que além de buscarem alimento em estratos específicos da vegetação, são em grande parte dependentes da cobertura vegetal e do microclima por ela propiciado. De fato, insetívoros de sub-bosque são habitantes do interior de floresta e são afetados negativamente por qualquer tipo de distúrbio do habitat (Bierregaard & Lovejoy 1989, Schneider *et al.* 2015).

As espécies granívoras são mais numerosas nas praças (n=9, ~15%), em comparação com os outros dois ambientes aqui comparados. Efeitos da urbanização sobre a composição das comunidades de aves no sentido de aumento das espécies granívoras tem sido apontados em revisões globais (Aronson *et al.* 2014, Lepczyk *et al.* 2017). As aves granívoras podem ser beneficiadas pelo ambiente urbano, uma vez que podem se alimentar de gramíneas presentes em jardins, assim como de restos de alimento (Chace & Walsh 2006). Frugívoros são quase 20% das espécies do JBRJ e do PNT, apresentando menor representatividade nas praças (16,4%). Segundo Willis (1979), a carência de recursos alimentares nas cidades provoca a baixa proporção de aves frugívoras. Isso porque, em grande parte dos projetos paisagísticos urbanos, há maior predominância de espécies de plantas ornamentais em detrimento daquelas que produzem frutos carnosos, que são mais apreciados pela avifauna (Cruz *et al.* 2011).

Confirmando nossa expectativa, houve dissimilaridade das comunidades de aves dos três grupos de espaços verdes amostrados. A diferença de composição entre as comunidades dos ambientes avaliados pode ser melhor visualizada através da análise de NDMS (Figura 9), na qual podemos perceber que os três locais formam agrupamentos independentes. Contudo, é possível notar que a comunidade das praças tem maior similaridade com a comunidade de aves do Jardim Botânico do que com o PNT, enquanto que o PNT e o JBRJ apresentam maiores semelhanças em relação à composição de espécies. Assim, o JBRJ é um local intermediário entre as praças e o Parque da Tijuca.

Alguns dos estudos que avaliaram gradientes de urbanização encontraram que, em locais “moderadamente perturbados”, a diversidade de espécies de aves é maior do que em locais preservados (Blair 1996; Marzluff 2005). Nessas áreas, há um misto de áreas fragmentadas pela urbanização e remanescentes de ambientes naturais, o que gera ambientes de níveis intermediários de urbanização (Litteral *et. al.* 2017). Essa heterogeneidade de ambientes em um mesmo local atrai não somente as espécies nativas, que vão usufruir dos ambientes preservados, como também propicia a colonização por espécies exóticas ou sinantrópicas, que se beneficiam dos locais mais urbanizados da área (Litteral *et. al.* 2017). No presente estudo, não observamos uma maior riqueza de espécies de aves no JBRJ, local de nível intermediário de arborização, mas foi possível perceber uma comunidade de aves composta por espécies presentes tanto nas áreas mais urbanizadas, como no local mais preservado do estudo, o Parque Nacional da Tijuca. Esse resultado também foi encontrado por Minor & Urban (2010) em estudo realizado na Carolina do Norte, EUA, onde foram encontradas diferenças significativas na composição das comunidades de aves, causadas pelo grau de urbanização local. Assim, a heterogeneidade do Jardim Botânico, que mistura elementos de locais urbanizados, como a presença de áreas abertas, de lagos artificiais e construções, com elementos naturais, como o próprio arboreto e os quase cem hectares de floresta, fazem do JBRJ um ambiente atrativo para diferentes perfis de espécies de aves.

A comparação entre os três tipos de ambientes aqui tratados sugere que ambientes com maior grau de cobertura arbórea, maior complexidade de vegetação, maior proporção de vegetação nativa, maior grau de conectividade e menos exposição à ações humanas (entorno com menor proximidade de áreas urbanas, menor incidência de visitação e de ações de manejo) vão reter maior riqueza de espécies de aves. Dentre essas espécies, aquelas mais dependentes de ambientes florestais tem menor representatividade nas praças, que também abrigam menos espécies com dietas especializadas e que tem maior dependência da estrutura e volume da vegetação. No entanto, o conjunto das praças avaliadas é suficiente para manter cerca de 10% da avifauna nativa do município, suprindo suas populações com alimento e abrigo, além de serem locais utilizados para reprodução. Durante esse trabalho foram avistados diversos sinais de nidificação em vários dos locais amostrados. Assim, nossos resultados chamam a atenção para a relevância dos pequenos espaços verdes urbanos, que, apesar de não apresentarem estrutura comparável à de áreas mais preservadas, são locais importantes para as espécies de aves que ocorrem na cidade. Um recente estudo realizado com comunidades de formigas em um conjunto similar de espaços verdes no Rio de Janeiro

(Santos *et al.* 2019) também apontou a importância destes pequenos espaços verdes para a manutenção da fauna de formigas na cidade. Como sugerido em outros estudos (Tzoulas *et al.* 2007, Stott *et al.* 2015, MacGregor-Fors *et al.* 2016, Aronson *et al.* 2017), as áreas verdes urbanas podem ter importante papel para a conservação caso sejam alvo de planejamento e manejo. É importante ressaltar que os pequenos espaços urbanos avaliados, que em boa parte tem entre 1 e 5ha e que foram planejados com fins paisagísticos e recreacionais, já são capazes de reter uma proporção considerável do conjunto de espécies nativas do município e do estado. Caso essas áreas sejam planejadas e manejadas para fins de conservação, possivelmente teriam potencial maior de atrair mais espécies nativas de aves.

## CAPÍTULO 2

### **Influência de fatores da paisagem sobre a riqueza e a abundância de aves em pequenos espaços verdes urbanos em uma cidade da Mata Atlântica**

#### **INTRODUÇÃO**

Um dos maiores desafios enfrentados pela humanidade no século XXI será a gestão otimizada das paisagens, visando a maximização dos benefícios e ao mesmo a minimização da degradação ambiental. Este desafio é mais contundente em paisagens urbanas, considerando que atualmente mais da metade (55%) da população mundial vive em áreas urbanas e em 2050 serão dois terços (UN 2018). À medida que o mundo continua a se urbanizar, o desenvolvimento sustentável depende cada vez mais da gestão bem sucedida dos espaços urbanos, especialmente em países tropicais de baixa e renda média baixa, onde espera-se que a urbanização seja mais acelerada até 2050 (UN 2018).

A urbanização tem sido reconhecida como a forma mais difundida e extrema de transformação de hábitat (Alberti 2005; Sochat et al. 2010). No processo de urbanização as condições ambientais são significativamente alteradas e os hábitats naturais de muitas espécies são rapidamente reduzidos e transformados (Grimm et al., 2008). As cidades são novos ecossistemas, caracterizados por ambientes fragmentados, com um nível de perturbação mais elevado do que os hábitats naturais e com um padrão de recursos fortemente alterado (Rebele 1994, Alberti, 2015). A urbanização resulta em perda de biodiversidade, sendo que a perda e a substituição de espécies podem refletir na homogeneização biótica, um fenômeno em que poucas espécies conseguem ser bem sucedidas em condições urbanas e se tornam localmente abundantes e amplamente distribuídas, enquanto outras desaparecem ou tornam-se muito reduzidas em abundância (Olden et al. 2004, McKinney 2008, Aronson et al., 2014).

Ainda assim, surpreendentemente, as cidades podem ser importantes para a conservação da biodiversidade nativa (Ives et al. 2016), principalmente por meio do planejamento, conservação e gestão de espaços verdes urbanos. Esses espaços incluem sistemas ecológicos totalmente naturais, seminaturais e artificiais dentro e ao redor de uma cidade, que compreendem uma variedade de tipos de habitat de remanescentes de vegetação nativa, bem como as demais áreas verdes (parques urbanos, praças, jardins residenciais,

gramados, terrenos baldios, telhados verdes etc.). Recentemente, evidências tem apontado que os espaços verdes urbanos são vitais para apoiar a biodiversidade (Aronson et al. 2014; Beninde et al. 2015; Ives et al. 2016) e promover a saúde e o bem-estar humano (Sandifer et al. 2015) em paisagens urbanas.

Em um mundo marcado pela expansão das paisagens urbanas, entender os fatores que influenciam a biodiversidade dentro destas paisagens, mais do que nunca, torna-se fundamental para o planejamento e desenvolvimento de cidades tolerantes à biodiversidade e ambientalmente saudáveis para as pessoas. As aves tem sido um dos principais grupos utilizados como modelo para entender as relações entre biodiversidade e urbanização (Aronson et al. 2014, Marzluff 2017, Lepczyk et al. 2017). Assim sendo, entender como os fatores ambientais da cidade afetam as comunidades de aves em áreas verdes urbanas é essencial para o planejamento e manejo das mesmas no sentido de otimizar a manutenção da avifauna, o que também contribui para o bem estar humano, uma vez que existe uma relação comprovada entre a abundância de aves urbanas e a saúde humana (Cox et al. 2017).

O ambiente urbano exerce uma forte pressão sobre os ecossistemas naturais, seja reduzindo-os a fragmentos ou eliminando-os completamente para dar lugar a paisagens repletas de construções humanas. Desse modo, para as espécies de aves o ambiente da cidade oferece uma série de desafios. Para algumas delas, as cidades se tornam uma barreira intransponível, por formarem sistemas complexos muito distintos dos ecossistemas naturais que existiam antes do processo de urbanização, enquanto outras espécies são capazes de fazer uso dos recursos oferecidos pelo ambiente urbano (Lepczyk et. al. 2017).

Pesquisas ao redor do mundo tem demonstrado que as características da paisagem tem importante efeito sobre as comunidades de aves que habitam as cidades (Litteral et. al. 2017). Uma vez que as aves são organismos altamente móveis e capazes de responder às características do hábitat em múltiplas escala espaciais (Batáry et al. 2018), o contexto da paisagem pode influenciar em processos ecológicos como os que determinam a diversidade local das aves (Hostetler 2000). O sucesso das espécies nas cidades depende de seu grau de adaptação às mudanças ambientais impostas pelo ambiente urbano (Pena et. al. 2017, Mcdonald et. al. 2013).

Em áreas urbanas, a riqueza, abundância e composição de espécies de aves podem ser influenciadas por múltiplos fatores (Lepczyk et. al. 2017, Litteral et. al. 2017, MacGregor-

Fors & García-Arroyo 2017, Batáry et al. 2018, Isaksson 2018). A porcentagem de área impermeabilizada (*e.g.* Luck et al. 2013, Song 2015), densidade de área construída (*e.g.* Maeda 1998, Palomino & Carrascal 2005, Caula et al. 2010, Schneider & Miller 2014) e porcentagem de cobertura arbórea (*e.g.* Luther et al. 2008, Chong et al. 2014, Ikin et al. 2014, Yang et al. 2015b) são algumas das variáveis que tem moldado as comunidades de aves em ambiente urbano. Estudos que levam em conta os efeitos da urbanização nas comunidades de aves em cidades têm demonstrado que o aumento do grau de urbanização tende a causar um aumento da abundância de algumas espécies, ao passo que gera uma redução de sua riqueza (Lepczyk et al. 2017, Litteral et al. 2017, MacGregor-Fors & García-Arroyo 2017, Batáry et al. 2018, Isaksson 2018).

Mas os padrões conhecidos sobre a respostas das aves a fatores da paisagem em áreas urbanas são derivados sobretudo de estudos em regiões temperadas, existindo uma grande lacuna de conhecimento sobre as regiões tropicais (Lepczyk et al. 2017, Litteral et al. 2017, MacGregor-Fors & García-Arroyo 2017, Isaksson 2018). Esse viés é problemático, uma vez que as regiões tropicais abrigam a maior porção da biodiversidade no planeta e muitas das cidades associadas a rápido crescimento frequentemente estão localizadas em regiões com altos níveis de biodiversidade (Liu et al., 2003, Pandit & Laband 2007). Nesse sentido, revisões recentes (Aronson et al. 2014, Lepczyk et al. 2017) já apontaram a necessidade de focar a atenção nas aves urbanas dentro e perto dos hotspots de biodiversidade e em locais que experimentam taxas rápidas de urbanização, tais como as cidades da Mata Atlântica. Neste bioma que é considerado um hottest hotspot, com níveis altíssimos de diversidade, endemismo e proporção de espécies ameaçadas, situam-se duas das cinco maiores cidades da América Latina, São Paulo e Rio de Janeiro.

Na cidade do Rio de Janeiro, a avifauna vem sendo estudada há centenas de anos (Serpa et.al. 2013). As espécies que ocorrem tanto no estado quanto no município são bastante conhecidas. Apesar de a observação de aves ser uma atividade cada vez mais crescente no Rio de Janeiro, há uma deficiência de trabalhos que avaliem a riqueza, a abundância ou a composição taxonômica de praças e parques urbanos ao redor da cidade. Ainda mais raros são os trabalhos que avaliam a influência de características da paisagem do entorno de áreas verdes urbanas sobre a diversidade de espécies de aves. No Brasil, esses trabalhos ainda são pouco frequentes (Toledo et. al. 2011; Fontana et. al. 2011; Reis et. al. 2012; Pena et. al. 2017) e até o momento não há estudos desse tipo na Cidade do Rio de Janeiro.

Como demonstrado no capítulo, o conjunto dos pequenos espaços verdes urbanos pode representar um papel importante na manutenção da biodiversidade na Cidade do Rio de Janeiro. Desse modo, entender como as aves respondem a características ambientais destes pequenos parques e praças pode auxiliar no melhor planejamento e manejo da infraestrutura verde urbana em cidade emblemática da Mata Atlântica, de alta prioridade para a conservação.

Neste estudo, investigamos como as comunidades de aves de pequenas áreas verdes urbanas respondem a características da paisagem. Especificamente, examinamos o relacionamento entre a riqueza e a abundância de espécies de aves e fatores descritores da paisagem, procurando determinar quais fatores são mais importantes para influenciar a riqueza e abundância das aves em pequenos espaços verdes urbanos. Nossas hipóteses são que: (i) variáveis associadas a presença humana, como área com edificações, densidade demográfica, densidade de ruas, entre outros influenciem negativamente a riqueza e positivamente a abundância de aves; e (ii) variáveis associadas a ambientes naturais como cobertura vegetal e proximidade com fragmentos florestais influenciem positivamente a riqueza e negativamente a abundância de aves.

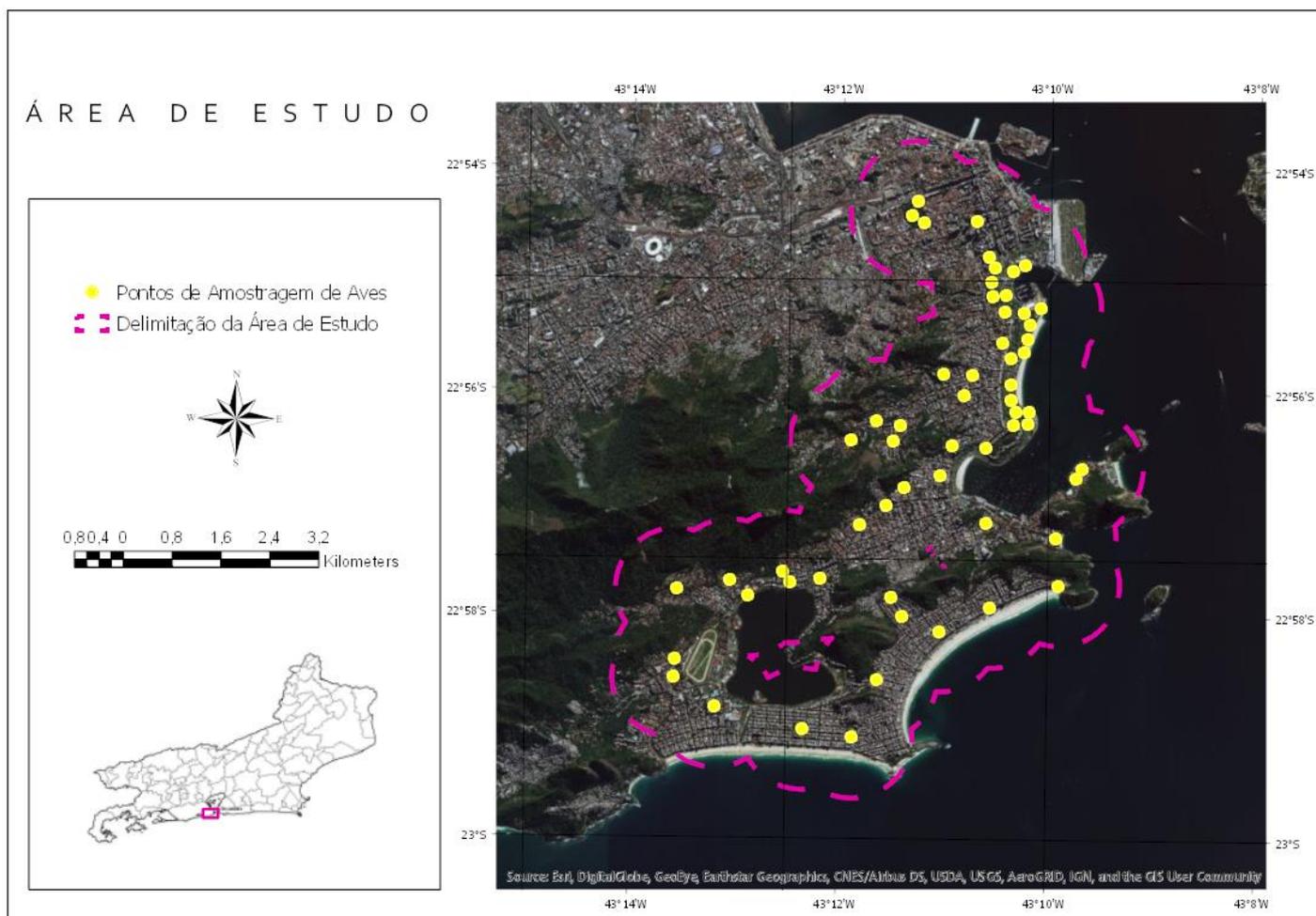
## **METODOLOGIA**

### Área de Estudo

O estudo foi realizado em praças e parques urbanos da Cidade do Rio de Janeiro (22°54'23"S, 43°10'21"W), capital do Estado do Rio de Janeiro, localizada na região Sudeste do Brasil. A área da cidade é de 1.200,255 km<sup>2</sup>. A população da cidade do Rio de Janeiro é de 6.320.446 habitantes (IBGE, 2010). O clima do município é do tipo tropical, quente e úmido, com temperatura média anual de 22°C. A precipitação anual varia de 1.200 a 1.800mm. A cidade está integralmente inserida no bioma Mata atlântica. O município possui um total de 2159 áreas verdes urbanas, das quais 1868 são praças, 152 são largos, 85 são jardins e 54 são parques urbanos (Fundação Parques e Jardins, 2007). As praças e parques estudados estão localizados mais especificamente na Zona Sul e Centro da Cidade do Rio de Janeiro. A Zona Sul da cidade situa-se entre o mar e o Maciço da Tijuca (área de 39,51 km<sup>2</sup>) e é formada por 25 bairros, ocupando 8,2% do território do município – 100,43km<sup>2</sup>. Já o Centro, ocupa apenas 2,8% do território municipal – 34,39km<sup>2</sup>, e é constituído por 15 bairros.

### Seleção de pontos

Utilizando-se imagens de satélite, foram selecionados praças e parques urbanos ao longo da Zona Sul e Centro da cidade do Rio de Janeiro. A área das praças analisadas variou entre 0,03 e 90,6 ha (média=3ha), onde a maioria é menor do que 1ha (66,7%), 16,7% apresenta entre 1 e 2ha, 9,5% entre 2 e 5ha e 7,1% são maiores do que 5ha. Para a seleção de pontos dentro de cada área fizemos uma malha de pontos (fishnet) no Software Arcmap que continha mil pontos distanciados a 50m uns dos outros. A quantidade de pontos em cada área foi definida pelo tamanho da mesma. Para serem considerados independentes, os pontos deviam estar a 200m uns dos outros. Por isso, áreas menores receberam apenas um ponto. Áreas maiores receberam a quantidade de pontos equivalente ao seu tamanho, respeitando-se a distância mínima entre eles. A localidade dos pontos no interior das áreas foi prioritariamente o seu centro. Porém, em casos nos quais o centro da praça não continha vegetação ou possuía algum tipo de construção, os pontos foram sorteados entre as áreas de vegetação disponíveis.



**Figura 1:** Mapa representando a delimitação da área de estudo, bem como os pontos de amostragem de aves ao longo da Zona Sul e Centro da Cidade do Rio de Janeiro.

### Amostragem de Aves

A amostragem das aves foi realizada em cada um dos 59 pontos previamente selecionados distribuídos ao longo de 42 áreas verdes urbanas. As visitas aos pontos se deram nas primeiras horas do dia, período de maior atividade das aves, tendo início 30 minutos após o nascer do Sol e se estendendo pelas três primeiras horas da manhã. Foram realizados pontos de escuta de 15 minutos, onde registrou-se todas as espécies de aves que puderam ser observadas ou ouvidas dentro de um raio de 50 metros. Foram registradas apenas os indivíduos que estavam utilizando o espaço para se alimentarem, descansarem ou construir ninhos. Foram deixados de fora aqueles vistos apenas sobrevoando o espaço.

Cada um dos 59 pontos de escuta foi visitado três vezes ao longo dos meses de Setembro a Dezembro de 2018, coincidindo com os meses de reprodução da avifauna. Nesse período, foram evitados dias chuvosos e de mal tempo. Para a observação, foi utilizado binóculo modelo Kenko (8x45mm, field 6.7”). Para suporte em relação à identificação de espécies, quando necessário, foi utilizado o “Guia de aves do Rio de Janeiro” (Quental, 2016) e o “Aves do Jardim Botânico do Rio de Janeiro: Guia de Campo” (Trindade, L. et.al. 2011), além de gravações da vocalização e fotografia das aves para posterior identificação. Foram totalizadas 44 h e 25 minutos de amostragem realizadas em 177 visitas.

### Caracterização da Paisagem

Para a caracterização das variáveis da paisagem nas praças amostradas, foram utilizados dados oriundos de diversas fontes. O Mapa de Cobertura e Uso do Solo da Cidade do Rio de Janeiro (2017), disponibilizado pela Prefeitura, foi utilizado para obtenção de dados de cobertura arbóreo/arbustiva natural, referidos nesse trabalho como “fragmentos de florestas”. O Mapa de Cobertura e Uso do Solo da Prefeitura apresenta baixo nível de detalhamento no que se refere às áreas urbanas, desconsiderando a cobertura vegetal presentes nas ruas e praças. Por esse motivo, a arborização urbana dentro da área de estudo foi manualmente vetorizada no Software QGis 3.4 Madeira, utilizando-se como base imagens IKONOS de alta resolução disponíveis no Google Earth. O arruamento da cidade foi obtido através do Open Street Map (OSM). As diversas classificações de rua contidas no shapefile original do OSM foram reclassificadas para quatro tipos básicos: Ruas sem trânsito - aquelas onde não há trânsito de veículos, como por exemplo, ciclovias e orla de praias; Ruas Residenciais - aquelas onde o trânsito de automóveis é bastante reduzido, e há predomínio de construções residenciais; Ruas de mão-única (one-way) - aquelas onde há onde há intenso tráfego de automóveis em apenas um sentido; e Ruas de mão-dupla (two-way) – aquelas onde há intenso tráfego de automóveis nos dois sentidos da via. Os dados de edificações e hidrografia da cidade, em formato shapefile, elaborados pelo Sistema Municipal de Informações Urbanas (SIURB), foram obtidos através da plataforma “Data.Rio” da Prefeitura do Rio de Janeiro. Assim como os dados de densidade demográfica, em formato shapefile, baseados no Censo de 2010 do IBGE.

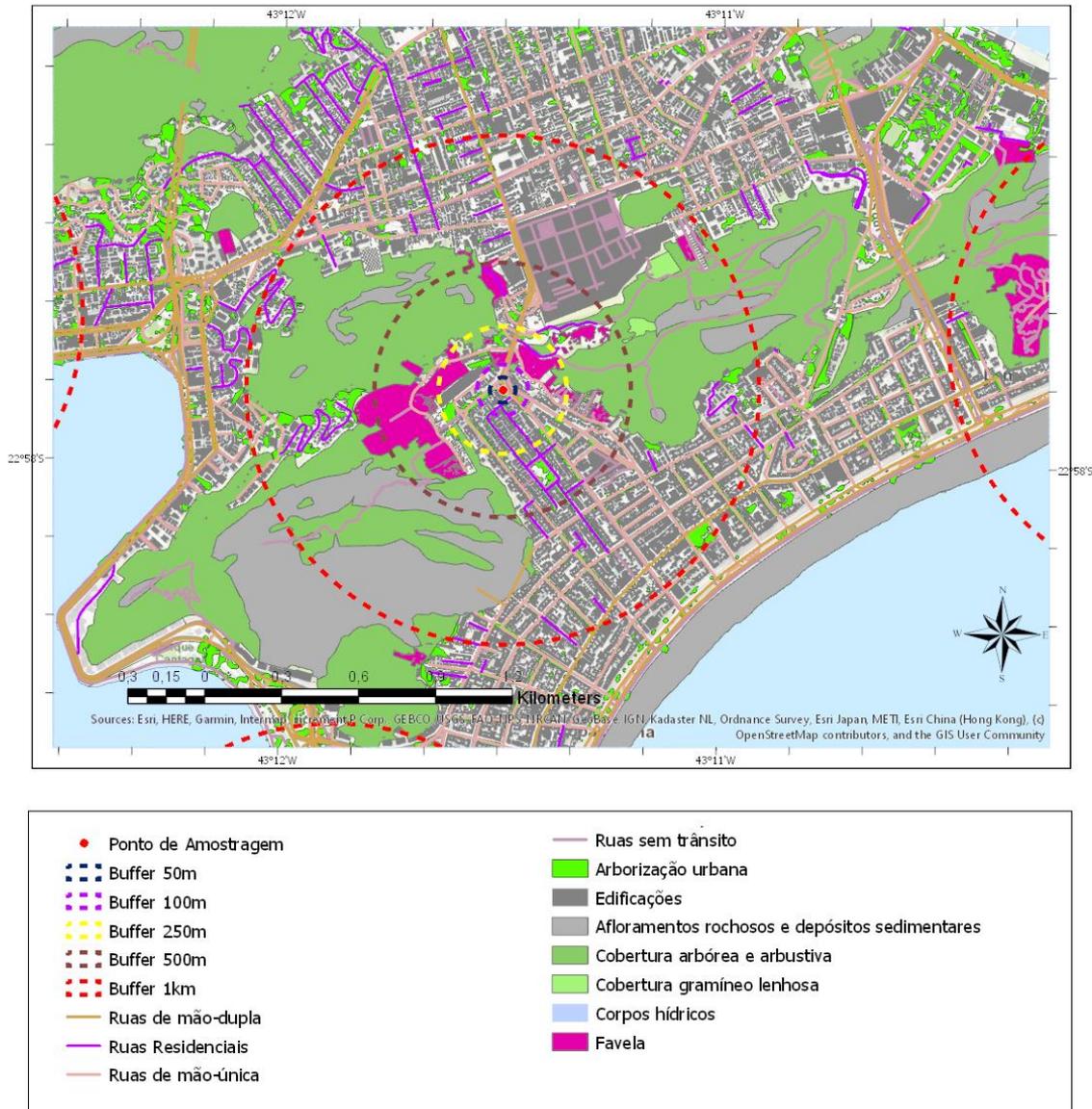
As variáveis da paisagem foram quantificadas, no Software ArcGis Pro 2.2.0, nas escalas de 50m, 100m, 250m, 500m e 1000m no entorno de cada ponto de amostragem de aves

(Figura 1). Foram quantificadas 11 variáveis: Cobertura de Arborização Urbana, Cobertura de Edificações, Densidade de ruas sem trânsito, Densidade de Ruas Residenciais, Densidade de Ruas de mão única (One-way), Densidade de Ruas de mão-dupla (two-way), Área Impermeabilizada, Densidade de corpos hídricos, Distância média de corpos hídricos, Densidade Demográfica e Distância para Fragmentos de Floresta. Todas as variáveis e a descrição de como foram calculadas encontram-se na tabela abaixo (Tabela 1).

**Tabela 1:** Variáveis da paisagem quantificadas em várias escalas no entorno de cada praça amostrada.

<b>Variável da Paisagem</b>	<b>Descrição</b>
Cobertura de arborização urbana	Somatório da área urbana coberta por vegetação em cada buffer dividida pela área total do buffer
Cobertura de edificações	Somatório da área das edificações de cada buffer dividido pela área total do buffer em questão
Densidade de ruas sem trânsito	Somatório do comprimento de ruas sem trânsito dividido pelo total de ruas em cada buffer
Densidade de ruas residenciais	Somatório do comprimento de ruas residenciais dividido pelo total de ruas em cada buffer
Densidade de ruas de mão única(One-way)	Somatório do comprimento de ruas de mão-única dividido pelo total de ruas em cada buffer
Densidade de ruas de mão-dupla (two-way)	Somatório do comprimento de ruas de mão-dupla dividido pelo total de ruas em cada buffer
Densidade total de ruas	Somatório do comprimento todas as classes de ruas no entorno das praças dividido pelo comprimento total de ruas de cada buffer
Área impermeabilizada	Somatório da densidade de edificações e da densidade de todas as classes de rua (sem trânsito, residenciais, ruas de mão-única e ruas de mão-dupla)
Densidade de corpos hídricos	Somatório do comprimento de corpos hídricos no entorno de cada praça dividido pelo comprimento total de corpos hídricos dentro de cada buffer
Distância média de corpos hídricos	Distância média de cada buffer para corpos hídricos
Densidade demográfica	Densidade demográfica dentro de cada buffer
Distância para fragmentos florestais	Distância média de cada buffer para fragmentos de floresta

## Caracterização da Paisagem no Entorno dos Pontos de Amostragem



**Figura 2:** Mapa de um dos pontos de amostragem de aves, mostrando os cinco buffers no entorno do ponto nos quais as variáveis da paisagem foram quantificadas. As áreas em rosa representam regiões de favelas, as áreas em verde escuro, a cobertura arbóreo/arbustiva natural e as regiões em cinza claro representam os afloramentos rochosos.

## **ANÁLISE DOS DADOS**

Para avaliar a escala da paisagem mais importante para as variáveis, foi realizada uma seleção de modelos utilizando modelos lineares (LM) em ambiente R, com base em avaliações de máxima verossimilhança (*likelihood*). Nessa etapa, todos os buffers (50m, 100m, 250m, 500 e 1000m) utilizados foram comparados entre si para cada variável da paisagem. A seleção de modelos foi baseada no menor critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc), sendo considerados como mais plausíveis apenas os modelos que apresentaram  $DAICc < 2$ . Dessa forma, foi possível identificar o buffer mais importante para cada variável. Os buffers menos importantes, ou seja, aqueles nos quais o modelo nulo foi considerado o melhor modelo, e aqueles nos quais o modelo nulo foi considerável plausível ( $DAICc < 2$ ), foram descartados.

Em seguida, já sabendo o buffer mais importante para cada variável, foi realizada uma seleção de modelos utilizando modelos lineares (LM) para identificar quais as variáveis da paisagem melhor explicavam a riqueza e abundância de espécies de aves nas praças amostradas. Nessa etapa, todas as variáveis (Tabela 1) no buffer selecionado foram comparadas entre si. Novamente, a seleção de modelos foi baseada no menor critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc), sendo considerados como mais plausíveis apenas os modelos que apresentaram  $DAICc < 2$ . Para entendermos a importância de cada variável para a riqueza e a abundância de espécies, foi utilizado o peso de Akaike ( $w_i$ ). Através do somatório do  $w_i$  das variáveis presentes nos modelos mais plausíveis, selecionamos aquelas com maior peso, que naturalmente, faziam parte dos modelos mais explicativos.

## **RESULTADOS**

### *Amostragem da Avifauna*

Foi encontrado um total de 62 espécies de aves nas praças e parques urbanos estudados ao longo da Zona Sul e Centro da Cidade do Rio de Janeiro. Tais espécies estão distribuídas em 28 famílias e 12 ordens. O número de espécies por ponto variou de 6 a 23. Como um todo, a ordem mais representativa em termos de número de espécies foi a Ordem Passeriformes, com 37 espécies. Dentre os passeriformes, Thraupidae foi a família mais representativa, com 10 espécies. Seguida da família Tyrannidae, com 7. Foi contabilizado

um total de 1959 indivíduos. O número de indivíduos presentes em cada ponto variou de 13 a 68 (média=33,2). Levando-se em conta todos os locais amostrados, dentre as espécies mais abundantes, o pombo doméstico (*Columba livia*), espécie exótica ao Brasil, apresentou o maior número de indivíduos – 373. Duas espécies nativas, no entanto, ocuparam a segunda e terceira posições em termos de abundância nas praças amostradas. A espécie *Tangara palmarum* (sanhaçu-do-coqueiro), pertencente à família Thraupidae, foi a mais abundante, contabilizando 177 indivíduos. A rolinha-roxa (*Columbina talpacoti*), representante da família Columbidae, apresentou 171 indivíduos, sendo a terceira espécie mais abundante. Em relação à família Tyrannidae, *Pitangus sulphuratus* (bem-te-vi) foi a espécie mais abundante, com 103 indivíduos. As demais 57 espécies identificadas contabilizaram menos de cem indivíduos cada. Sendo a maior parte delas (34 espécies) representadas por até 10 indivíduos cada. Em relação à frequência de observação, ou seja, o número de pontos de amostragem em que cada espécie foi observada, *Tangara palmarum*, *Coereba flaveola* e *Pitangus sulphuratus* foram as espécies mais frequentes, sendo avistadas em 93%, 88% e 86% dos pontos de amostragem, respectivamente.

#### Caracterização da Paisagem nas praças

As praças e parques urbanos onde foram realizadas as amostragens de aves são localizadas em áreas urbanizadas da cidade, sendo todas as praças completamente ou parcialmente circundadas por áreas edificadas, com exceção dos pontos localizados no Aterro do Flamengo. A grande maioria das praças abrigou apenas um ponto de amostragem. Porém, as áreas maiores, como Aterro do Flamengo, Praça Paris e Campo de Santana contaram com 14, 3 e 3 pontos de amostragem, respectivamente. Com exceção dessas praças, no que se refere à área, a grande maioria possui até 3ha.

## *Riqueza e Abundância de Espécies de aves e as Variáveis da Paisagem*

### *Seleção de Buffers – Riqueza de Espécies*

A seleção de modelos para os buffers nos permitiu constatar em qual escala a relação entre as variáveis da paisagem e a riqueza de espécies de aves apresentou maior correlação. Para cada variável, foram gerados seis modelos, um para cada buffer mais o modelo nulo. A tabela abaixo (Tabela 2) apresenta os buffers mais plausíveis para cada variável da paisagem. As variáveis nas quais o modelo nulo foi o mais plausível de todos os modelos, foram descartadas. Assim como aquelas onde o modelo nulo apresentou  $DAICc < 2,0$ . Desse modo, as variáveis aptas para serem utilizadas e seus respectivos buffers foram as seguintes: Densidade Demográfica (Buffer de 50m); Área Impermeabilizada (Buffer de 50m); Densidade de Ruas sem trânsito (Buffer de 1km); Densidade de Ruas Residenciais (Buffer de 1km); Densidade de Arborização Urbana (Buffer de 1km); Distância de Fragmentos de Floresta (Buffer de 1km) e Densidade de Edificações (Buffer de 50m).

**Tabela 2:** Tabela apresentando os modelos de buffers mais plausíveis para cada variável para a riqueza de espécies, além do primeiro modelo não-plausível e do modelo nulo.

Variável	Ordem	Modelos	K	D AICc	wi
Densidade Demográfica	1	50m	3	0,00	0,84
	2	100m	3	5,42	0,06
	3	Nulo	2	6,09	0,04
Área Impermeabilizada	1	50m	3	0,00	0,80
	2	100m	3	3,04	0,17
	3	Nulo	2	11,82	0,00
Densidade de corpos hídricos	1	1km	3	0,00	0,43
	2	Nulo	2	1,64	0,19
Densidade total de ruas	1	Nulo	2	0,00	0,30
	2	100m	3	0,52	0,23
Densidade de Ruas sem trânsito	1	1km	3	0,00	0,54
	2	100m	3	1,18	0,30
	3	Nulo	2	7,75	0,01

Variável	Ordem	Modelos	K	D AICc	wi
Densidade de Ruas de mão-única	1	Nulo	2	0,00	0,31
	2	50m	3	0,53	0,24
Densidade de Ruas de mão-dupla	1	Nulo	2	0,00	0,32
	2	50m	3	1,22	0,17
Densidade de Ruas Residenciais	1	1km	3	0,00	0,97
	2	500m	3	8,44	0,01
	3	Nulo	2	13,17	0,00
Distância de corpos hídricos	1	Nulo	2	0,00	0,28
	2	1km	3	0,20	0,26
Densidade de Arborização Urbana	1	1km	3	0,00	0,39
	2	500m	3	0,11	0,37
	3	Nulo	2	3,71	0,06
Distância de Fragmentos de Floresta	1	1km	3	0,00	0,39
	2	500m	3	0,13	0,37
	3	Nulo	2	3,71	0,06
Densidade de Edificações	1	50m	3	0,00	0,80
	2	100m	3	3,07	0,17
	3	Nulo	2	12,03	0,00

#### *Seleção de Buffers – Abundância de Espécies*

O mesmo processo de seleção de modelos de buffers foi repetido para a abundância de espécies de aves. A seleção de modelos para os buffers nos permitiu constatar em qual escala a relação entre as variáveis da paisagem e abundância de espécies de aves apresentou maior correlação. Para cada variável, foram gerados seis modelos, um para cada buffer mais o modelo nulo. A tabela abaixo (Tabela 3) apresenta os buffers mais plausíveis para cada variável da paisagem. As variáveis nas quais o modelo nulo foi o mais plausível de todos os modelos, foram descartadas. Assim como aquelas onde o modelo nulo apresentou DAICc < 2,0. Desse modo, as variáveis aptas para serem utilizadas e seus respectivos buffers foram as seguintes: Área Impermeabilizada (Buffer de 50m); Densidade de Ruas Residenciais (Buffer de 1km); Densidade de Ruas sem Trânsito (Buffer de 1km); Distância para fragmentos de floresta (Buffer de 500m) e Densidade de Edificações (Buffer de 50m).

**Tabela 3:** Tabela apresentando os modelos de buffers mais plausíveis para cada variável para a abundância de espécies, além do primeiro modelo não-plausível e do modelo nulo.

Variável	Ordem	Modelos Buffer	K	D AICc	wi
Densidade demográfica	1	50m	3	0,000	0,330
	2	500m	3	0,702	0,232
	3	Nulo	2	1,032	0,197
Área impermeabilizada	1	50m	3	0,000	0,996
	2	100m	3	12,339	0,002
	3	Nulo	2	13,971	0,001
Densidade de corpos hídricos	1	Nulo	2	0,000	0,311
	2	50m	3	0,724	0,216
Densidade total de ruas	1	50m	3	0,000	0,362
	2	1km	3	1,433	0,177
	3	Nulo	2	1,506	0,171
Densidade de ruas sem trânsito	1	1km	3	0,000	0,678
	2	250m	3	3,572	0,114
	3	Nulo	2	6,025	0,033
Densidade de ruas de mão-única	1	500m	3	0,000	0,328
	2	50m	3	0,648	0,237
	3	Nulo	2	1,792	0,134
Densidade de ruas de mão-dupla	1	50m	3	0,000	0,373
	2	100m	3	1,437	0,182
	3	Nulo	2	1,467	0,179
Densidade de ruas residenciais	1	1km	3	0,000	0,802
	2	500m	3	4,839	0,071
	3	Nulo	2	8,439	0,012
Distância de corpos hídricos	1	Nulo	2	0,000	0,328
	2	250m	3	1,600	0,148
Distância de fragmentos florestais	1	500m	3	0,000	0,738
	2	1km	3	3,727	0,114
	3	Nulo	2	9,589	0,006
Cobertura de arborização urbana	1	100m	3	0,000	0,410
	2	Nulo	2	1,377	0,206
Cobertura de edificações	1	50m	3	0,000	0,995
	2	100m	3	11,866	0,003
	3	Nulo	2	13,496	0,001

## Seleção de Variáveis da Paisagem

### Riqueza de espécies

As variáveis nos buffers previamente selecionados foram utilizadas na seleção de modelos de variáveis da paisagem, retendo apenas as variáveis que não fossem muito correlacionadas ( $r$  de Pearson  $|\geq 0,7|$ ). Nessa etapa, foram gerados 128 modelos para explicar a riqueza de espécies de aves nas praças amostradas. Desses, 19 foram modelos plausíveis (DAICc  $< 2,0$ ). O somatório do  $w_i$  (peso de akaike) revela que as variáveis de maior importância dentre os modelos plausíveis são Densidade de ruas residenciais, Densidade demográfica e Cobertura de edificações. Na Tabela 4 são apresentados os 19 modelos mais plausíveis, além do primeiro modelo não plausível, do modelo nulo e do modelo menos explicativo. Na Tabela 5 são apresentados os somatórios dos Pesos de Akaike, que indicam a importância das variáveis nos modelos plausíveis.

**Tabela 4:** Seleção de modelos de variáveis da paisagem para explicar a riqueza de espécies de aves nas praças.

Ordem	Modelos	K	D AICc	$w_i$
1	Dres+ed	4	0,00	0,045
2	Dres+dd	4	0,52	0,035
3	Dres+ed+dd	5	0,58	0,033
4	Dres	3	0,60	0,033
5	Dres+Hid	4	0,74	0,031
6	Dres+ed+Hid	5	0,78	0,030
7	ed+dd	4	0,92	0,028
8	Imp+dd	4	1,22	0,024
9	Dres+dd+Hid	5	1,35	0,023
10	Dres+ar	4	1,56	0,020
11	Dnt+ed+dd	5	1,69	0,019
12	Dnt+Dres+Hid	5	1,70	0,019
13	ed	3	1,74	0,019
14	Dres+ed+dd+Hid	6	1,87	0,018
15	Dres+ed+fr	5	1,93	0,017
16	Imp	3	1,95	0,017
17	Dnt+Dres	4	1,97	0,017
18	Dres+dd+ar	5	1,98	0,017
19	Dnt+Dres+dd	5	1,99	0,017
20	Dnt+ed	4	2,05	0,016
126	nulo	2	13,77	0,000
128	ar	3	14,97	0,000

Dres = Densidade de ruas residenciais; ed= Cobertura de edificações; dd= Densidade demográfica; Hid= Densidade de corpos hídricos; ar=Cobertura de arborização urbana; Imp=Área impermeabilizada.

**Tabela 5:** Somatório do peso de Akaike (wi) mostrando a importância de cada variável nos modelos.

Variável	Somatório wi (Peso de Akaike)
Densidade de ruas residenciais	0,354
Densidade demográfica	0,234
Cobertura de edificações	0,166
Densidade de corpos hídricos	0,121
Densidade de ruas sem trânsito	0,081
Área impermeabilizada	0,045
Distância de fragmentos florestais	0,017
Cobertura de arborização urbana	0,00005

#### *Abundância de Espécies*

As variáveis aptas nos buffers previamente selecionados foram utilizadas na seleção de modelos de variáveis da paisagem. Foram gerados 16 modelos para explicar a abundância de espécies de aves nas praças amostradas. Desses, quatro foram os modelos plausíveis (DAICc < 2,0). O somatório do Peso de Akaike (wi) revela que as variáveis de maior importância dentre os modelos plausíveis são Densidade de Edificações, Distância de Fragmentos de Floresta e Área Impermeabilizada. Na Tabela 6 são apresentados os quatro modelos mais plausíveis, além do primeiro modelo não plausível e do modelo nulo. Na Tabela 7 são apresentados os somatórios dos Pesos de Akaike, que indicam a importância das variáveis nos modelos plausíveis.

**Tabela 6:** Seleção de modelos de variáveis da paisagem para explicar a abundância de espécies de aves nas praças.

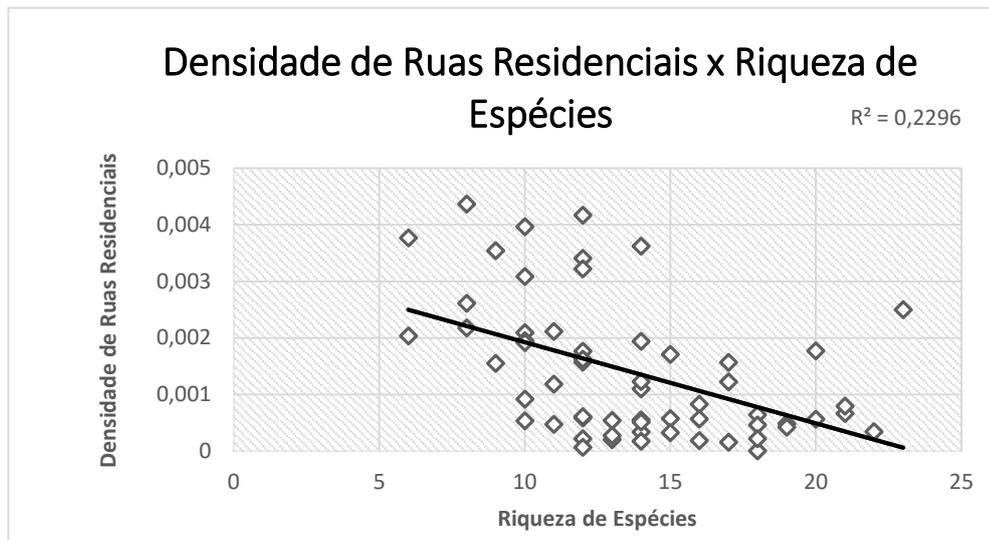
Ordem	Modelos	K	DAICc	wi
1	Imp+fr	4	0,00	0,193
2	ed+fr	4	0,22	0,173
3	Imp	3	0,32	0,164
4	ed	3	0,80	0,130
5	Dres+ed	4	2,12	0,067
16	nulo	2	14,29	0,000

Imp=Área Impermeabilizada; fr= Distância para fragmentos de floresta;  
Dres = Densidade de Ruas Residenciais; ed= Densidade de edificações.

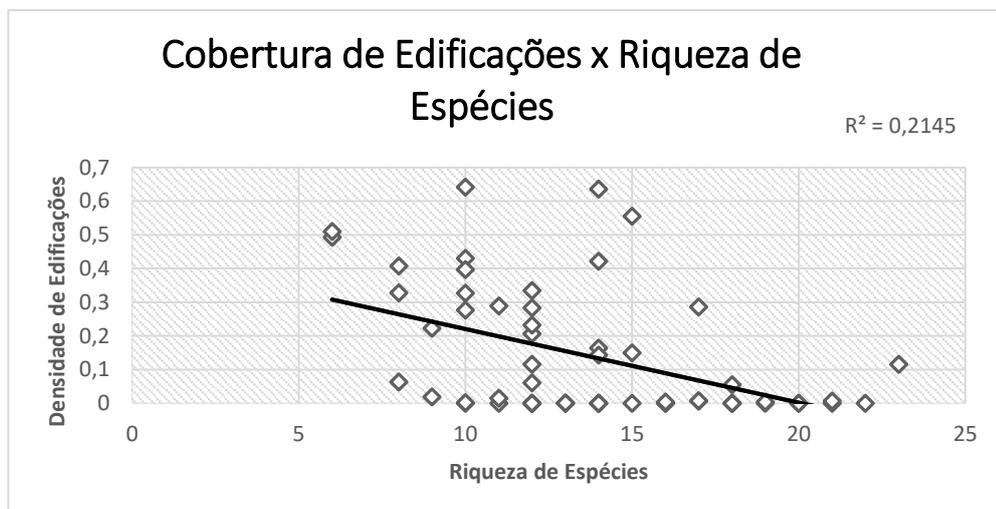
**Tabela 7:** Somatório do peso de Akaike (wi) mostrando a importância de cada variável nos modelos.

Variável	Somatório wi (Akaike weight)
Densidade de Edificações	0,370
Distância de Fragmentos de Floresta	0,366
Área Impermeabilizada	0,357
Densidade de Ruas Residenciais	0,067

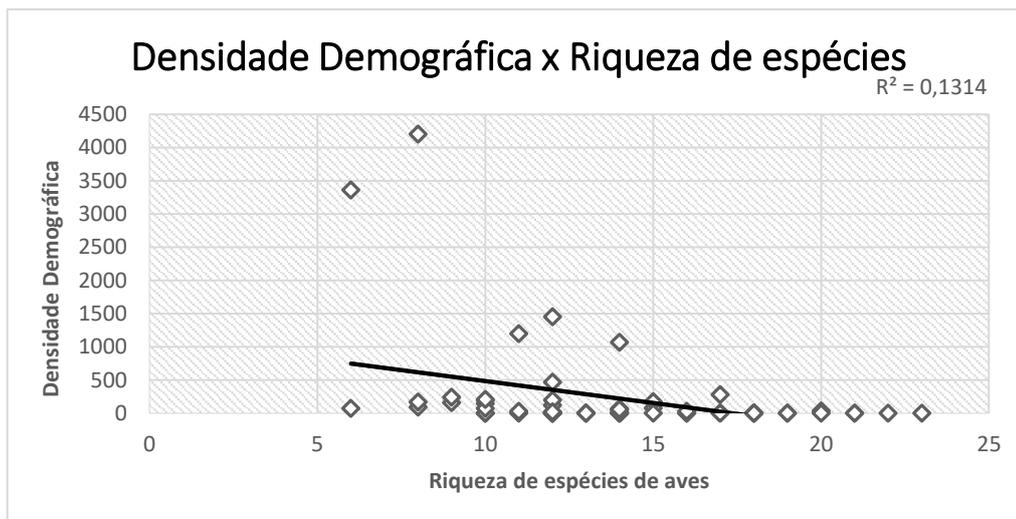
A relação entre as principais variáveis da paisagem que melhor explicaram a riqueza e a abundância de espécies de aves podem ser visualizadas nos gráficos abaixo. A Densidade de ruas residenciais (Figura 3), a Cobertura de edificações (Figura 4) e Densidade demográfica (Figura 5) apresentaram relação negativa com a riqueza de espécies de aves. Ou seja, quanto maior a densidade dessas variáveis, menor é a riqueza de espécies.



**Figura 3:** Relação entre a densidade de ruas residenciais e a riqueza de espécies de aves.

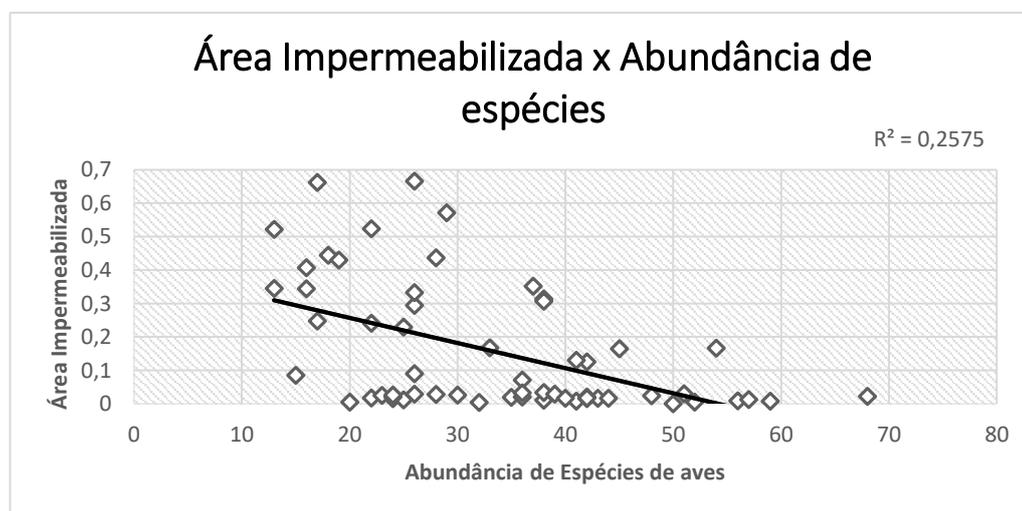


**Figura 4:** Relação entre a cobertura de edificações e a riqueza de espécies de aves.

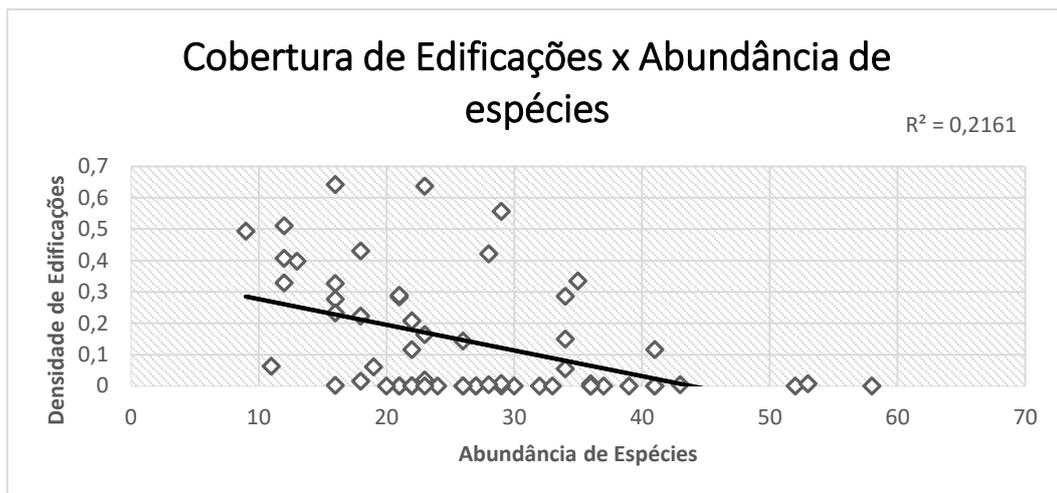


**Figura 5:** Relação entre a densidade demográfica e a riqueza de espécies de aves.

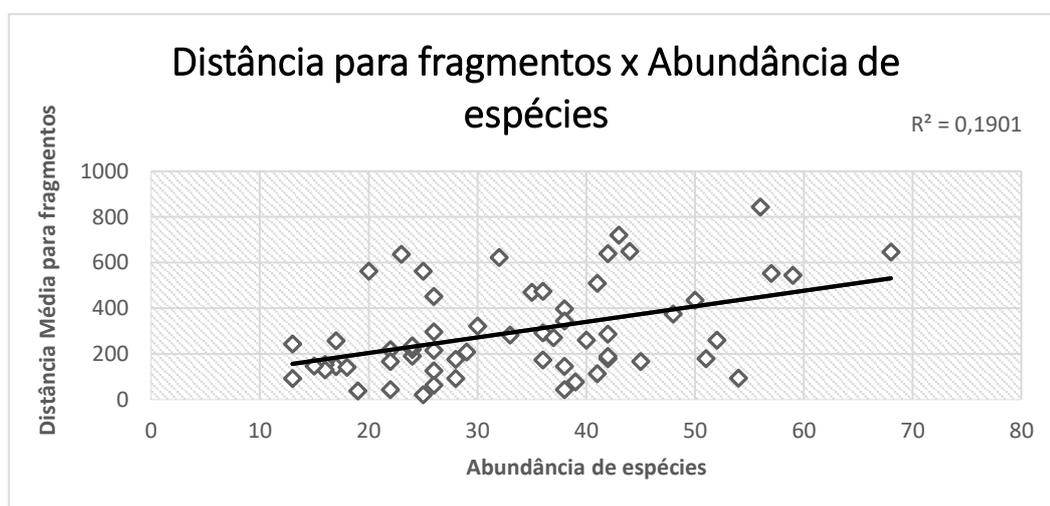
No que se refere à abundância de espécies, Área impermeabilizada (Figura 6) e a Cobertura de Edificações (Figura 7) apresentaram relação negativa com a abundância. Já a Distância de fragmentos florestais (Figura 8) apresentou relação positiva com a abundância de espécies de aves.



**Figura 6:** Relação entre a área impermeabilizada e a abundância de espécies de aves.



**Figura 7:** Relação entre a cobertura de edificações e a abundância de espécies de aves.



**Figura 8:** Relação entre a distância para fragmentos florestais e a abundância de espécies de aves.

## **DISCUSSÃO**

Os resultados encontrados revelam que as variáveis da paisagem que mais contribuem para a explicação da riqueza de espécies de aves nos pequenos espaços urbanos foram a densidade de ruas residenciais, a densidade demográfica e a cobertura de edificações. Condizente com nossa expectativa, essas variáveis tiveram impacto negativo sobre a comunidade de aves das praças e parques urbanos amostrados, ou seja, quanto maior o valor de tais variáveis no entorno dos pontos de amostragem, menor a riqueza de espécies de aves nesses pontos. Estes resultados confirmam os padrões encontrados em revisões globais (Lepczyk et. al. 2017, Litteral et. al. 2017, MacGregor-Fors & García-Arroyo 2017, Batáry et al. 2018, Isaksson 2018)

Em relação à abundância das espécies, área impermeabilizada, cobertura de edificações e distância para fragmentos de floresta são as variáveis que mais influenciam o número de indivíduos de aves nas praças amostradas. De acordo com nossos resultados, a abundância de espécies diminui com o aumento da área impermeabilizada e da cobertura de edificações, mas aumenta com a distância de fragmentos florestais. Estes resultados contradizem parcialmente nossa expectativa inicial, pois esperávamos que a área impermeabilizada e a cobertura de edificações exibisse um relacionamento positivo com a abundância de aves. Estes resultados discordam dos padrões encontrados em revisões globais (Lepczyk et. al. 2017, Litteral et. al. 2017, MacGregor-Fors & García-Arroyo 2017, Batáry et al. 2018, Isaksson 2018)

De modo geral, mesmo as variáveis que melhor explicaram a riqueza e abundância de espécies de aves nas praças apresentam baixo poder de explicação dos padrões encontrados. Isso pode querer dizer que há vários fatores responsáveis pela configuração das comunidades de aves na cidade e, por conta disso, cada variável irá explicar uma pequena porcentagem da variação encontrada entre os pontos amostrados.

A densidade de ruas residenciais, variável presente nos modelos mais plausíveis de riqueza de espécies, foi o que mais influenciou o número de espécies de aves nas praças amostradas, de modo que quanto maior a densidade de ruas residenciais no entorno de 1km dos pontos de amostragem, menor foi a riqueza de espécies de aves obtida. A presença de ruas é um indicativo de ocupação humana. Um alta densidade de ruas está relacionada ao

tráfego de automóveis e transeuntes, o que se reflete no grau de ruído. Este, por sua vez, está associado à diminuição da riqueza de espécies de aves, uma vez que interfere na comunicação entre os indivíduos, afetando a reprodução, a dinâmica predador-presa, entre outros processos (Pena et. al. 2017; Kociolek et. al. 2011). Em nossa área de estudo, grande parte das praças e parques amostrados se encontram em áreas residenciais da cidade e, possivelmente, por esse motivo, essa classe de rua se destacou mais em relação às demais classes avaliadas.

O aumento da densidade demográfica está negativamente relacionado à riqueza de espécies de aves. A influência da população humana sobre a riqueza de aves já foi avaliada em outros estudos. Na Argentina, o aumento do número de habitantes foi negativamente relacionado com a riqueza de espécies de aves em diversas cidades avaliadas (Garaffa et. al. 2009). A densidade demográfica também impactou negativamente a riqueza de espécies em estudo realizado em Porto Alegre (Fontana et. al 2011). No entanto, nossos resultados diferem do encontrado por Pena et. al (2017), no qual a população humana não apresentou influência sobre a riqueza de espécies de aves nas ruas de Belo Horizonte. A densidade demográfica reflete a ocupação humana em diversos locais da área de estudo e está relacionada com a área ocupada por construções. Fontana et. al. (2011) relata que, no estudo por ela realizado, apesar de a densidade demográfica impactar negativamente a riqueza de espécies de aves, a relação encontrada não é tão forte quanto a encontrada para densidade de árvores e ruído. Assim, a população humana em si não parece ser o fator que afeta as comunidades de aves, mas sim o que deriva da ocupação humana, ou seja, construções, redução da cobertura vegetal, o tráfego de automóveis, entre outros.

A riqueza de espécies responde negativamente ao aumento da densidade de edificações, sendo a terceira variável que mais contribuiu para a explicação do número de espécies nas praças amostradas. O aumento da área coberta por edificações já havia demonstrado impacto negativo sobre a riqueza de espécies de aves em estudos realizados em outras cidades do Brasil (Reis et. al. 2012; Rodrigues et. al. 2018). A densidade de edificações implica na redução da quantidade de recursos disponíveis para as aves, uma vez que as construções substituem as áreas naturais, diminuindo a produtividade primária (Blair 1996).

No que se refere à abundância de espécies, a distância para fragmentos de floresta apresentou relação positiva com a abundância de aves, o que significa que, quanto maior a distância das praças para alguma área natural de floresta, maior é número de indivíduos. Esse

resultado, também encontrado por Silva et. al. (2005), tem sido reportado em outros estudos (Litteral et. al. 2017). Esse fato pode ser explicado pela alta abundância de espécies exóticas ou sinantrópicas, como o pombo-doméstico (*Columba livia*) nos locais mais distantes de áreas florestais. Muitas dessas espécies são comensais, explorando com eficiência os recursos oferecidos pelas cidades, o que faz com que consigam estabelecer populações numerosas em áreas urbanas (Chace & Walsh 2006).

Contudo, a cobertura de edificações e a área impermeabilizada apresentaram relação negativa com a abundância de espécies de aves. O padrão de abundância de espécies ao longo de gradientes de urbanização apresenta diferentes respostas em estudos ao redor do mundo. Embora grande parte dos trabalhos reportem o aumento da abundância em áreas mais urbanizadas (Litteral et. al. 2017; Silva et. al. 2005), outros encontram uma redução da abundância nessas áreas (Leveau & Leveau 2004; Rodrigues et. al. 2018). O resultado encontrado no presente estudo reflete as características únicas da cidade do Rio de Janeiro, onde as áreas de floresta, como o Parque Nacional da Tijuca, estão imersas na matriz urbana da cidade. Não há um padrão como vemos em estudos realizados em alguns países europeus (e.g. Sandstrom et. al. 2006), nos quais as áreas naturais mais conservadas circundam as áreas urbanas e o pico de urbanização se dá no “core” das cidades. No Rio, temos áreas muito urbanizadas próximas à fragmentos de floresta, assim como áreas pouco urbanizadas distantes de fragmentos. Por conta disso, é possível visualizarmos em nossa área de estudo, o efeito independente da “distância de fragmentos de floresta” e da “cobertura de edificações” e “área impermeabilizada” sobre a abundância de espécies. Garaffa et. al. (2009) sugere que a abundância de aves nas cidades dependa de fatores como a estrutura local do hábitat e a contribuição de espécies exóticas. Assim, nas praças localizadas em locais mais construídos, mesmo se a abundância das espécies exóticas for alta, haverá diminuição da abundância de espécies nativas, que são dependentes da vegetação de alguma forma. Isso faz com que, no geral, a abundância total de espécies seja reduzida.

Os resultados encontrados nos permitem sugerir que as espécies da avifauna estão respondendo, em última análise, à disponibilidade de hábitat. Em locais onde há uma grande proporção de área construída, há uma menor proporção de áreas vegetadas e, conseqüentemente, menor área utilizável pelas aves (Reis et. al. 2012). Em estudo realizado com aves e plantas de todo o mundo, Aroson et.al. (2014) constatou que, para a avifauna, a densidade de espécies nas cidades diminui com o aumento da cobertura urbana. Isso indica

que a estrutura de vegetação é um componente importante para a conservação de espécies de aves em áreas urbanas (Arosón et. al. 2014).

A estrutura da vegetação é importante, pois é a partir dela que as aves irão reconhecer o seu ambiente nas cidades (Sandstrom et. al. 2006). Além da estrutura local das áreas verdes, as aves dependem da estrutura da vegetação para se dispersarem na matriz urbana (Schütz et. al. 2015). A falta de conectividade entre os ambientes é um dos fatores que limita a dispersão de espécies de aves entre fragmentos (Uezu et. al. 2015). No contexto urbano, as áreas verdes são como fragmentos “vegetados” e o caminho por entre a matriz urbana da cidade pode ser muito dificultado para algumas aves caso não haja uma estrutura de arborização urbana que funcione como um corredor ecológico.

Contudo, embora as aves pareçam estar respondendo à disponibilidade de hábitat, a arborização urbana não apareceu nos modelos mais explicativos, não apresentando relação com a riqueza de espécies de aves. Assim como a distância para fragmentos de floresta não parece influenciar o número de espécies nas praças avaliadas. Em relação à arborização urbana, possivelmente, a resposta seria mais expressiva se tivessem sido avaliados locais da cidade bastante distintos em termos de densidade de arborização urbana. A Zona Sul da cidade, de modo geral, é uma das áreas mais arborizadas do município do Rio. Ao passo que alguns bairros da Zona Norte e Oeste da cidade, por exemplo, tem grande déficit arbóreo (PDAU 2015). Como foram avaliadas praças em locais com grau de arborização urbana equivalentes (com exceção do Centro), talvez por esse motivo não tenha sido possível capturar a influência dessa variável na riqueza e abundância de espécies de aves.

Em relação à distância para fragmentos de floresta, possivelmente, essa variável não apresenta forte correlação com a riqueza de espécies porque a comunidade de aves que habitam as praças é distinta daquela existente nos remanescentes de floresta da cidade, havendo pouco incremento de espécies nas áreas do entorno destes. Como foi possível constatar no Capítulo 1, a similaridade entre a composição de espécies das praças e do Parque Nacional da Tijuca (PNT) é relativamente pequena. Em termos de porcentagem, apenas 38% das espécies das praças são compartilhadas com o PNT. Assim, a proximidade de fragmentos de floresta não influenciaria tanto a riqueza de espécies, pois as aves que vivem nas cidades e nos ambientes mais preservados apresentam perfis diferentes. Segundo Blair (1996) as espécies capazes de se estabelecerem e se adaptarem à vida em ambiente urbano são aquelas que irão se desenvolver mais nas cidades, são as espécies chamadas

“urban exploiters”. Já as espécies mais sensíveis às mudanças causadas pelas mudanças na paisagem são chamadas de “urban avoiders”, sendo suas populações mais densas em ambientes naturais. Desse modo, as espécies encontradas nas praças parecem ser, em sua maioria, parte do primeiro grupo, de forma que o aumento da riqueza de espécies nas praças mais próximas de fragmentos florestais não é tão significativa.

Embora as aves que habitam as áreas urbanas da cidade do Rio não sejam exatamente as mesmas que são encontradas em ambientes mais conservados da cidade, como o Parque Nacional da Tijuca, ainda assim elas são dependentes de habitats adequados para sua sobrevivência. As construções humanas substituem os ambientes naturais, reduzindo a oferta de abrigo, alimento e locais de nidificação para as aves (Chace & Walsh 2006).

No presente estudo demonstramos que as variáveis da paisagem que mais impactam a riqueza e a abundância de espécies são aquelas associadas à infraestrutura derivada da ocupação humana nas cidades (densidade demográfica, densidade de ruas residenciais, cobertura de edificações e área impermeabilizada), refletindo padrões encontrados em outros estudos realizados no Brasil e no mundo. Ainda, nossos resultados reafirmam os padrões encontrados em outros estudos no que se refere ao aumento da abundância de espécies de aves em áreas mais distantes de fragmentos florestais, o que nos permite inferir que a composição de espécies de aves presentes nas áreas mais urbanizadas das cidades é diferente da encontrada em áreas mais conservadas. O presente estudo oferece importantes dados para o estudo de comunidades de aves na cidade do Rio de Janeiro. Através da elucidação de como o contexto da paisagem interfere na riqueza e abundância de espécies de aves se torna possível pensar em práticas para tornar o ambiente urbano mais favorável ao desenvolvimento de comunidades de aves nativas nas áreas verdes urbanas da cidade.

## **CONCLUSÃO GERAL**

Este trabalho oferece dados relevantes para o estudo de aves na Cidade do Rio de Janeiro. Nossos resultados mostram a relevância de pequenas áreas verdes urbanas na conservação de espécies de aves que ocorrem na cidade. Dentre as condições do gradiente de urbanização avaliado nesse estudo, as praças irão reter a maior proporção de espécies de áreas abertas, menos dependentes da estrutura e volume da vegetação e cujas dietas são menos especializadas. Os ambientes menos urbanizados, no entanto, abrigam maior riqueza de espécies de aves, sendo estas mais dependentes de ambientes florestais e de sua estrutura e com hábitos alimentares mais especializados. Apesar de manterem espécies de perfis diferentes daquelas de ambientes menos urbanizados, o conjunto de praças avaliado é suficiente para manter cerca de 10% da avifauna nativa do município do Rio, desempenhando importante papel na conservação dessas espécies.

Em relação aos fatores da paisagem, nossos resultados sugerem que as variáveis da paisagem que mais influenciam negativamente a riqueza e abundância de espécies de aves nas áreas verdes urbanas amostradas são aquelas associadas à ocupação humana nas cidades, como densidade de ruas residenciais, cobertura de edificações, área impermeabilizada, entre outras. Esses dados sugerem que mesmo as espécies de aves que ocorrem nas cidades, cujo perfil é distinto daquele da maioria das aves que ocorrem em áreas menos urbanizadas, irão responder negativamente ao aumento da urbanização e seus derivados. Desse modo, o planejamento e manutenção da infraestrutura verde urbana torna-se essencial para a conservação da avifauna na cidade do Rio de Janeiro.

## REFERÊNCIAS

- Alberti, M. et al. 2003. Integrating Humans into Ecology: Opportunities and Challenges for Studying Urban Ecosystems. *Bioscience* 53: 1169–79.
- Alberti M. 2010. Maintaining ecological integrity and sustaining ecosystem function in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2:178-184.
- Alberti, M. 2015. Eco-evolutionary dynamics in an urbanizing planet. *Trends in Ecology & Evolution*, 30: 114-126.
- Aldrich JW, Coffin RW. 1980. Breeding bird populations from forest to suburbia after thirty-seven years. *Am Birds* 34: 3-7.
- Allen AP, O'Connor RJ. 2000. Hierarchical correlates of bird assemblage structure on northeastern USA lakes. *Environ Monit Assess* 62:15–37
- Argel-de-Oliveira, M.M.1995. Aves e vegetação em um bairro residencial da cidade de São Paulo. *Rev. Bras. Zool.* 12 (1): 110-116.
- Aronson, M.F.J et al. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proc. R. Soc. B.* 281 (1780): 1-8.
- Aronson, M. F. J. et al. 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *15(4):189-196.*
- Batáry, P., Kurucz, K., Suarez-Rubio, M. & Chamberlain, D.E. 2018. Non-linearities in bird responses across urbanization gradients: A meta-analysis. *Global Change Biology* 24:1046-1054.
- Beninde J, Veith M, and Hochkirch A. 2015. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol Lett* 18: 581–92.
- Biamonte E, Sandoval L, Chacón E et al. 2011. Effect of urbanization on the avifauna in a tropical metropolitan area. *Landsc Ecol* 26:183–194.
- Bierregaard, R.O. & Lovejoy, T.E., 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica*, 19: 219–241.
- Blair AP. 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the U.S. In *Biotic Homogenization*. Norweel: Kluwer 33–56.

- Blair, RB. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecol Appl*. 6: 506-519.
- Burnham, K. P.; Anderson, D. R. 2003. 2ed. *Model Selection and Multimodel Inference: del Inference: A Practical Information-Theoretical Approach*. NY: Springer Verlag.
- Castro-Astor, I.; Bauer, C. 2011. *Guia de Observação de Aves*. Parque Nacional da Tijuca. Rio de Janeiro.
- Caula SA, Sirami C, Marty P et al. 2010. Value of an urban habitat for the native Mediterranean avifauna. *Urban Ecosyst* 13:73–89.
- Chace JF, Walsh JJ. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landsc Urban Plan*. 74: 46-69.
- Chao A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265–270.
- Chong KY, Teo S, Kurukulasuriya B et al. 2014. Not all green is as good: different effects of the natural and cultivated components of urban vegetation on bird and butterfly diversity. *Biol Conserv* 171:299–309.
- Cilliers, S. et al. 2012. Ecosystem services of urban green spaces in African countries — perspectives and challenges. *Urban Ecosystems* 16:4, 681–702.
- Clergeau P, Savard JPL, Mennechez G, Falardeau G. 1998. Bird abundance and diversity along an urbanrural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100: 413-425.
- Clergeau, P.; Jokimaki, J.; Savard, J.-P. L. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 38:5, 1122–1134.
- Piacentini, V. Q. et.al. 2015. Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 23(2): 91-298.
- Cook WM, Faeth SH. 2006. Irrigation and land use drive ground arthropod community patterns in an urban desert. *Environ Entomol* 35:1532–1540.
- Cox, D. T. C., Shanahan, D. F., Hudson, H. L., Plummer, K. E., Siriwardena, M., Fuller, R. A., Hancock, S. 2017. Doses of neighbourhood nature: Benefits for mental health of living with nature. *BioScience* 67: 147–152.

- Croci, S; Butet, A; Clergeau, P. 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor* 110:223-240.
- Crooks, K. R.; Suarez, A. V; Bolger, D. T. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115: 451–462.
- Cruz, BB. et.al. 2011. Avifauna associada a um trecho urbano do Rio Sorocaba, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* 11(4): 255-264.
- Dale S. 2018. Urban bird community composition influenced by size of urban green spaces, presence of native forest, and urbanization. *Urban Ecosyst.* 21: 1–14.
- Donatelli, R. J.; Vernaschi, T.; Ferreira, C. D. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lencóis Paulista, São Paulo. *Revista Brasileira de Zoologia.* 21(1): 97–114.
- Donnelly, R.; Marzluff, J. M. 2004. Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conserv Biol* 18:733–745
- Duraes, R.; Marini, M. A. 2003. An evaluation of the use of tartar emetic in the study of bird diets in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of field ecology.* 74 (3): 270–280.
- Eisenlohr, P. V., Alves, L. F., Bernacci, L. C., Padgurschi, M. C., Torres, R. B., Prata, E. M., Santos, F. A. M.; Assis, M. A.; Ramos, E.; Rochelle, A. L. C.; Martins, F. R.; Campos, M. C. R.; Pedroni, F. Sanchez, M.; Pereira, L. S.; Vieira, S. A.; Gomes, J. A. M. A.; Tamashiro, J. Y.; Scaranello, M. A. S.; Caron, C. J.; Joly, C. A. 2013. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. *Biodiversity and conservation* 22(12): 2767-2783.
- Escobar-Ibáñez J.F., MacGregor-Fors I. 2017. What's New? An Updated Review of Avian Ecology in Urban Latin America. In: *Avian Ecology in Latin American Cityscapes.* Springer, Cham 11-33.
- Evans K.L., Newson S.E., Gaston K.J. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151:19–39.
- Ferenc, M. et al. 2014. Are cities different? Patterns of species richness and diversity of urban bird communities and regional species assemblages in Europe. *Glob. Ecol. Biog.*23:479–489.

- Filippi-Codaccioni O, Devictor V, Clobert J et al. 2008. Effects of age and intensity of urbanization on farmland bird communities. *Biol Conserv* 141:2698–2707
- Fontana CS, Burger MI, Magnusson WE. 2011. Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosyst* 14:341–360
- Fraterrigo J.M., Wiens J.A. 2005. Bird communities of the Colorado Rocky Mountains along a gradient of exurban development. *Landsc Urban Plan* 71:263–275.
- Garaffa, P. I. et. al. 2009. Landscape and Urban Planning Bird community responses along urban – rural gradients: Does the size of the urbanized area matter ? *Landscape and Urban Planning* 90: 33–41.
- Gaston, K.J., Cox, D.T.C., Canavelli, S.B., García, D., Hughes, B., Maas, B., Martínez, D., Ogada, D. & Inger, R. 2018. Population abundance and ecosystem service provision: the case of birds. *BioScience*, 68:264-272.
- Gómez-Baggethun, E. et al. 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86: 235–245.
- Grimm, N. B. et al. 2008. Global Change and the Ecology of Cities’, *Science* (New York, N.Y.), 319: 756–60.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science*, 319: 756–760.
- Hillebrand H. 2004. On the generality of the latitudinal diversity gradient. *Am. Nat.* 163: 92–211.
- Hostetler, M., Holling C.S. 2000. Detecting the scales at which birds respond to structure in urban landscape. *Urban Ecosystems* 4:25.
- Husté A, Selmi S, Boulinier T. 2006. Bird communities in suburban patches near Paris: determinants of local richness in a highly fragmented landscape. *Ecoscience* 13:249–257
- IBGE 2018. “Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2018”. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: [ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas\\_de\\_Populacao/Estimativas\\_2018/estimativa\\_TCU\\_2018\\_20190107.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2018/estimativa_TCU_2018_20190107.pdf) . Consultado em 10 de dezembro de 2018.

- Ikin K, Barton PS, Knight E et al. 2014. Bird community responses to the edge between suburbs and reserves. *Oecologia* 174:545–557
- Isaksson C. 2018. Impact of Urbanization on Birds. In: *Bird Species. Fascinating Life Sciences*. Springer, Cham 235-257.
- Ives, C. D. et al. 2016. Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography* 25: 117-126.
- Jesus, S., Pedro, W.A. & Bispo, A.A. 2018. Bird diversity along a gradient of fragmented habitats of the Cerrado. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 90:123-135.
- Jetz, W. et al. 2012. The Global Diversity of Birds in Space and Time, *Nature* 491: 444–8.
- Johnston, R.F. 2001. Synanthropic birds of north America. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (eds) *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Springer 49–67.
- Joly, C. A., Metzger, J. P., Tabarelli, M. 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist* 204: 459–473.
- Jones, D.N.1981. Temporal changes in the suburban avifauna of an inland city. *Wildl Res* 8:109–119
- Kang, W., Minor, E.S., Park C.R. et al. 2015. Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. *Urban Ecosyst* 18:857–870
- Kociolek, A. V. et al. 2011. Effects of Road Networks on Bird Populations. *Conservation Biology* 25 (2): 241–249.
- Kowarik, I. 2011. Novel Urban Ecosystems, Biodiversity, and Conservation, *Environmental Pollution*, 159: 1974–83.
- Lancaster, R.K., Rees, W.E. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Can J Zool* 57:2358–2368
- Laurance, W. F. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biol Conserv* 142:1137.
- Lepage, D. 2019. Lista de verificação das aves de Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro. Avibase, o banco de dados de aves do mundo. Disponível em: <https://avibase.bsceoc.org/checklist.jsp?lang=PT&region=brrj01&list=clements&format=1> Acesso em: 24/04/2019.

- Lepczyk CA, Flather CH, Radeloff VC et al. 2008. Human impacts on regional avian diversity and abundance. *Conserv Biol* 22:405–416
- Lepczyk, C.A., La Sorte, F.A., Aronson, M.F.J., Goddard, M.A., MacGregor-Fors, I., Nilon, C.H. & Warren, P.S. 2017b. Global patterns and drivers of urban bird diversity. In *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*. Springer International Publishing. 13-33.
- Leveau L. M et. al. 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata. *Hornero* 19 (1): 13-21.
- Litteral, J., Shocat, E. 2017. The Role of Landscape-Scale Factors in Shaping Urban Bird Communities in Ecology and conservation of birds in urban ecosystems. In *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*. 135-159.
- Lopes, L. E.; Fernandes, A. M.; Marini, M. Â. 2005. Diet of some Atlantic Forest birds Atlantic Forest birds. *Ararajuba*. 13(1): 95-103.
- Luck, G.W., Smallbone L.T., Sheffield K.J. 2013. Environmental and socio-economic factors related to urban bird communities. *Austral Ecol* 38:111–120.
- Luck, G.W., Smallbone, L.T. 2010. Species diversity and urbanisation: patterns, drivers, and implications. In: Gaston KJ, editor. *Urban ecology*. New York: Cambridge University Press; 88–119.
- Luther, D., Hilty, J., Weiss, J. et al. 2008. Assessing the impact of local habitat variables and landscape context on riparian birds in agricultural, urbanized, and native landscapes. *Biodivers Conserv* 17:1923–1935
- MacGregor-Fors, I., García-Arroyo, M. 2017. Who Is Who in the City? Bird Species Richness and Composition in Urban Latin America. In *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. Springer, Cham 33-55.
- MacGregor-Fors, I.; Escobar, F.; Rueda-Hernández, R.; Avendaño-Reyes, S.; Baena, M.L.; Bandala, V.M.; Chacón-Zapata, S.; Guillén-Servent, A.; González-García, F.; Lorea-Hernández, F.; Montes de Oca, E.; Montoya, L.; Pineda, E.; Ramírez-Restrepo, L.; Rivera-García, E.; Utrera-Barrillas, E. 2016. City “Green” Contributions: The Role of Urban Greenspaces as Reservoirs for Biodiversity. *Forests*, 7 (7): 146.

- Maeda, T. 1998. Bird communities and habitat relationships in a residential area of Tokyo. *J Yamashina Inst Ornithol* 30:83–100.
- Mallet-Rodrigues, F. et al. 2009. Aves da Baixada de Jacarepaguá , Município do Rio de Janeiro , Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16 (3): 221-231.
- Manhães, M. A.; Loures-Ribeiro, A. 2011. Avifauna da Reserva Biológica Municipal Poço D ' Anta , Juiz de Fora , MG. *Biota Neotrop.* 11 (3): 275-286.
- Marques, R. L. A influência da estrutura de hábitat sobre a composição da avifauna em praças públicas. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2010.
- Marzluff, J. M. 2005. Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosyst.* 8 (2):157-177.
- Marzluff, J. M. 2017. A Decadal Review of Urban Ornithology and a Prospectus for the Future. *Ibis*, 159: 1–13.
- Mason, P. 1985. The impact of urban development on bird communities of three Victorian towns-Lilydale, Coldstream and Mt Evelyn. *Corella* 9:14–21
- Matarazzo-Neyberguer, W.M. 1995. Comunidade de cinco parques e praças da Grande São Paulo, estado de São Paulo. *Ararajuba* 3:13-19.
- McDonald RI, Marcotullio PJ, Guèeralp B. 2013. Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. In: *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities*. Dordrecht:Springer Netherlands 31-52.
- McKinney, M. L. 2008. Effects of Urbanization on Species Richness: A Review of Plants and Animals', *Urban Ecosystems*, 11: 161–76.
- Meffert PJ & Dziock F. 2013. The influence of urbanisation on diversity and trait composition of birds. *Landsc. Ecol.* 28:943–957.
- Melles, S., S. Glenn, and K. Martin. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: Species–environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7 (1): 5.

- Minor E, Urban D. 2010. Forest bird communities across a gradient of urban development. *Urban Ecosyst* 13:51–71.
- Mittermeier, R. A. 1988. Primate Diversity and the Tropical Forest: Case Studies from Brazil and Madagascar and the Importance of the Megadiversity Countries. In *Biodiversity* (ed. Wilson, E. O.) (National Academy Press).
- Motta-Junior, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats na região Central do Estado de São Paulo. *Ararajuba* 1: 65-71.
- Moura, G. W. DE; Moura, A. S. DE; Machado, F. S. 2017. Diversidade de aves em praças de cidades do Triângulo Mineiro : riqueza , similaridade e aspectos biológicos. *Natureza on-line* 16: 31–38.
- Myers, Norman; Mittermeier, Russell A.; Mittermeier, Cristina G.; da Fonseca, Gustavo A. B.; Kent, Jennifer. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858
- Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol Evol* 19:18–24
- Ortega-Alvarez, R., and MacGregor-Fors, I. 2009. Living in the Big City: Effects of Urban Land-Use on Bird Community Structure, Diversity, and Composition, *Landscape and Urban Planning*, 90: 189–95.
- Palmer GC, Fitzsimons JA, Antos MJ et al. 2008. Determinants of native avian richness in suburban remnant vegetation: implications for conservation planning. *Biol Conserv* 141:2329–2341
- Palomino D, Carrascal LM. 2005. Birds on novel island environments. A case study with the urban avifauna of Tenerife (Canary Islands). *Ecol Res* 20: 611–617
- Parker, T. A. et.al. . 1996. Ecological and distribution databases. In *Neotropical birds: Ecology and conservation*, pp. 131–436. University of Chicago Press, Illinois.
- Pena, D. C. et al. 2017. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PLoS ONE* 12(3): e0174484.
- Pincetl, S. 2017. Cities in the age of the Anthropocene: Climate change agents and the potential for mitigation. *Anthropocene* 20: 74-82.

- Poague KL, Johnson RJ, Young LJ. 2000. Bird use of rural and urban converted railroad rights-of-way in southeast Nebraska. *Wildl Soc Bull* 28:852–864.
- Quental, J.G.S. 2016. *Guia de Aves do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro.
- Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P et al. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, California.
- Rebele, F. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 173–187.
- Reis, E.; López-Iborra, G. M.; Torres, R. 2012. Landscape and Urban Planning Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 107 (1): 31–42.
- Ribeiro, M. C.; Martensen, A. C.; Metzger, J. P.; Tabarelli, M.; Scarano, F.; Fortin, M. J. 2011. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: Zachos FE, Habel JC (eds) *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Springer: Heidelberg 405–434.
- Ridgely, R.S. et. al. 2015. *Aves do Brasil: Mata Atlântica do Sudeste*. São Paulo: Editora Horizonte.
- Rodrigues, et. al. 2018. Bird diversity in an urban ecosystem: the role of local habitats in understanding the effects of urbanization. *Iheringia, Série Zoologia*, 108:1–11.
- Sandifer PA, Sutton-Grier AE, and Ward BP. 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosyst Serv* 12: 1–15.
- Sandstrom, A. 2002. Green Infrastructure Planning in Urban Green Infrastructure Planning in Urban Sweden. *Planning Practice & Research*, 17 (4): 373-385.
- Sandstrom, U.G. 2005. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning*. 77: 39-53.
- Santos, M.N., Delabie, J.H.C. & Queiroz, J.M. 2019. Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro City. *Urban Ecosystems* 22 (5): 927-942.

- Sazima, I. 2008. The parakeet *Brotogeris tirica* feeds on and disperses the fruits of the palm *Syagrus romanzoffiana* in Southeastern Brazil. *Biota Neotrópica*. 8 (1): 231-234.
- Scherer et al. 2010. Estrutura trófica e ocupação de hábitat da avifauna de um parque urbano em Porto Alegre, Rio Grande do Sul. *Biotemas*. Brasil. 23 (1): 169–180.
- Schneider SC, Miller JR. 2014. Response of avian communities to invasive vegetation in urban forest fragments. *Condor* 116: 459–471
- Schneider, S.C., Fischer, J.D. & Miller, J.R. 2015. Two-sided edge responses of avian communities in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 18 (2): 539–551.
- Schutz C, Schulze CH. 2015. Functional diversity of urban bird communities: effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecol Evol*. 5 (22): 5230-5239.
- Serpa, G. A. et al. 2013. Registros relevantes de aves para o município do Rio de Janeiro, RJ. *Atualidades Ornitológicas*. 172: 20-24.
- Seto, K. C. et. al. 2012. Global Forecasts of Urban Expansion to 2030 and Direct Impacts on Biodiversity and Carbon Pools. *PNAS* 09 (40): 16083-16088.
- Shanahan DF, Miller C, Possingham HP et al. 2011. The influence of patch area and connectivity on avian communities in urban revegetation. *Biol Conserv* 144:722–729.
- Shochat E, Warren PS, Raeth SH, McIntyre ME, Hope D. 2006. From pattern to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends Ecol Evol* 21:186–191.
- Sick H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. 3ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Silva, C. P. et al. 2015. Bird Richness and Abundance in Response to Urban Form in a Latin American City: Valdivia , Chile as a Case Study. *PLoS ONE* 10 (9): 1–16.
- Silva, J. N. 2011. Avifauna urbana do município de Santa Teresa, região serrana do estado do Espírito Santo, Brasil. *Atualidades Ornitológicas*. 163: 62-69.
- Singh, G. 2014. Urban Ecology & Ecosystem Inputs - Need of the Urban Era. *Urban Ecology Articles*. <http://urbanecology.in/2014/10/05/urban-ecology-inputs-need-of-the-urban-era>. Acesso em 10 de maio de 2019.
- Siqueira, A.E et. al. 2013. *Guia de Campo do Parque Nacional da Tijuca*. Rio de Janeiro: UERJ/IBRAG.

- Smith CM, Wachob DG. 2006. Trends associated with residential development in riparian breeding bird habitat along the Snake River in Jackson Hole, WY, USA: implications for conservation planning. *Biol Conserv* 128:431–446.
- Sodhi NS .1992. Comparison between urban and rural bird communities in prairie Saskatchewan: urbanization and short-term population trends. *Can Field Nat* 106:210–215.
- SOL, D. et al. 2014. Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecol. Lett.* 17:942–950.
- Song, W. 2015. Analysis of bird species diversity response to structural conditions of urban park. *J Korean Env Rest Tech* 18:65–77.
- Steiner, F. 2011. Landscape ecological urbanism: Origins and trajectories. *Landscape and Urban Planning*.100:333-337.
- Stott I, Soga M, Inger R, Gaston KJ. 2015. Land sparing is crucial for urban ecosystem service. *Front Ecol Environ* 13:387–393.
- Suk HY, Chung O-S, Lee J-Y et al. 2014. Dynamic influence of patch size on occupancy of woodland birds. *Anim Cells Syst* 18:68–75.
- Sushinsky, J.R., et al. 2013. How should we grow cities to minimise their biodiversity impacts? *Global Change Biology*, 19: 401-410.
- Telino-Júnior, W. R. et al. 2005. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Zona da Mata Sul, Pernambuco. *Revista brasileira de Zoologia*. 22 (4): 962–973.
- Terborgh, J. et al. 1990. Structure and Organization of an Amazonian Forest Bird Community. *Ecological Society of America Stable*. 60 (2): 213–238.
- Toledo, C. M. et. al. 2012. Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosyst* 15:111–131.
- Torga, K. et.al. 2007. A avifauna em uma seção da área urbana de Uberlândia , MG. *Biotemas*. 20(1): 7–17.
- Tratalos J, Fuller RA, Evans KL et al. 2007. Bird densities are associated with household densities. *Global Change Biology* 13:1685–1695
- Trindade, L. et.al. 2011. Aves do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Holos.

- Tzoulas, K. et al. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. 81: 167–178.
- Uezu, A.; Metzger, J. P.; Vielliard, J. M. E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507–519.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division .2018. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, Online Edition. Disponível em: < <https://esa.un.org/unpd/wup/Publications> >. Acesso em 15 de fevereiro de 2019.
- Vasconcelos, M.F. et. al. 2013. Long-term avifaunal survey in an urban ecosystem from southeastern Brazil, with comments on range extensions, new and disappearing species. *Papéis avulsos de Zoologia* 53(25): 327-344.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo J. 1997. Human Domination of the Earth's Ecosystems. *Science* 227: 494–499.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33: 1–25.
- Yang G, Xu J, Wang Y et al. 2015b. The influence of vegetation structure on bird guilds in an urban park. *Acta Ecol Sin* 35:4824–4835.
- Yu T & Guo Y 2013. Effects of urbanization on bird species richness and community composition. *Pak. J. Zool.* 45:59–69.
- Zhou Y. et al. 2011. Urban green space planning based on computational fluid dynamics model and landscape ecology principle: A case study of Liaoyang City, Northeast China. *Chinese Geographical Science*, 21:465-475.
- Zhou D, Fung T, Chu LM. 2012. Avian community structure of urban parks in developed and new growth areas: a landscape-scale study in Southeast Asia. *Landsc Urban Plan* 108:91–102.
- Ziter C. 2016. The biodiversity–ecosystem service relationship in urban areas: a quantitative review. *Oikos* 125: 761–68.

## APÊNDICE 1

**Tabela 1:** Lista de espécies de aves encontradas nas praças e parques urbanos da Cidade do Rio, no Jardim Botânico do Rio de Janeiro e no Parque Nacional da Tijuca, e suas respectivas guildas, estratos de forrageio e hábitat, segundo a literatura.

Ordem	Família	Espécie	Praças	JBRJ	PNT	Guilda	Estrato de Forrageio	Hábitat	Origem
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	1	1	1	CAR	C	bo se	Nativa
		<i>Harpagus diodon</i>	0	1	0	CAR	C	bo se	Nativa
Apodiformes	Apodidae	<i>Chaetura sp.</i>	0	1	1	INS	A	ma se	Nativa
		<i>Chaetura cinereiventris</i>	0	0	1	INS	A	ma se	Nativa
		<i>Chaetura meridionalis</i>	0	1	0	INS	A	bo aa	Nativa
	Trochilidae	<i>Eupetomena macroura</i>	1	1	1	NEC	U C	bo se aa	Nativa
		<i>Anthracothorax nigricollis</i>	0	1	0	NEC	M C	bo se aa	Nativa
		<i>Phaethornis ruber</i>	0	1	1	NEC	U	ma se	Nativa
		<i>Florisuga fusca</i>	1	1	1	NEC	U M C	bo se	Nativa
		<i>Thalurania glaucopis</i>	1	1	1	NEC	U M C	bo se	Nativa
		<i>Ramphodon naevius</i>	0	0	1	NEC	M C	ma se	Nativa
		<i>Calliphlox amethystina</i>	0	1	0	NEC	U M	bo se	Nativa
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	1	0	0	NEC	M C	bo aa	Nativa		
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	1	1	0	DET	T	aa	Nativa

Ordem	Família	Espécie	Praças	JBRJ	PNT	Guilda	Estrato de Forrageio	Hábitat	Origem
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba livia</i>	1	0	0	GRA	T U	ur	Exótica
		<i>Columbina talpacoti</i>	1	1	0	GRA	T	aa	Nativa
		<i>Claravis pretiosa</i>	0	1	0	FRU	T U	bo se	Nativa
		<i>Leptotila rufaxilla</i>	0	0	1	GRA	T	ma se	Nativa
		<i>Leptotila verreauxi</i>	0	0	1	GRA	T	ma se bo	Nativa
		<i>Patagioenas picazuro</i>	1	0	0	GRA	U	se aa	Exótica
		<i>Patagioenas plumbea</i>	0	0	1	FRU	C	bo se	Nativa
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	1	1	0	PIS	W	mh	Nativa
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	1	0	0	INS	T U M	aa	Nativa
		<i>Piaya cayana</i>	0	0	1	ONI	M C	bo se	Nativa
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco femoralis</i>	0	1	0	CAR	T C	aa	Nativa
		<i>Falco peregrinus</i>	0	1	0	CAR	C A	aa	Nativa (Migratória)
		<i>Milvago chimachima</i>	1	1	1	CAR	T C	aa	Nativa
		<i>Caracara plancus</i>	0	1	0	CAR	T	aa ur	Nativa
Galbuliformes	Bucconidae	<i>Malacoptila striata</i>	0	0	1	INS	T M C	ma se	Nativa
Galliformes	Cracidae	<i>Penelope superciliaris</i>	0	1	0	FRU	T	ma se bo	Nativa
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides saracura</i>	0	1	1	ONI	T W	ma	Nativa

Ordem	Família	Espécie	Praças	JBRJ	PNT	Guilda	Estrato de Forrageio	Hábitat	Origem
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Habia rubica</i>	0	0	1	INS	U M	ma	Nativa
	Coerebidae	<i>Coereba flaveola</i>	1	1	1	NEC	U M C	bo	Nativa
	Conopophagidae	<i>Conopophaga melanops</i>	0	0	1	INS	U	ma	Nativa
	Cotingidae	<i>Procnias nudicollis</i>	0	0	1	FRU	C	bo	Nativa
	Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	1	0	0	INS	U M	se aa	Exótica
		<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	0	1	1	INS	U M C	ma se	Nativa
		<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0	1	1	INS	M C	ma se	Nativa
		<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	0	0	1	INS	U M	ma se	Exótica
		<i>Dendrocincla turdina</i>	0	1	1	INS	U M	ma se	Nativa
	Emberizidae	<i>Sicalis flaveola</i>	1	1	0	GRA	T	aa	Nativa
		<i>Volatinia jacarina</i>	1	0	0	GRA	T U	aa	Nativa
		<i>Zonotrichia capensis</i>	1	1	0	ONI	T U	aa	Nativa
	Estrildidae	<i>Estrilda astrild</i>	1	1	0	GRA	T U	ur	Exótica
	Fringillidae	<i>Euphonia xanthogaster</i>	0	0	1	FRU	M C	ma bo	Nativa
		<i>Euphonia violacea</i>	1	1	1	FRU	U M C	ma se bo	Nativa
		<i>Euphonia pectoralis</i>	0	1	1	ONI	M C	bo se	Nativa
	Formicariidae	<i>Chamaeza campanisona</i>	0	0	1	ONI	T	ma	Nativa
	Furnariidae	<i>Automolus leucophthalmus</i>	0	0	1	INS	M	ma se	Nativa
		<i>Lochmias nematura</i>	0	0	1	INS	T	ma	Nativa

Ordem	Família	Espécie	Praças	JBRJ	PNT	Guilda	Estrato de Forrageio	Hábitat	Origem
Passeriformes	Furnariidae	<i>Philydor atricapillus</i>	0	0	1	INS	M C	ma	Nativa
		<i>Furnarius figulus</i>	1	0	1	INS	T W	aa	Exótica
		<i>Furnarius rufus</i>	1	0	0	INS	U	aa	Nativa
	Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	1	1	1	INS	U M C A	aa	Nativa
		<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	1	1	0	INS	U	bo se aa	Nativa
	Icteridae	<i>Molothrus bonariensis</i>	1	0	0	ONI	T	aa	Nativa
	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	1	0	0	ONI	T	aa	Nativa
	Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus</i>	0	0	1	INS	U M	ma se	Nativa
		<i>Setophaga pitaiyumi</i>	0	1	1	INS	C	bo se	Nativa
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	1	0	0	ONI	T C	ur	Exótica
	Pipridae	<i>Chiroxiphia caudata</i>	0	0	1	FRU	U M	ma se	Nativa
		<i>Ilicura militaris</i>	0	0	1	FRU	U M	ma se	Nativa
	Rhynchocyclidae	<i>Hemitriccus orbitatus</i>	0	0	1	INS	M	ma se	Nativa
		<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0	1	1	INS	C	bo se	Nativa
		<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0	0	1	INS	U M	ma se	Nativa
		<i>Todirostrum cinereum</i>	1	0	0	INS	U M C	se	Nativa
		<i>Todirostrum poliocephalum</i>	1	1	1	INS	U M C	bo se	Nativa
	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus palliatus</i>	1	1	1	INS	U M	ma	Nativa
		<i>Thamnophilus ambiguus</i>	0	0	1	INS	U M	ma se	Nativa

Ordem	Família	Espécie	Praças	JBRJ	PNT	Guilda	Estrato de Forrageio	Hábitat	Origem
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Terenura maculata</i>	0	0	1	INS	M C	bo	Nativa
		<i>Pyriglena leucoptera</i>	0	0	1	INS	U	ma se	Nativa
		<i>Rhopias gularis</i>	0	0	1	INS	T U M	ma se	Nativa
		<i>Myrmotherula axillaris</i>	0	1	1	INS	U M	ma se	Nativa
		<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	0	1	1	INS	M C	bo se	Nativa
		<i>Dysithamnus stictothorax</i>	0	0	1	INS	M C	ma	Nativa
		<i>Dysithamnus mentalis</i>	0	1	1	INS	U M	ma se	Nativa
		<i>Drymophila squamata</i>	0	0	1	INS	T	ma se bo	Nativa
	Thraupidae	<i>Conirostrum speciosum</i>	0	1	1	INS	T C	ma	Nativa
		<i>Dacnis cayana</i>	1	1	1	ONI	C	bo se	Nativa
		<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	0	1	1	FRU	C	bo se	Nativa
		<i>Lanio cristatus</i>	0	1	1	ONI	U M C	bo se	Nativa
		<i>Paroaria dominicana</i>	1	0	0	GRA	U	ur	Exótica
		<i>Saltator maximus</i>	0	1	1	ONI	M C	bo aa	Nativa
		<i>Sporophila caerulescens</i>	1	1	0	GRA	U	aa	Nativa
		<i>Sporophila frontalis</i>	0	0	1	GRA	M	ma bo	Nativa
		<i>Tachyphonus coronatus</i>	1	0	1	ONI	M C	bo se	Nativa
		<i>Tangara cayana</i>	1	0	0	ONI	U M C	bo se	Nativa
		<i>Tangara cyanocephala</i>	1	0	1	ONI	U M C	bo se	Nativa

Ordem	Família	Espécie	Praças	JBRJ	PNT	Guilda	Estrato de Forrageio	Hábitat	Origem
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara seledon</i>	1	1	1	FRU	U M C	bo se	Nativa
		<i>Tangara palmarum</i>	1	1	1	FRU	M C	bo se aa	Nativa
		<i>Tangara peruviana</i>	0	1	0	FRU	U M C	bo se	Nativa (Migratória)
		<i>Tangara sayaca</i>	1	1	0	FRU	U M C	se aa	Nativa
		<i>Tersina viridis</i>	0	0	1	FRU	T U M C	bo se aa	Nativa
		<i>Trichothraupis melanops</i>	0	0	1	ONI	T U M C	ma se	Nativa
		<i>Thlypopsis sordida</i>	1	0	0	ONI	M C	bo se	Nativa
	Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>	1	1	1	INS	T U	aa	Nativa
		<i>Cantorchilus longirostris</i>	0	1	1	ONI	U M	bo se	Nativa
	Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	0	0	1	ONI	T M	ma se	Nativa
		<i>Turdus amaurochalinus</i>	0	1	0	FRU	T M C	ma se	Nativa
		<i>Turdus flavipes</i>	0	0	1	FRU	T U M C	bo se	Nativa
		<i>Turdus leucomelas</i>	1	1	1	ONI	T M C	bo se	Nativa
		<i>Turdus rufiventris</i>	1	1	1	ONI	T U M C	bo se	Nativa
	Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	0	1	1	INS	U M C	bo aa	Nativa
		<i>Elaenia flavogaster</i>	1	0	0	ONI	C	bo se aa	Nativa
		<i>Fluvicola nengeta</i>	1	1	0	INS	T U M	aa	Exótica
		<i>Lathrotriccus euleri</i>	0	0	1	INS	U M	ma se bo	Nativa

Ordem	Família	Espécie	Praças	JBRJ	PNT	Guilda	Estrato de Forrageio	Hábitat	Origem
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Machetornis rixosa</i>	1	0	0	INS	U	aa	Nativa
		<i>Megarynchus pitangua</i>	1	1	0	ONI	C	bo se	Nativa
		<i>Myiarchus ferox</i>	0	1	0	INS	M	bo se aa	Nativa
		<i>Myiodynastes maculatus</i>	0	1	1	ONI	M C	bo se aa	Nativa
		<i>Myiozetetes similis</i>	1	1	0	ONI	M C	bo se	Nativa
		<i>Pitangus sulphuratus</i>	1	1	1	ONI	T U M C	bo se aa	Nativa
		<i>Tyrannus melancholicus</i>	1	1	0	ONI	T U M C	bo se aa	Nativa
		<i>Tyranniscus burmeisteri</i>	0	0	1	ONI	M C	bo	Nativa
	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0	0	1	INS	M C	bo se	Nativa
		<i>Vireo chivi</i>	0	0	1	ONI	M C	ma	Nativa
	Xenopidae	<i>Xenops minutus</i>	0	0	1	INS	T M	ma se	Nativa
		<i>Xenops rutilans</i>	0	0	1	INS	T M	bo se	Nativa
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	1	1	0	PIS	T W	mh	Nativa
		<i>Ardea cocoi</i>	0	1	0	ONI	T W	mh	Nativa
		<i>Butorides striata</i>	1	1	0	PIS	T W	mh	Nativa
		<i>Egretta thula</i>	0	1	0	ONI	T W	mh	Nativa
		<i>Nycticorax nycticorax</i>	1	0	0	PIS	T W	mh	Nativa

Ordem	Família	Espécie	Praças	JBRJ	PNT	Guilda	Estrato de Forrageio	Hábitat	Origem
Piciformes	Picidae	<i>Picumunus cirratus</i>	1	1	1	INS	U M C	ma se aa	Nativa
		<i>Veniliornis maculifrons</i>	0	0	1	INS	M C	se	Nativa
		<i>Colaptes melanochloros</i>	1	0	0	INS	M C	bo se aa	Nativa
	Ramphastidae	<i>Ramphastos vitellinus</i>	1	1	1	FRU	M C	ma	Nativa
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Aratinga auricapillus</i>	0	1	0	FRU	M C	ma se	Exótica
		<i>Brotogeris chiriri</i>	1	0	0	FRU	M C	bo aa	Exótica
		<i>Brotogeris tirica</i>	1	1	1	FRU	M C	ma se	Nativa
		<i>Diopsittaca nobilis</i>	1	1	0	FRU	M C	ma	Exótica
		<i>Myiopsitta monachus</i>	1	0	0	GRA	T C	aa	Exótica
		<i>Pionus maximiliani</i>	0	0	1	FRU	M C	bo se	Nativa
		<i>Psittacara leucophthalmus</i>	1	0	0	FRU	M C	bo aa	Nativa
		<i>Pyrrhura frontalis</i>	1	1	1	FRU	M C	ma se	Nativa
		<i>Touit melanonotus</i>	0	0	1	FRU	M C	ma se	Nativa
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	1	1	0	PIS	W	ag	Nativa

Presença/Ausência de espécie: 1 ou 0, respectivamente. Guildas: CAR=Carnívoro; FRU=Frugívoro; GRA=Granívoro; INS=Insetívoro; ONI=Onívoro; PIS=Piscívoro. Estratos de Forrageio: A= aéreo; C= dossel; M=sub-bosque; T=terrestre; U=herbáceo; W=aquático. Hábitat: ma= mata, capoeirão; bo= borda de vegetação florestal; se= vegetação arbóreo-arbustiva secundária (capoeira); aa= áreas abertas; ur= áreas urbanas; ag=água doce; mh=margem de corpos hídricos.