

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC  
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E HUMANAS (CCNH)  
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Maria Mariana de Jesus Souza

**EFEITO DA COBERTURA E DIVERSIDADE DE FITOFISIONOMIAS NA  
RELAÇÃO ESPÉCIE-ÁREA PARA AVES EM PARQUES URBANOS**

Santo André - SP

2024

MARIA MARIANA DE JESUS SOUZA

**EFEITO DA COBERTURA E DIVERSIDADE DE FITOFISIONOMIAS NA  
RELAÇÃO ESPÉCIE-ÁREA PARA AVES EM PARQUES URBANOS**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC)  
apresentado ao Centro de Ciências Naturais e  
Humanas da Universidade Federal do ABC  
como requisito para a obtenção do grau de  
Bacharela em Ciências Biológicas.

**Orientadora:** Profa. Dra. Simone Rodrigues  
de Freitas.

Santo André - SP

2024

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do ABC  
Elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da UFABC  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

de Jesus Souza, Maria Mariana

EFEITO DA COBERTURA E DIVERSIDADE DE FITOFISIONOMIAS NA  
ESPÉCIE-ÁREA PARA AVES EM PARQUES URBANOS / Maria Mariana de  
Souza. — 2024.

43 fls.

Orientação de: Simone Rodrigues de Freitas

Trabalho de Conclusão de Curso — Universidade Federal do ABC,  
Bacharelado em Ciências Biológicas, Santo André, 2024.

1. Ecologia Urbana. 2. Avifauna. 3. Parques Urbanos. 4. Relação  
espécie-área. I. Rodrigues de Freitas, Simone. II. Bacharelado em  
Ciências Biológicas, 2024. III. Título.

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, de acordo com as observações levantadas pela banca examinadora no dia da defesa, sob responsabilidade única do(a) autor(a) e com a anuência do(a) (co)orientador(a).

Santo André, 24 de maio de 2024.

Assinatura do(a) autor(a): Maria Mariana de J. Souza

Assinatura do(a) orientador(a): Simone Rodrigues de Freitas

Trabalho de Conclusão de Curso

Santo André, 25 de abril de 2024.

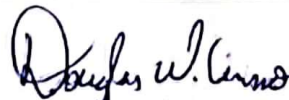
Curso	Bacharelado em Ciências Biológicas
Nome	Maria Mariana de Jesus Souza
RA	21064916

Título do Trabalho
Há maior riqueza de espécies de aves em áreas verdes com mais tipos de vegetação na cidade de São Paulo?

Observações da banca
<p>- Mudar o título para " Efeito da cobertura e diversidade de fito pisionomia na relação espécie-área para aves em parques urbanos"</p> <p>- Mudar a interpretação do 60%.</p>

Parecer da banca e o conceito	B
-------------------------------	---

  
Artur Lupinetti Cunha

  
Douglas William Cirino

  
Simone Rodrigues de Freitas

Marcella Pecora Milazzotto  
Coordenador da Disciplina

*Dedico este Trabalho de Conclusão de Curso a minha família que com muito carinho, atenção e participação, me ajudaram e me deram todo o suporte necessário para que eu pudesse concluir esse curso.*

*De modo especial, dedico ao meu pai, Paulo César de Souza, com quem compartilhava o interesse pelas ciências naturais, e principalmente pelas ciências biológicas. À ele, meu pai, que sempre me incentivou a não somente iniciar, mas a persistir e finalizar todos os meus projetos, meu muito obrigada.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus que em sua infinita bondade permitiu que eu chegasse e tivesse condições de permanecer na UFABC. Agradeço por todo o vigor que Ele me concedeu quando as coisas pareciam muito difíceis, a fim de que com êxito eu pudesse finalizar este ciclo tão importante em minha vida.

Agradeço a presença e assistência da minha família: minha mãe, Irene, meu pai, Paulo, meu irmão, Matheus, a minha prima, Gabriela, e os demais, que sabendo a importância da graduação para mim, sempre fizeram inúmeros esforços para serem apoio, suporte e presença contínua durante todo esse tempo de graduação, em todas as ocasiões e realidades. Agradeço pelo amor, confiança, perseverança e pela decisão de abraçarem comigo o meu sonho.

Agradeço a todo o LEQuE (Laboratório de Ecologia Quantitativa e Espacial), em especial à Professora Doutora Simone, que aceitou meu pedido para a realização da Iniciação Científica em 2021, quando esse trabalho começou a ser produzido, e agora retomando-o como minha orientadora para o Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas. Muito obrigada pela oportunidade e paciência. Agradeço a Andrea que permitiu que eu contribuísse com sua pesquisa de mestrado por meio da IC, bem como ao Artur e ao Guillermo pela diligência e assistência na construção dos modelos, mas também na leitura e interpretação dos dados obtidos.

Agradeço a todos os amigos que fiz durante esse tempo de graduação: Adrieli, Amanda, Maryanna, Gabriela, Biana, Fernanda, Lawall, Tog, todos eles que direta ou indiretamente contribuíram para que a trajetória acadêmica fosse mais leve dentro e fora da sala de aula. Assim como agradeço ao Pe. José Laboy L.C, todos os meus irmãos de vocação membros da Comunidade Católica Shalom, pelo incentivo, compreensão e orações.

Por fim, agradeço a UFABC e toda sua equipe técnica e de ensino, pela assistência e pelas experiências proporcionadas.

Muito obrigada!

## RESUMO

Dado o crescimento das cidades de maneira rápida e ampla, os serviços ecossistêmicos necessários para o bem-estar humano, bem como dos demais organismos presentes nas grandes cidades, são constantemente fragilizados pela degradação ambiental nas áreas verdes adjacentes ou presentes nos grandes aglomerados urbanos. Nesse contexto, a avifauna é afetada nas cidades por fatores relativos à extensão das áreas verdes urbanas, as quais vêm a servir de abrigo e fonte de alimentos para estes animais, bem como pela riqueza de espécies vegetais e o grau de heterogeneidade do ambiente. Considerando-se as pressões históricas sobre a o domínio Mata Atlântica que incide sobre São Paulo, e a fim de contribuir na viabilização de políticas públicas e ações de manejo, o presente estudo analisou as relações entre a riqueza de espécies de aves e os tipos de vegetação em áreas verdes urbanas - ou seja, parques urbanos, lineares e naturais - do município de São Paulo, tendo como hipóteses: que a riqueza de espécies de aves fosse maior em áreas verdes com mais tipos de vegetação, devido à variedade de fitofisionomias (diversidade de habitats); e que a riqueza de espécies de aves fosse maior em áreas verdes de maior tamanho, devido à relação espécie-área. Foram utilizados no estudo bancos de dados de avifauna disponibilizados pela Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente da Prefeitura de São Paulo, e o mapeamento dos tipos de vegetação nas áreas verdes disponíveis no GeoSampa (2020). Para a análise utilizou-se o Modelos Lineares Generalizados da Família Poisson, sendo riqueza de espécies de aves a variável dependente e densidade de vegetação, área do parque e diversidade de coberturas vegetais, as independentes. Considerando, ainda, a hipótese relacional entre vegetação e área dos parques, a seleção dos modelos foi feita pelo Critério de Informação Akaike. Mostrou-se assim que para áreas verdes de maior tamanho aumenta-se a riqueza de aves; quanto menor a cobertura vegetal do parque, maior é a dependência de seu tamanho para o número de espécies de aves; e que a diversidade fitofisionômica (heterogeneidade de habitats) é capaz de aumentar a riqueza de espécies nas áreas verdes urbanas.

**Palavras-chave:** Ecologia Urbana; Avifauna; Parques Urbanos; Relação espécie-área.

## **ABSTRACT**

Given the rapid and extensive growth of cities, the ecosystem services necessary for human well-being and other organisms found in large cities are constantly being undermined by environmental degradation in adjacent green spaces or within urban agglomerations. In this context, urban avifauna is influenced by factors related to the extent of urban green spaces that serve as shelter and food sources for these animals, as well as the abundance of plant species and the degree of environmental heterogeneity. Considering the historical pressure on the Atlantic Forest affecting the city of São Paulo and contributing to the feasibility of public policies and management actions, the present study analyzed the relationships between bird species richness and vegetation types in urban green spaces - i.e. urban, linear, and natural parks - in the city of São Paulo, generating the following hypotheses: (1) bird species richness would be higher in green spaces with more vegetation types, due to the diversity of physiognomies (habitat diversity); and (2) bird species richness would be higher in larger green spaces, due to the relationship between species and area. For the study, the bird database of the Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente do Município de São Paulo and the mapping of vegetation types in green spaces available in GeoSampa (2020) were used. Generalized linear models of the Poisson family were used for the analysis, with bird species richness as the dependent variable and vegetation density, park area, and diversity of vegetation cover as the independent variables. Considering the relational hypothesis between vegetation and park area, model selection was performed using the Akaike information criterion. It has been shown that bird abundance increases with larger green spaces; the lower the vegetation cover of the park, the greater the dependence of the number of bird species on its size; and that phytophysiognomic diversity (habitat heterogeneity) can increase species richness in urban green spaces.

**Keywords:** Urban Ecology; Avifauna; Urban Parks; Species-area relationship.

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>10</b>
<b>2.</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>14</b>
<b>3.</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>15</b>
<b>3.1.</b>	<b>Área de Estudo</b>	<b>15</b>
<b>3.1.1.</b>	<b>Município de São Paulo e seus parques</b>	<b>15</b>
<b>3.2.</b>	<b>Banco de Dados</b>	<b>16</b>
<b>3.2.1.</b>	<b>Parques</b>	<b>17</b>
<b>3.2.2.</b>	<b>Classes de vegetação</b>	<b>17</b>
<b>3.2.3.</b>	<b>Avifauna</b>	<b>18</b>
<b>3.3.</b>	<b>Análise de Dados</b>	<b>19</b>
<b>3.3.1.</b>	<b>Índice de Shannon-Wiener e relação espécie-área</b>	<b>19</b>
<b>3.3.2.</b>	<b>Geoprocessamento</b>	<b>20</b>
<b>3.3.3.</b>	<b>Análise de dados em R</b>	<b>21</b>
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS</b>	<b>21</b>
<b>5.</b>	<b>DISCUSSÃO</b>	<b>25</b>
<b>5.1.</b>	<b>Relação: riqueza de aves e diversidade de fitofisionomias</b>	<b>26</b>
<b>5.2.</b>	<b>Relação: riqueza de aves e área do parque em associação a cobertura vegetal</b>	<b>27</b>
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÃO</b>	<b>30</b>
<b>7.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>31</b>
	<b>ANEXO A - Scripts das análises estatísticas</b>	<b>38</b>
	<b>ANEXO B - Parques e Unidades de Conservação utilizados no estudo</b>	<b>41</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Desde que os seres humanos deixaram de se organizar em torno de atividades primárias de subsistência, como agricultura e pesca, vemos o crescimento de dois fenômenos que afetam diretamente a natureza: a homogeneização e a fragmentação, os quais estão intrinsecamente relacionados à amplificação das manchas urbanas em todo o globo, em detrimento às áreas naturais vegetadas. O processo de homogeneização biótica refere-se a uma dinâmica de expansão local na qual as diversidades de fauna e flora tendem a ser reduzidas (Olden *et al.*, 2004). Ou seja, assim como define McKinney & Lockwood (1999), estamos nos referindo a uma atividade contínua em que as biotas locais, em toda a sua biodiversidade, passam a ser substituídas. Estas substituições, muitas vezes provocadas por seres humanos ou por produtos derivados de ações antrópicas, levam ao desencadeamento de um regime ecossistêmico desequilibrado em determinado habitat, e assim, em suas respectivas espécies.

A luz da Teoria de Nicho, desenvolvida por Hutchinson em 1957 e devidamente descrita no levantamento conclusivo que elaborou mediante os resultados considerados do Simpósio de Estudos Populacionais: Ecologia Animal e Demográfica, podemos compreender os efeitos positivos da heterogeneidade ambiental, em detrimento a homogeneização, tendo em vista a produção de diferentes nichos ecológicos. Sendo assim, o autor considera um nicho ecológico como “*uma área, onde cada ponto corresponde a um possível estado ambiental que permite a existência indefinida da espécie*” (Hutchinson, 1957, p. 416). Logo, considerando uma área verde heterogênea, esses espaços estruturalmente diversos e complexos, causados por mudanças em pequena escala nos recursos disponíveis, seriam responsáveis por proporcionar diferentes nichos ecológicos em uma mesma área, onde seria possível observar a exploração de variados recursos ambientais por diferentes espécies, demonstrando uma tendência no aumento da riqueza no meio analisado (Tews *et al.*, 2004; Brown *et al.*, 2013; Broeker, 2018).

Por sua vez, o processo de fragmentação diz respeito à separação do habitat em pequenos fragmentos distantes, o que reformula a paisagem e influência nas espécies incidentes nessas marchas (Opdam *et al.*, 1993). Corroboram com a proposição Lima e Rueda (2018), que ao se depararem com a dinâmica do crescimento urbano em grandes cidades, como o caso de São Paulo, afirmam que a distribuição das áreas vegetadas são desuniformes, isto significa que grande parte da metrópole brasileira está tomada por grandes aglomerados urbanos, restando apenas áreas significativamente vegetadas nas periferias, onde estão

presentes as áreas de proteção ambiental e de preservação de mananciais, bem como os parques urbanos.

Seguindo as premissas da Biogeografia de Ilhas, propostas por MacArthur e Wilson em 1967, temos uma relação diretamente proporcional entre o crescimento do número de espécies e o aumento da área disponível, ou seja, o número de espécies em uma unidade espacial tende a aumentar conjuntamente a área dessa unidade, tudo isto mediante a consideração de parâmetros, como táxon, contextos biogeográficos, abundância e frequência de espécies, entre outros aspectos que podem influenciar negativa ou positivamente esta relação (MacArthur e Wilson, 1967; Mueller-Dombois, 2001). Portanto, olhar para as paisagens urbanas e observar as áreas dos habitats naturais disponíveis nos ajuda a prever o número de perda de espécies dada a manutenção do fenômeno de fragmentação cada vez mais latente, onde as causas desta perda podem ser desde extinções locais, populações inviáveis dada a paisagem altamente fragmentada, populações locais que habitam fragmentos individuais, entre outros, que são importantes de serem observados, uma vez que a extinção tende a aumentar, e a riqueza de espécies a cair, com a diminuição da área dos fragmentos vegetados (Hanski, 2013).

Ambos os fenômenos, fragmentação e homogeneização das áreas verdes, se deu e continua ocorrendo, pelo crescimento acelerado, desordenado e sem planejamento das cidades, fazendo com que a vegetação, ao decorrer do tempo, sofra os impactos da degradação ambiental até que de fato sejam extintas (Silva e Lima, 2017). Não somente a vegetação, como toda a biodiversidade está sendo impactada por diversas perturbações associadas aos seres humanos, sendo a urbanização uma das principais motivações para esta perda, bem como para a degradação dos demais serviços ecossistêmicos e a limitação de suas funções (Gainsbury, Santos e Wiederhecker, 2022; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Entende-se por serviços ecossistêmicos as propriedades biológicas e do habitat que, interdependentemente, influenciam ou são provenientes de processos desencadeados pelos mecanismos ecológicos do interior dos ecossistemas, os quais desempenham um papel benéfico a população humana (Costanza *et al.*, 1997; Gomes, Neto e Silva, 2018). A provisão de tais bens e serviços corre riscos em seus equilíbrios internos e na disponibilização de seus produtos para o uso humano, pois tanto a demanda antrópica por serviços ecossistêmicos começa a ultrapassar sua capacidade de fornecê-los, quanto às áreas verdes, imprescindíveis para a sua manutenção, são reduzidas a ponto de tornarem-se incapazes de subsidiá-los (Gomes *et al.*, 2018; Gaudereto *et al.*, 2018).

Nesse sentido, as projeções não se mostram otimistas em relação ao processo de urbanização quando analisado sob o ponto de vista da preservação ambiental, uma vez que, segundo Relatório Anual da ONU-Habitat (2022), as estimativas apontam que a população em áreas urbanas poderá crescer e chegar a 68% da população mundial até 2050, e para 2100 tem-se a previsão de que o planeta terá um incremento em 111% na cobertura do solo urbano, gerando impactos como degradação, homogeneização, fragmentação dos habitats naturais, mas também na diminuição da produção de serviços e recursos ecossistêmicos e perda de biodiversidade (Costanza *et al.*, 1997; Lessi *et al.*, 2024; Li *et al.*, 2022). Para o Brasil, a estimativa é que, até 2050, 85% de sua população resida em áreas urbanas, o que pode indicar maior supressão das áreas verdes e a degradação do suporte dos serviços ecológicos, reciprocamente (Relatório Anual da ONU-Habitat, 2022). Esse processo de transição do natural para urbano no território brasileiro remete-se ao período colonial, meados do século XV e XVI, e seus desdobramentos, o qual está relacionado intimamente ao desenvolvimento dos ciclos econômicos, e ao contínuo processo de expansão dos centros urbanos (Cardoso, 2016).

Assim posto, um dos principais domínios morfoclimáticos impactados por esses processos, é a Mata Atlântica, uma vez que seu território sofre grande ameaça e intensa degradação desde o início das práticas massivas de extração de recursos naturais, em virtude dos ciclos econômicos brasileiros, sendo algumas das causas - inclusive nos tempos atuais - a extração de madeira, mineração, pecuária, as indústrias de base, entre outras ações e interferências de cunho antrópico, como a urbanização já mencionada (Coutinho, 2006; Prado *et al.* 2015). Atualmente, o domínio encontra-se reduzido a aproximadamente 23% de floresta, onde apenas 36% corresponde a cobertura vegetal natural e 97% dos fragmentos são considerados pequenos por terem menos de 50 hectares (Vancine *et al.*, 2024). Mesmo com cenário preocupante, mais de 70% do Produto Interno Bruto brasileiro ainda é gerado em região de Mata Atlântica, e aproximadamente 120 milhões de brasileiros residem em áreas onde há incidência do bioma, sendo expressivos os aglomerados populacionais que ocorrem sobre a metrópole de São Paulo (Scarano e Ceotto, 2015; Cardoso, 2016). No entanto, para além do impacto local, o adensamento populacional tem efeitos para além do território urbano constituído, isto a depender de sua demanda por recursos voltados à subsistência e em prol do desenvolvimento econômico (Jatobá, 2011). Ou seja, como foram estruturadas para atender as necessidades referentes a espécie humana, a urbanização passou a ser uma das variáveis a qual vem a influenciar na dinâmica das espécies nativas de plantas e animais em São Paulo, uma vez que alterando o ambiente natural, aumenta-se a permeabilidade de espécies não

nativas no ambiente, em detrimentos das locais, ao estabelecer para aquelas áreas favoráveis em termos ambientais.

Por esses fatores, a criação e o estabelecimento de áreas verdes urbanas ganham um papel fundamental no que diz respeito à manutenção da fauna e da flora nativas, bem como no desempenho e disponibilização de recursos ecossistêmicos fundamentais à vida da população paulista. Vale ressaltar que os primeiros parques - atualmente compreendidos como "equipamentos públicos voltados à proteção, conservação ou recuperação do meio físico, da cobertura vegetal e promoção dos serviços ecossistêmicos" (São Paulo, 2022) - chegaram à América em meados do século XVI, mas se tornaram efetivamente objetivados no Brasil no final do século XVIII, isto com o intuito não apenas de aproximar o homem da natureza, muitas vezes por vias recreativas, mas também como a expressão concreta da tentativa de conservação da natureza e biodiversidade (Maciel & Barbosa, 2015).

Atribuída a importância dessas áreas, a lei de Parcelamento, Uso e Ocupação do Solo paulista, é um marco também no estabelecimento de zonas integrantes do território voltadas a preservação e proteção do patrimônio ambiental, principalmente os remanescentes de Mata Atlântica, vegetação nativa, outras de relevância ambiental tendo em vista vegetação significativa, e o fornecimento de importantes serviços ambientais (São Paulo, 2016). Nesse sentido, ganha destaque os parques urbanos e naturais, instrumentos pensados não apenas para o cumprimento da lei, mas que desempenham um papel favorável ao bem estar social e ambiental no uso do território. Sendo assim, estes espaços majoritariamente públicos, expressos em suas mais diversas categorias e instâncias, como parques urbanos, lineares e naturais, assumem um papel fundamental para a recuperação do meio ambiente, da diversidade biológica e para a disponibilidade de recursos ecossistêmicos ao cumprirem funções regulatórias na manutenção dos ciclos bioquímicos próprios da biosfera, além de realizar concomitantemente seu papel de suporte aos processos sucessionais e evolutivos desempenhados no meio natural, por servirem como importante refúgio de vida silvestre (Morelli *et al.*, 2017). Tudo isto se dá em vista de um ambiente equilibrado em suas funções, permitindo a qualidade de vida das mais diversas espécies que em suas especificidades desempenhem um papel chave neste processo cooperativo, em um espaço agora formado por variáveis ambientais, biológicas, econômicas, sociais e culturais (Lima & Amorim, 2011; Brun *et al.*, 2007).

Deste modo, uma das classes de organismos efetivamente afetadas pelo crescimento urbanístico são as aves devido a sua sensibilidade às variáveis ambientais, o que as faz indicadores importantes de qualidade ambiental e de seus graus de conservação (Baesse,

2015). Portanto, os parques constituídos dentro ou próximos a regiões urbanas passam a ser uma importante estratégia de conservação a ser aplicada. Almeida e Cândido Júnior (2017), sinalizam que algumas espécies de aves conseguem desenvolver mecanismos que propiciam sua adaptação e permanência nestas áreas antropicamente modificadas ao utilizá-las como reduto para suas ações reprodutivas e para extração de alimentos constantemente (insetos, frutos, néctar), demonstrando que as cidades podem contribuir para a manutenção da diversidade de avifauna ao passo que foram identificadas pelo menos 20% das espécies mundiais de aves, anteriormente catalogadas, em áreas urbanizadas, sendo elas um bom indicador da qualidade ambiental nestas áreas (Bernet-Ponce, 2022; Oppliger *et al.*, 2019).

Logo, conhecidas como um dos melhores grupos de organismos dispersores, mesmo que com solos críticos, alguns grupos de aves podem prevalecer em ambientes urbanos e suburbanos (Aubrechtová, Bydžovská e Horak, 2024). No entanto, a manifestação destes organismos depende das fitofisionomias presentes nesses espaços, levando em consideração suas dimensões em termos de área, variedade relativas a espécies vegetais, grau de perturbação, e até mesmo o grau similaridade entre as áreas vegetadas (Oppliger *et al.*, 2016, 2019). Conhecendo as teorias de Nicho Ecológico e as premissas da Biogeografia de Ilhas, o presente estudo tem por objetivo geral verificar a relação entre a riqueza de espécies de aves e o tamanho das áreas verdes e seus tipos de vegetação no município de São Paulo, a fim de subsidiar possíveis ações de manejo.

## 2. OBJETIVOS

Por seus objetivos específicos, o presente estudo buscou verificar as implicações do tamanho dos parques municipais de São Paulo, bem como a diversidade e proporções dos tipos de vegetação que contemplam estes espaços, para assim compreender suas influências sobre o aumento da riqueza de espécies de aves nestas mesmas áreas.

Como possíveis hipóteses esperou-se observar que:

- a. A riqueza de espécies de aves seja maior em áreas verdes com mais tipos de vegetação, devido à heterogeneidade de habitat;
- b. A riqueza de espécies de aves é maior em áreas verdes com maior tamanho, devido à relação espécie-área.

### **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

#### **3.1. Área de Estudo**

##### **3.1.1. Município de São Paulo e seus parques**

A cidade de São Paulo possui aproximadamente 11.915 milhões de habitantes e uma extensão territorial de aproximadamente 1.527 km<sup>2</sup>. Faz limite com 19 municípios da grande São Paulo e um do litoral paulista (EMPLASA, 2021; SEADE, 2021; São Paulo, 2020). Caracteriza-se por seu clima diverso, classificado como: Tropical Úmido de Altitude do Planalto Atlântico; Tropical Úmido Serrano da Cantareira; Tropical úmido de Altitude do Alto Juquery; Tropical Sub-oceânico Super Úmido do Reverso do Planalto Atlântico; e Tropical Oceânico Super-úmido da fachada Oriental do Planalto Atlântico, o que é um fator determinante tanto para a vegetação existente nessas regiões, quanto pela incidência da fauna e disponibilidade de recursos de subsistência (São Paulo, 2002).

Encontra-se predominantemente sob o domínio do Bioma da Mata Atlântica e possui uma diversidade de tipos de vegetação em virtude de sua condição climática, que vão desde mata de araucárias a matas de restinga, como também formações de cerrado. A vegetação intraurbana é heterogênea, principalmente nas áreas mais urbanizadas. Vale destacar que o município passou por um grande processo de desmatamento devido a ocupação desordenada que por diversos motivos ignora as legislações e instrumentos de planejamento urbano e ambiental, contribuindo cada vez mais para a fragmentação de suas áreas verdes (São Paulo, 2020).

Destaca-se que o município possui mais de 100 parques municipais implantados e mais 167 propostos, além das 1.306 espécies inventariadas, das quais 464 são da classe aves. Estas possivelmente interagem com a vegetação presente nesses parques, as quais contribuem com o fornecimento de alimento, espaços para a formação de ninhos e abrigo (São Paulo, 2014; São Paulo, 2018).

O Plano Diretor Estratégico de São Paulo, instituído pela lei Municipal nº 16.050 prevê, além da criação de políticas de desenvolvimento urbano, a conservação e recuperação dos serviços ambientais prestados pelos sistemas ambientais, e ainda ações que visem a conservação e recuperação de fragmentos florestais, corredores ecológicos, áreas de preservação permanente, e demais ações de controle e utilização do solo (São Paulo, 2014).

Aliado e com base no plano diretor, o município de São Paulo desenvolveu o Plano

Municipal de Áreas Protegidas, Áreas Verdes e Espaços Livres (PLANPAVEL) aprovado em 2022, sendo esta uma política pública que visa orientar o planejamento e a gestão de ações importantes para as áreas com potencial ambiental relevante para uma grande cidade como São Paulo. Logo, segundo este mesmo plano, os parques situados no município de São Paulo, e analisados neste projeto, possuem diferentes classes e compõem estratégias diferentes na preservação dos ecossistemas. São eles:

- a. **Parques Urbanos:** constituídos enquanto ZEPAMs, ou seja, Zonas Especiais de Proteção Ambiental, com o intuito de protegerem áreas com cobertura vegetal significativa, remanescentes de Mata Atlântica, bem como nascentes, áreas de alta permeabilidade do solo etc (PLANPAVEL, 2022);
- b. **Parques Naturais Municipais:** tidos como uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, criada a nível municipal, que como previsto no SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - visam a “manutenção dos ecossistemas livres de alterações causadas por interferência humana, admitido apenas o uso indireto dos seus atributos naturais” (BRASIL, 2000), tendo em vista os ecossistemas de grande importância e beleza cênica (PLANPAVEL, 2022).
- c. **Parques lineares de rede hídrica:** são aqueles incorporados próximos a cursos d’água, principalmente em trecho urbano, visando a proteção e recuperação de ecossistemas ligados a corpos d’água, permitindo o controle de enchentes, a consolidação de corredores ecológicos, além de constituir como um local de preservação ambiental, lazer e atividades culturais (PLANPAVEL, 2022).

Em vista da legislação municipal, os parques urbanos ganharam uma conotação chave na preservação da biodiversidade e no fornecimento de recursos ecossistêmicos, isto ao serem considerados como aqueles que, presentes nas malhas urbanas, para além de atividades recreativas e de lazer, tornaram-se espaço de conservação ambiental, viabilizando funções ecológicas como a drenagem urbana, a manutenção do microclima, e diminuição das ilhas de calor (Sakata; Gonçalves, 2019).

### 3.2. Banco de Dados

A criação do banco de dados para as análises deste trabalho foi realizada a partir de informações disponíveis nos canais oficiais da prefeitura de São Paulo, sendo eles o portal Geosampa, plataforma com informações geoespaciais da cidade

(<https://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/>) e o site oficial da Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente (SVMA, [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio\\_ambiente/](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/)). As informações utilizadas foram:

### 3.2.1. Parques

*Shapefiles* (estrutura geográfica de informação, onde as mesmas são dispostas em vetores georreferenciados - SHP) disponíveis na sessão de dados abertos, verde e recursos naturais do GeoSampa, sendo eles **(1) Parque Municipais em Shapefile** referente aos parques municipais urbanos e lineares; **(2) Unidades de Conservação em Shapefile** referente às unidades de conservação de proteção integral e Áreas de Proteção Ambiental (APA).

É válido destacar que os parques selecionados para este estudo foram os quais estavam devidamente georreferenciados no banco de dados da SVMA, bem como possuíam dados relativos a avifauna disponíveis para efetivação do cruzamento das informações (Anexo B).

### 3.2.2. Classes de Vegetação

As classes de vegetação são um *shapefile* disponível na sessão de dados abertos, verde e recursos naturais, referente ao **Mapeamento Vegetal de 2020**. Esses dados fazem parte do Mapeamento Digital da Cobertura Vegetal do Município de São Paulo realizado em 2020, tendo por base as ortofotos de 2017, com resolução de 1:1000 para a área urbana e 1:5000 para os maciços florestais ao sul do município (Serra do Mar). Esse levantamento divide as classes vegetais em em 15 categorias (Quadro 1), sendo a categoria 15 subdividida em outras 14 subcategorias (São Paulo, 2020). Tal mapeamento mostrou que 48,18% do município, ou ainda, 735,99 km<sup>2</sup> perfazem toda a cobertura vegetal mapeada (São Paulo, 2020).

**Quadro 1** - Categorias de vegetação do mapeamento digital da cobertura vegetal do município de São Paulo.

<b>Classe 1</b>	Floresta ombrófila densa secundária em estágio avançado e floresta ombrófila densa primária
<b>Classe 2</b>	Floresta ombrófila densa secundária em estágio médio

<b>Classe 3</b>	Floresta ombrófila densa secundária em estágio inicial
<b>Classe 4</b>	Floresta ombrófila densa alto-montana (mata nebulosa)
<b>Classe 5</b>	Floresta paludosa e ou de várzea
<b>Classe 6</b>	Campos alto-montanos
<b>Classe 7</b>	Vegetação herbáceo-arbustiva de várzea ou de brejo
<b>Classe 8</b>	Vegetação aquática flutuante
<b>Classe 9</b>	Maçiços florestais heterogêneos e bosques urbanos
<b>Classe 10</b>	Maçiços florestais homogêneos
<b>Classe 11</b>	Baixa cobertura arbórea, arbóreo-arbustiva e ou arborescente
<b>Classe 12</b>	Agricultura
<b>Classe 13</b>	Média a alta cobertura arbórea, arbóreo-arbustiva e ou arborescente
<b>Classe 14</b>	Vegetação herbáceo-arbustiva
<b>Classe 15</b>	Mista

### 3.2.3. Avifauna

Os dados relativos à riqueza de aves nos parques municipais de São Paulo foram obtidos por meio do Inventário de Fauna Silvestre do Município de São Paulo (2021), elaborado pela Divisão de Avifauna da Secretaria do Verde e do Meio Ambiente, pertencente a Coordenação de Gestão de Parque e Biodiversidade Municipal.

O instrumento objetivou a sistematização das informações relativas ao conhecimento, monitoramento da fauna em áreas tidas estratégicas para a cidade. A metodologia do estudo englobou a identificação de espécies localizadas em 163 áreas verdes de São Paulo - incluindo Parques Urbanos, Lineares, Unidades de Conservação, e outras áreas verdes significativas - entre os anos de 1993 a 2021, envolvendo na coleta de dados várias estratégias, como a realização de percursos com equipamentos para registro da fauna observada e ouvida;

gravação de áudios de aves; capturadas em redes ornitológicas, tendo em vista o estudo de aves; diversos tipos de armadilhas; etc.

O estudo traz, além de aspectos filogenéticos das espécies - reino, filo, classe, ordem, família, espécie, autor, nome comum - a frequência e incidência das mesmas nos parques. Vale ressaltar que o número global de espécies registradas no município em 2021 foi de 1.306, das quais 497 eram aves, mas foram utilizadas apenas aquelas que incidiram nos 100 parques analisados.

### **3.3. Análise de Dados**

#### **3.3.1. Índice de Shannon-Wiener e relação espécie-área**

Como sabemos, um dos preditores que mais influenciam a riqueza de espécies de aves em áreas urbanas é a diversidade de habitats, por terem o potencial de agregar espécies de diferentes nichos ecológicos (Yang *et al.*, 2020). Como evidencia em seu estudo Morelli e colaboradores (2017), habitats com características heterogêneas em sua composição (solo nu, gramíneas, árvores) aumentam a incidência de espécies de particular singularidade evolutiva por ampliar a gama de locais para forrageamento e nidificação (Tilghman, 1987). Partindo destes resultados prévios, um importante recurso de análise explorado no presente estudo é o Índice de Shannon-Wiener, utilizado para compreensão da riqueza de espécies por medição de dados categóricos (Amaral *et al.*, 2013).

Outro importante aspecto levado em consideração nos estudos naturais, e por consequência no que concerne à incidência faunística nos centros urbanos, é a relação espécie-área, a qual Lomolino (2001) descreve como uma lei ecológica que tem como cerne o princípio de que o aumento da riqueza de espécies é observado ao passo que a área do fragmento vegetal estudado também aumenta. Logo, para as análises deste trabalho considerou-se tal teoria como ferramenta para indicar a relação espécie-área, tendo-se em vista outras variáveis ambientais, sendo uma delas conhecidas como “hipótese da diversidade de habitats”, a qual relaciona a riqueza não apenas a quantidade de área, mas também a sua heterogeneidade (Knopp, 2015). O modelo espécie-área, portanto, é conhecido pela função:

$$S = cA^z,$$

onde “S” é o número de espécies (riqueza) que cresce em vista do aumento proporcional da área “A”, sendo ainda “c” uma constante e “z” o expoente espécie-área (Coelho Neto, 2012).

### 3.3.2. Geoprocessamento

Após o *download* dos *shapefiles* relativos aos Parque Municipais, Unidades de Conservação e Áreas Verdes, para a extração prévia dos dados referentes a cobertura vegetal nos parques municipais de São Paulo por meio da Tabela de Atributos gerada pelo *software* QGIS, o primeiro passo a ser realizado foi a correção da topografia por meio da ferramenta “Verificador de topografia”.

Após corrigida, fixaram-se as geometrias que para a inserção dos arquivos *shapefile* referentes ao Mapeamento da Vegetação (classe vegetal), as 32 subprefeituras com seus respectivos limites administrativos, bem como aos parques e unidades de conservação fossem feitas. Posteriormente, fora utilizada a ferramenta intersecção para o geoprocessamento da dados vetoriais, onde o *Shapefile* empregado como “camada de entrada” fora o que abarcava os parques municipais das 32 subprefeituras pertencentes ao município, para as quais a sobreposição utilizada fora a vegetação, e por fim, como camada temporária de execução para a obtenção do *Shapefile* de cada subprefeitura, com seus respectivos parques, foi o que se referia a cobertura vegetal. Este processo resultou em novos *Shapefile* por subprefeitura com a relação: parques por subprefeitura e cobertura vegetal, informações que foram exportadas por meio da Tabela de Atributos em formato Vetores Separados por Vírgulas (CSV). É válido ressaltar que o projeto foi realizado sob a projeção SIRGAS 2000/UTM Zone 23.

Desta análise prévia, resultaram as seguintes informações, consolidadas em uma planilha classificatória a serem utilizadas nas análises posteriores: identificação do parque; nome do parque; classificação da área verde; área do parque; suas coordenadas; área do parque em km<sup>2</sup>; perímetro do parque em km<sup>2</sup>; nome, sigla e código de suas respectivas subprefeituras. Esta etapa foi fundamental, uma vez que produziu em formato TXT (tabela), os dados que foram necessários para a análise posterior em R. Todas as planilhas geradas por subprefeitura foram unidas manualmente em Excel antes de serem devidamente exportadas ao R.

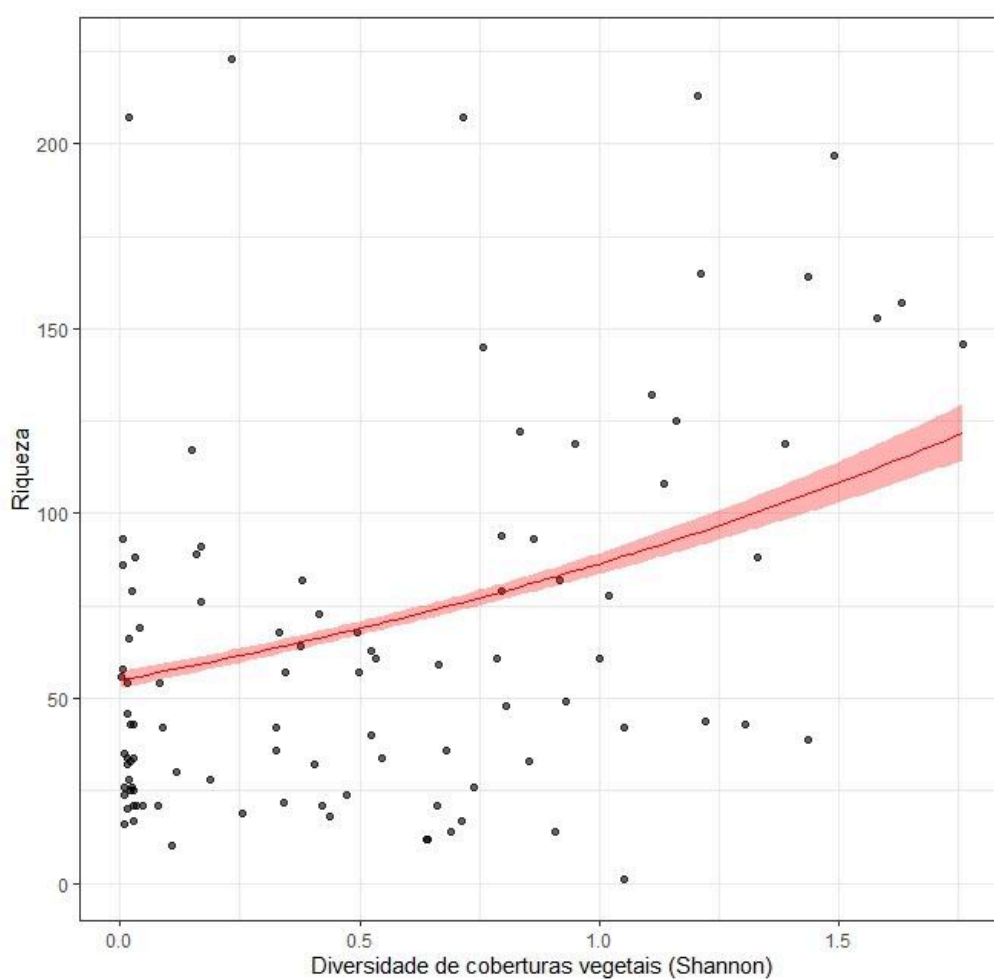
### 3.3.3. Análise de Dados em R

A análise da relação entre a cobertura de vegetação, área do parque e diversidade de coberturas vegetais no que se refere a riqueza de aves, foi realizada através de Modelos Lineares Generalizados da família Poisson, devido à riqueza se tratar de uma variável de contagem (Bolker, 2008), isto considerando a hipótese de interação entre a cobertura de vegetação e a área do parque, fizemos uma seleção de Modelos pelo critério de Akaike, através da técnica Stepwise selection (Venables e Ripley, 2002).

Por sua vez, os gráficos dos efeitos de cada variável sobre a riqueza (médias marginais) foram realizados em escala logarítmica (log da riqueza) para facilitar a visualização das interações entre a cobertura da vegetação e a área do parque. Vale ainda ressaltar que todas as análises, bem como os gráficos, foram gerados em linguagem R.

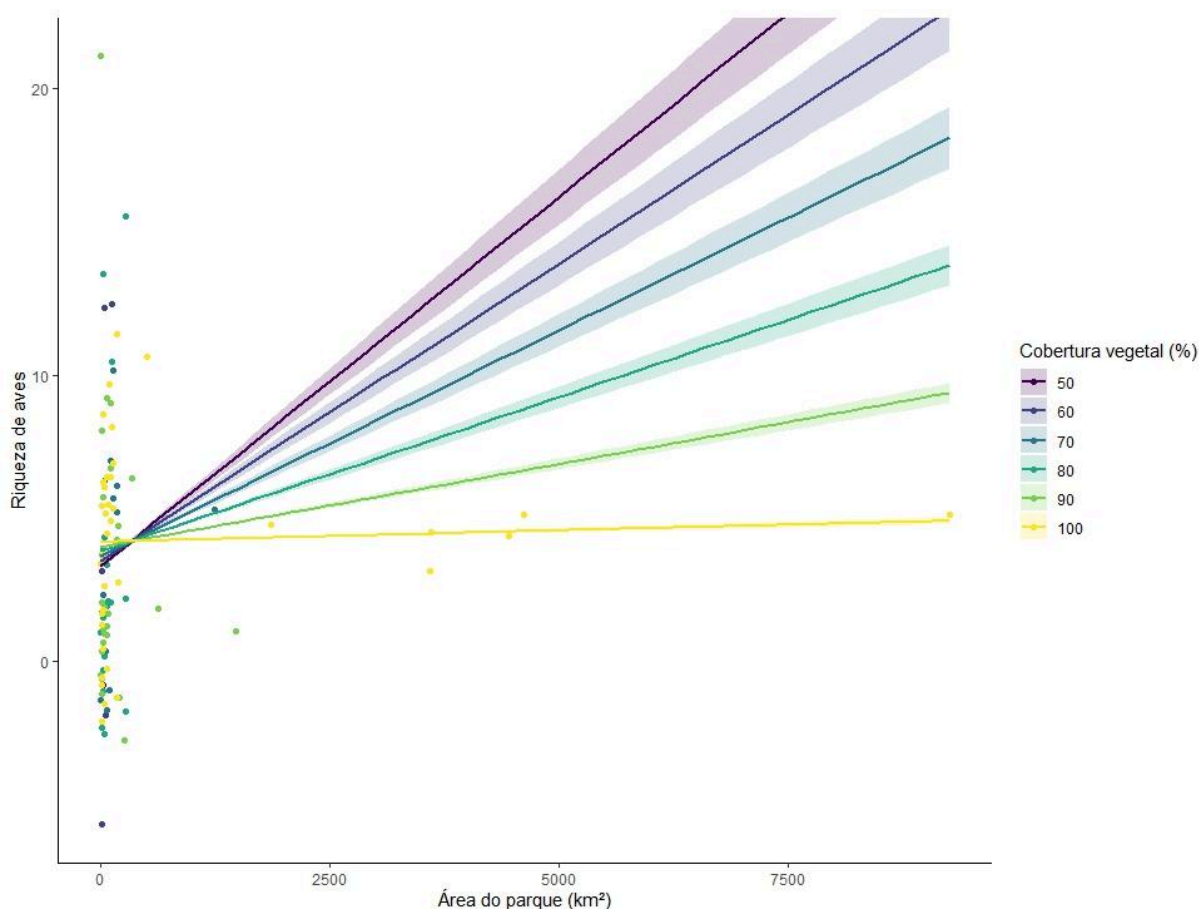
## 4. RESULTADOS

Mediante o levantamento de dados realizado e de suas respectivas análises, obtivemos resultados que indicam que o efeito da área e dos parâmetros vegetacionais dos 100 parques analisados a respeito da riqueza de aves corroboram as hipóteses levantadas neste estudo, ou seja, que a riqueza de espécies de aves aumenta em áreas verdes com mais tipos de vegetação, tendo em vista a heterogeneidade de habitat e a estratificação da vegetação. Essas afirmações podem ser visualizadas graficamente na figura 1, onde, por meio da aplicação do Índice de Shannon-Weaver, podemos observar que a medida que a diversidade de cobertura vegetal cresce, concomitantemente, temos o crescimento da riqueza de espécie de aves.



**Figura 1:** Relação positiva entre a riqueza de espécies de aves com a diversidade de tipos de cobertura vegetal nas áreas verdes (Índice de Shannon).

Podemos ainda observar que a riqueza de espécies de aves é maior em áreas verdes com maior tamanho, como previa a relação espécie-área da teoria insular. Todavia, há um limite imposto pela variável cobertura vegetal, que restringe o efeito positivo da área sobre a riqueza de aves. Podemos visualizar este efeito sendo expresso nas componentes da figura 2, onde para as áreas com baixa cobertura vegetal, a tendência é que a área influencie fortemente no crescimento da riqueza de aves. No entanto, conforme a cobertura vegetal aumenta, vemos a redução da influência da área sobre a riqueza de espécies.



**Figura 2:** Relação positiva entre a riqueza de espécies de aves (log) com a área dos parques, considerando diferentes coberturas de vegetação nos parques. A medida em que a cobertura da vegetação aumenta, a área do parque influencia menos a riqueza de espécies de aves, ou seja, a área do parque deixa de ser relevante ao passo que a cobertura vegetal torna-se abundante.

Baseado no modelo escolhido, como posto na tabela 1, podemos observar na coluna “*estimate*” o efeito positivo que as variáveis área do parque, cobertura vegetal e diversidade de coberturas vegetais (Shannon) exercem sobre a riqueza de aves. Logo, quão mais positivo for o valor da variável preditora, maior seu efeito positivo sobre a variável resposta, neste caso, a riqueza. No entanto, observamos o efeito oposto, e portanto negativo, que a interação entre as variáveis preditoras área do parque e cobertura vegetal desempenha sobre a quantidade de espécies de aves passíveis de serem encontradas nos parques.

Quanto ao modelo, é válido observamos que o p-valor obtido é menor que  $2 \times 10^{-16}$ , o que significa que a nossa hipótese não é nula, ou seja, que os valores obtidos não foram gerados de maneira aleatória. O modelo, portanto, possui atributos passíveis de serem submetidos a análise biológica.

**Tabela 1:** Tabela com os coeficientes encontrados segundo os critérios de análise.

<b>Coeficientes</b>	<b><i>Estimate</i></b>	<b><i>p-valor</i></b>
Intercepto	2,260e+00	< 2e-16 ***
Área do Parque (km <sup>2</sup> )	5,077e-03	< 2e-16 ***
Cobertura Vegetal	1,686e-02	< 2e-16 ***
Índice de Shannon-Wiener	4,524e-01	< 2e-16 ***
Área do Parque (km <sup>2</sup> ) e Cobertura Vegetal	-4,997e-05	< 2e-16 ***

**Significado dos códigos:** 0 '\*\*\*\*' 0.001 '\*\*\*' 0.01 '\*\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

**Crítérios de análise:** (1) Área do parque; (2) Cobertura Vegetal; (3) Índice de diversidade da cobertura vegetal (Índice de Shannon); (4) Relação área do parque e cobertura vegetal.

No mais, conforme a tabela 2, o modelo selecionado conforme o critério de Akaike a partir da seleção de modelos (Anexo A), tendo apresentado maior verossimilhança, foi o modelo completo descrito a seguir, uma vez que possui o menor AICc (Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas):

$$\text{Riqueza de aves} = \text{Cobertura vegetal} * \text{área do parque} + \text{diversidade de áreas vegetadas}.$$

**Tabela 2:** Seleção de Modelos a partir do critério Akaike.

<b><i>Modelos</i></b>	<b><i>Crítérios</i></b>	<b><i>AICc</i></b>	<b><i>dAIC</i></b>
Modelo Cheio	Área Parque (km <sup>2</sup> ) Cobertura de Vegetação Ind. Shannon Área Parque (km <sup>2</sup> ) x Cobertura de Vegetação	2556.0	0.0
Modelo 1	Área Parque (km <sup>2</sup> ) Ind. Shannon	2580.9	24.9
Modelo 2	Área Parque (km <sup>2</sup> ) Cobertura de Vegetação	2946.2	390.3
Modelo 4	Área Parque (km <sup>2</sup> )	2987.1	431.1
Modelo 3	Cobertura de Vegetação	3021.8	465.9

	Ind. Shannon		
Modelo 5	Ind. Shannon	3035.8	479.8
Modelo 6	Cobertura de Vegetação	3898.1	1342.1
Modelo 0	~ 1	3931.6	1375.6

## 5. DISCUSSÃO

Assim como preconizado nas hipóteses, as análises feitas indicaram que a diversidade de avifauna nos parques do município de São Paulo estão intrinsecamente relacionadas, e portanto são afetadas diretamente, pelas incidência de diferentes coberturas vegetais, ou seja, quanto maior a diversidade de fitofisionomias, mais espécies podem incidir sobre o parque, o que corrobora com a Teoria de Nicho formulada por George E. Hutchinson. Vemos ainda que a área dos parques tende a influenciar positivamente na riqueza de aves - a priori, quanto maior for o tamanho do parque, maior será a riqueza de aves -, como previsto na relação espécie-área descrita inicialmente por Watson em 1835 (Connor e McCoy, 2001). No entanto, a variável cobertura vegetal, se mostrou um elemento condicionante para a diminuição dos efeitos positivos da área sobre a riqueza de espécies, ou seja, percebemos que a relação espécie-área é influenciada por outros fatores fortemente relacionados à área. Logo, identificou-se tanto a área do parque, como a cobertura vegetal e sua heterogeneidade como os preditores positivos da riqueza de espécies de aves nas áreas verdes paulistas.

Considerando os dados alcançados, é relevante destacar que para este trabalho foram desenvolvidos padrões de análise simples, para os quais utilizou-se modelos lineares generalizados da família Poisson, meio fundamental para a obtenção da variável resposta que se expressa na riqueza de aves nas áreas verdes analisadas, isto levando em consideração o potencial relativo da interação espécie-área, bem como o índice de Shannon-Weaver, utilizado a fim de sinalizar a diversidade de habitats, ou seja, a diversidade categórica na formação de diferentes nichos ecológicos com a finalidade de conseguirmos inferir a sua relação e influência na riqueza de espécies de aves nas áreas verdes urbanas do município de São Paulo (Amaral *et al.*, 2013).

### 5.1. Relação: riqueza de aves e diversidade de fitofisionomias

Ao analisarmos os resultados referentes a relação riqueza de aves e diversidade de habitats - heterogeneidade -, pudemos observar um crescimento linear, e portanto concomitante, entre ambos os parâmetros. Previamente, é válido ressaltar que compreendemos heterogeneidade de habitat assim como definido por Morrison, ou seja, áreas que apresentam descontinuidade na sua composição e condição ambiental e que são influenciadas justamente pelo arranjo vegetal, além de considerar os aspectos relativos à conectividade, isolamento, fragmentação, efeitos de borda. Logo, seriam aquelas áreas dentro no município de São Paulo, mais especificamente nos parques, que apresentam heterogeneidade de fitofisionomias, sendo estas compostas por áreas vegetadas e áreas majoritariamente próximas a trechos urbanos (Amaral, 2007).

Adentrando os resultados, a diversidade de fitofisionomias foi uma das variáveis preditoras que afetou positivamente a incidência de avifauna nos parques, uma vez que a estrutura da vegetação, sua qualidade e diversidade, principalmente em áreas com menor potencial de expansão, são fatores chaves para a incidência de uma maior quantidade de espécies de aves (Huang *et al.*, 2015). Partindo desse pressuposto, temos condições de atribuir a tal fenômeno a lei estabelecida pela Teoria de Nicho, uma vez que postula que as necessidades ecológicas de cada espécie, se diferentes e passíveis de serem atendidas, podem gerar fatores bióticos e abióticos que propiciam a manutenção da diversidade (Carvalho, 2011).

Estudos mostraram especificamente que a relação entre a disponibilidade gramíneas e ervas afetam positivamente as aves onívoras e insetívoras que aproveitando a expressiva incidência de insetos nesse tipo de estrato vegetal, utilizam-se desse ambiente como espaço de forrageamento (Huang *et al.*, 2015), assim como as árvores altas, com folhas e copas largas, os arbustos densos e o sub-bosque, a presença ou ausência de serapilheira, são alguns dos outros elemento que se configuram como peças de fundamental importância para a biodiversidade das espécies de aves em áreas urbanas, uma vez que disponibilizam refúgio e recursos à diferentes espécies, exercendo influência positiva à formação de comunidades de aves ricas e estáveis (Morelli *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2020). Tais resultados são reforçados por McIntyre que em 1995 ressaltava que tais locais mantêm em si maior diversidade de microhabitats, os quais justamente por servirem como fonte para forrageamento, nidificação, além de refúgio contra predadores e de possível competição, tendem a contribuir para o aumento significativo de espécies nessas áreas verdes. Leva-se em consideração, portanto,

que diferenças no habitats, uma vez que contribuem para o fornecimento de diferentes nichos, se mostram fundamentais para selecionar as espécies que comportam características funcionais diferentes para sua sobrevivência nestes territórios, o que acaba por diminuir a competição entre espécies coincidentes em uma mesma área, pois não competem pelo mesmo recurso, além de se tornarem fundamentais para o arranjo da comunidade, e suas respectivas interações, em nível regional.

Preservar, portanto, parques onde há maior incidência de diversidade vegetal é uma forma de aumentar a riqueza de espécies, uma vez que a propensão é que a diversidade de aves diminua à medida que a urbanização aumenta, pois a tendência é de que algumas espécies que se adaptam mais ao meio urbano, se tornam abundantes, isto em concordância a manifestação de uma riqueza empobrecida (Huang *et al.*, 2015; Sacco *et al.*, 2015; Kitahara e Fujii, 1994). Portanto, uma explicação válida para este primeiro fenômeno observado, seria que, assim como ressaltado por Berget (2006) e Santos e Cademartori (2010) em suas análises, fragmentos maiores, pela maior diversidade de habitats, tendem a favorecer a incidência tanto de espécies específicas em determinado meio, como também de espécies generalistas, neste caso, de aves que se adaptam a múltiplos ambientes, o que promove o aumento da riqueza local, assim como corroborado por meio dos gráficos obtidos nas análises do presente estudo (Connor e McCoy, 2001).

No entanto, essa relação heterogeneidade-riqueza pode revelar ainda outros resultados se a área for estudada em associação, uma vez que a diversidade de fitofisionomias em áreas muito pequenas pode aumentar a competição entre os indivíduos, como também a chance de extinções locais, pois a medida que a heterogeneidade aumenta, o tamanho da mancha com determinadas características vegetais adequadas a determinado nicho ecológico diminui (Chiron, *et al.*, 2024; Kadmon e Allouche, 2007).

## **5.2. Relação: riqueza de aves e área dos parques em associação a cobertura vegetal**

Em contraste aos primeiros dados obtidos, embora o estudo confirma o efeito positivo da área do parque sobre a quantidade de espécies de aves que podem ser encontradas nas dependências dessas áreas, observamos que esta influência positiva da variável preditora área sobre a variável resposta, neste caso a riqueza de aves, pode sofrer modificações a depender do gradiente de cobertura vegetal, ou seja, a força exercida pela área sobre a riqueza se torna menos expressiva com o aumento da densidade da cobertura vegetal. Efeitos similares foram

observados em outros estudos. Berget (2006) e Alvarez (2017) revelam a existência de um limiar entre os parâmetros analisados, que para os respectivos estudos varia entre 50 e 60% de cobertura em relação a área, para as quais também começa-se a observar a diminuição da força positiva exercida pela área sobre a riqueza de aves com o aumento da taxa de cobertura.

Isto, no entanto, não vem a significar que a relação espécie-área passa a ser negativa ou inexistente, apenas que esta torna-se expressivamente influenciada por outra variável, neste caso a cobertura, que possui em si atributos igualmente importantes e positivamente relacionados ao aumento da quantidade de espécies de aves em áreas verdes urbanas, uma vez constatado neste estudo o crescimento da riqueza com o incremento da área, e concomitante a incorporação da densidade de cobertura vegetal, embora de forma menos acelerada.

Logo, ao que diz respeito à relação as dimensões das áreas verdes, estudos mostram uma tendência clara: o tamanho dos parques influencia positivamente a riqueza de espécies de aves em suas dependências (Leveau *et al*, 2021; Schutz e Schulze, 2015; Thompson, Tamayo, Sigurdsson, 2022), mesmo que os parques sejam considerados pequenos, atribui-se ao fenômeno de crescimento da riqueza o fato destes serem por vezes as únicas manchas de habitat remanescente em locais urbanizados, assim como a tendência prevalente é que o número de espécies de aves cresça em áreas verdes maiores dada a complexidade do habitat e a disponibilidade de recursos, ou seja, a maior diversidade de nichos ecológicos a serem explorados, tanto nas áreas centrais dos parques que menos afetadas pelo efeito de borda, diferenças microclimáticas, e perturbações antrópicas diretas, principalmente para aves que evitam o contato direto com as áreas urbanas, quanto em suas bordas que podem vir a servir para espécies que se privilegiam da configuração espacial e dos recursos presentes nestas regiões do fragmento (Schutz e Schulze, 2015; Beninde, Veith e Hochkirh, 2015).

Em seu trabalho Leveau *et al* (2021) mostra que a relação espécie de aves-área dos parques inseridos em matriz urbana persiste e possui taxa semelhante em diversas cidades do mundo - tendo-se devidamente levado em consideração o tamanho das cidades e suas respectivas localizações geográficas -, assim como frisa que a taxa de perda de espécies é maior em áreas verdes menores, o que podemos atribuir a maior incidência de perturbações antrópicas ou eventos estocásticos. Em vista o índice de urbanização elevado na cidade de São Paulo, Thompson, Tamayo e Sigurdsson (2022), mostram resultados promissores de riqueza de aves em parques que mesmo em meio urbano possuem tamanho e qualidade de habitats adequados, embora a cobertura do solo urbano continue negativamente associada à perda de espécies em cidades, também ao que diz respeito a estrutura da vegetação cada vez mais prejudicadas (Aronson *et al*, 2014).

No que se refere a cobertura vegetal, dada a significância de sua alta densidade na influência positiva da riqueza nas áreas verdes em detrimento ao potencial positivo do parâmetro área, atribui-se a este fenômeno o fato de que tanto estrutura horizontal e vertical, quanto o nível de biomassa presente nos parques, elevam ao aumento dos nichos potenciais no habitat, e conseqüentemente de espécies de aves com necessidades por recursos distintos, mostrando novamente que o aumento da riqueza está atrelado a diversidade da paisagem (Culbert *et al*, 2013; Lindenmayer *et al*, 2020). Os dados de Huang *et al* (2014) reforçam os encontrados neste estudo a respeito da alta densidade de cobertura a partir de uma perspectiva de diversidade, ao relatar que para aves que necessitam de recursos diferentes de alimentação, a heterogeneidade, bem como o acréscimo do arranjo espacial e da altura da vegetação, são significativamente benéficas para o aumento da riqueza de espécies de aves, ou seja, tipos de vegetação amplas e diversificadas tendem a suportar diferentes assembleias de espécies, principalmente em paisagem que sofreram modificações (Lindenmayer *et al*, 2020).

Torna-se assim importante evidenciar e correlacionar os resultados ao fator “nicho ecológico”, pois determinadas espécies de aves - aqui ressalta-se a importância de investigar a frequência de incidência de determinadas espécies e mapeá-las para além dos parques, de forma a esclarecer quais de fato seriam as condições e recursos que permitem, em sua particularidade, a sobrevivência e o sucesso reprodutivo dos indivíduos - necessitam de características específicas relativos a altitude, temperatura, condições para forrageamento - como por exemplo, a alta dependência de cobertura vegetal densa e contínua para obtenção ótima de alimentos -, nidificação, e não menos importante, a adaptação em maior ou menor grau a prevalência antrópica nas áreas próximas aos seus habitats (Grinnell, 1917; Crepaldi *et al*, 2018).

Mediante os resultados, podemos compreender por meio do processo de alteração da paisagem previsto nos aglomerados urbanos, qual é a importância da manutenção da avifauna nestes espaços, principalmente como agente precursor da manutenção e reestruturação de áreas menos preservadas - podemos até mesmo traçar um comparativo entre parques mais ou menos heterogêneos, bem como com diferentes índices de conservação - uma vez que atuam como dispersores de sementes e como polinizadores (Cestari, 2006). Isto é fundamental, uma vez que os aspectos aqui estudados estão relacionados aos possíveis efeitos colaterais associados aos processos de fragmentação e homogeneização da paisagem que influenciam na incidência de avifauna. É válido ressaltar, que um dos parâmetro relativo aos resultados, podem pressupor a importância das áreas maiores como fundamentais para aves de hábito interior, diferentemente dos fragmentos menores ou isolados, onde a heterogeneidade

vegetativa se torna um critério de maior peso (McIntyre, 1995), bem como da densidade de cobertura.

## 6. CONCLUSÃO

Vista a importância das aves como indicadoras de saúde ambiental, ao analisar a relação entre a riqueza de espécies de aves, a diversidade nos tipos de vegetação presentes nos parques e unidades de conservação do município de São Paulo, bem como suas respectivas áreas e cobertura vegetal, os resultados deste trabalho mostraram que os parques e unidades de conservação com maior diversidade de vegetação possuem, concomitantemente, maior riqueza de aves. No entanto, embora a relação espécie de área tenha sido corroborada neste estudo, sua influência diminui à medida que cobertura vegetal aumenta, pois esta segunda passa a exercer sua influência sobre o aumento da riqueza revelando que não apenas o tamanho da área, mas também a diversidade de habitats proporcionados por maior densidade de vegetação aumentam a quantidade de espécies nestas áreas, o que nos indica a existência em maior quantidade e qualidade de nichos ecológicos, possibilitando que aves de espécies distintas, tanto por preferências quanto por menor competição, possam se desenvolver e co-habitar em uma mesma área verde.

Este trabalho visou, portanto, subsidiar a proposição de projetos de novos parques, criação de novas áreas verdes para disposição de recursos ecossistêmicos em áreas urbanas, e a efetiva proposição, com base em análises técnicas e metodologias da ecologia de paisagem, políticas públicas para a recuperação e manutenção de áreas degradadas. Sendo assim, os dados obtidos no presente estudo, ressalta a importância da manutenção de espaços heterogêneos vegetativamente, a fim de assegurar a diversidade de aves, bem como conservar áreas maiores e com maior densidade de cobertura vegetal para a manutenção das aves, e conseqüentemente, das espécies nativas presentes no município, revelando que ambas as estratégias são aceitas tendo em vista o objetivo das áreas nas ações de conservação, as necessidades do ecossistema e na manutenção da própria população. Vale ressaltar que a metodologia deste trabalho pode ser utilizada para o desenvolvimento de modelos mais robustos, bem como os dados para análises mais detalhadas, que tenham por objetivo analisar características específicas da avifauna urbana, como hábito, forrageamento, além de estudos buscam estabelecer quais as principais relações interespecíficas entre as aves e as espécies vegetais de modo a pensar em modelos estratégicos de reflorestamento urbano.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ÁLVAREZ, Pedro. **Influencia de la cobertura vegetal de parques urbanos de Cuenca sobre la comunidad de aves de Cuenca**. Tese (Maestría en Gestión Ambiental, Versión III) - Universidad del Azuay. Cuenca, 2017.
- AMARAL, Lúcio de P. *et al.* **Influência da floresta alterada na distribuição espacial de três espécies da Floresta Ombrófila Mista avaliada pela geoestatística**. Revista Árvore, v.37, n.3, p. 491-501, Viçosa, 2013.
- AMARAL, Lúcio de P. *et al.* **Variabilidade espacial do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener em Floresta Ombrófila Mista**. Scientia Forestalis, Piracicaba, v. 42, n. 97, mar. 2013.
- AMARAL, Karina F. **Composição e abundância de corujas em Floresta Atlântica e sua relação com variáveis de habitat**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.
- ARONSON, Myla F. *et al.* **A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers**. Proceedings of the Royal Society B, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>> Acesso em: 13 de maio de 2024.
- AUBRECHTOVÁ, Eliška; BYDŽOVSKÁ, Tereza; HORAK, Jakub. **Blue-green infrastructure and biodiversity: Urbanization and forestation have an important influence on bird diversity in water habitats**. Urban Forestry e Urban Greening, v. 91, jan. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128151>>
- BAESSE, Camila Q. **Aves como biomonitoras da qualidade ambiental em fragmentos florestais do Cerrado**. 2015. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais). Universidade Federal de Uberlândia, 2015.
- BENINDE, Joscha; VEITH, Michael; HOCHKIRCH, Axel. **Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation**. Ecology Letters, 2015. doi: 0.1111/ele.12427
- BERGET, Carolina. **Efecto del tamaño y de la cobertura vegetal de parques urbanos en la riqueza y diversidad de la avifauna de Bogotá, Colombia**. Gestión & ambiente, v. 9, p.45-60, 2006.
- BERNAT-PONCE, Edgar; GIL-DELGADO, José. A; LÓPEZ-IBORRA, Germán. M. **Efectos de las características de las ciudades occidentales contemporáneas sobre la avifauna urbana: Ecosistema**. Ecología Urbana: Una disciplina en auge, v. 31, n.1, jun. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.7818/ECOS.2158>>
- BOLKER, Benjamim. M. **Ecological models and data in R**. Ecological Models and Data in R. Princeton University Press, jul. 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Lei nº 9.985, de 18 de jul. 2000.

BROEKER, Hailey. **Habitat Heterogeneity, Morphospecies Richness, and Niche Exploitation in the Human Skin Microbiome**. Lake Forest College, Department of Biology. Illinois, 2018. Disponível em: <<https://www.lakeforest.edu/news/habitat-heterogeneity-morphospecies-richness-and-niche-exploitation-in-the-human-skin-microbiome>> Acesso em: 14 de maio de 2024.

BROWN, C. *et al.* **Multispecies coexistence of trees in tropical forests: spatial signals of topographic niche differentiation increase with environmental heterogeneity**. Proceedings of the Royal Society B, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.0502>> Acesso em: 15 de maio de 2024.

BRUN, Flávia G. K. *et al.* **O emprego da arborização na manutenção da biodiversidade de fauna em áreas urbanas**. Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana, v. 2, n.1. 2007.

CARDOSO, Josiane T. **A Mata Atlântica e sua conservação**. Encontros Teológicos. Florianópolis, v.31, n.3, p. 441-458, set./dez. 2016.

CARVALHO, Amanda E. **A teoria neutra da biodiversidade explica o padrão de abundância relativa dos invertebrados sésseis no costão rochoso?** Curso de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade de São Paulo, 2011. Disponível em: <[https://ecologia.ib.usp.br/curso/2011/pdf/amanda\\_carvalho.pdf](https://ecologia.ib.usp.br/curso/2011/pdf/amanda_carvalho.pdf)>

CASAS, Grasiela. **A influência da heterogeneidade de habitats em assembléias de aves de remanescentes de Mata Atlântica: parâmetros estruturais, atributos funcionais e padrões de organização**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, mar. 2011.

CESTARI, César. **Importância de terrenos com vegetação nativa em áreas urbanizadas no litoral sul de São Paulo**. Atualidades Ornitológicas, n.133, set, 2006.

CINTRA, Danielle P. **Classificação de estágios sucessionais florestais por meio de imagens de alta resolução (IKONOS) no Parque Estadual da Pedra Branca, RJ**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, ago. 2007.

COELHO NETO, Elias D. **Relações espécie-área em comunidades neutras e não neutras**. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Estatística e Informática, Recife, 2012.

CHIRON, François. *et al.* **How do urban green space designs shape avian communities? Testing the area-heterogeneity trade-off**. Landscape and Urban Planning, v. 242, fev. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104954>>

CONNOR, Edward. F; MCCOY, Earl. D. **Species-Area Relationships**. Encyclopedia of Biodiversity, p.397-411, 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00252-2>>

COSTANZA, Robert *et al.* **The value of the world's ecosystem services and natural capital.** *Nature*, v.387, 15 mai. 1997.

COUTINHO, Leopoldo M. **O conceito de bioma.** *Associação Brasileira de Botânica*, 20(1): p. 13-23, 2006.

CREPALDI, Marcelo T. *et al.* **Levantamento da Diversidade de Aves em Áreas Urbanas na Cidade de Maringá – PR.** *Geografia (Londrina)* v. 27. n. 2. p. 113 – 130, ago, 2018.

CULBERT, Patrick D. *et al.* **The Influence of Vertical and Horizontal Habitat Structure on Nationwide Patterns of Avian Biodiversity.** USDA Forest Service, UNL Faculty Publications, 2013.

DE ALMEIDA, Ana Claudia; CÂNDIDO JÚNIOR, José Flávio. **A importância de parques urbanos para a conservação de aves.** *Arq. Ciênc. Vet. Zool. UNIPAR, Umuarama*, v. 20, n. 4, p. 189-199, out./dez. 2017.

DE ALMEIDA, Danilo S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica.** 3. ed. rev. e ampl. Ilhéus: Editus, 2016.

EMPLASA, Região Metropolitana de São Paulo. **Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado.** 2021. Disponível em: <[https://www.pdui.sp.gov.br/rmsp/?page\\_id=56](https://www.pdui.sp.gov.br/rmsp/?page_id=56)> Acesso em: 01 de jun. de 2021.

FUNDAÇÃO SEADE. **Painel SEADE.** 2021. Disponível em: <<https://painel.seade.gov.br/populacao-2020-msp/>> Acesso em: 01 de jun. de 2021.

GAINSBURY, Alison M; SANTOS, Eduardo G., Wiederhecker, Helga. **Does urbanization impact terrestrial vertebrate ectotherms across a biodiversity hotspot?** *Science of The Total Environment*, v. 835, 20 ago. 2022.

GRINNELL, Joseph. **The Niche-Relationships of the California Thrasher.** *The Auk*, Vol. 34, No. 4, p. 427-433, oct. 1917.

GAUDERETO, Guilherme L. *et al.* **Avaliação de serviços ecossistêmicos na gestão de áreas verdes urbanas: promovendo cidades saudáveis e sustentáveis.** *Ambiente & Sociedade*. São Paulo, v. 21, 2018.

GOMES, Aldair S; DANTAS NETO, José; SILVA, Viviane. F. **Serviços ecossistêmicos: conceitos e classificação.** *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.9, n.4, p.12-23, 2018. Disponível em: <<http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.004.0002>>

HANSKI, Ilkka. *et al.* **Species–fragmented area relationship.** *PNAS*, Vol. 110, n. 31, jul. 2013. Disponível em: <<http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1311491110>> Acesso em: 15 de maio de 2024.

HUANG, Qiongyu. *et al.* **The Influence of Vegetation Height Heterogeneity on Forest and Woodland Bird Species Richness across the United States.** *Plos One*, Vol. 9, ed. 8, ago, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103236>> Acesso em: 14 de maio de 2014.

HUANG, Yue. *et al.* **The Effects of Habitat Area, Vegetation Structure and Insect Richness on Breeding Bird Populations in Beijing Urban Parks.** *Urban Forestry e Urban Greening*, ed. 4, v. 14, p. 1027-1039, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.09.010>>

HUTCHINSON, George E. **Concluding Remarks.** *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, Vol. 22, p. 415-427, 1957.

JATOBÁ, Sérgio U. S. **Urbanização, meio ambiente e vulnerabilidade social.** Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea). *Boletim Regional, Urbano e Ambiental - Artigos*, 2011.

KADMON, Ronen; ALLOUCHE, Omri. **Integrating the Effects of Area, Isolation, and Habitat Heterogeneity on Species Diversity: A Unification of Island Biogeography and Niche Theory.** *The American Naturalist*, v. 170, n. 3, p. 443-454, 3 set. 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1086/519853>>

KITAHARA, Masahiko; FUJII, Koichi. **Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance: An analysis based on the concept of generalist vs. Specialist strategies.** *Researches on Population Ecology*, ed. 2, v. 36, p. 187-199, dez. 1994. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/BF02514935>>

KNOPP, Bruna de C. **Padrões e processos na relação espécie-área de aves em campos no Rio Grande do Sul, Brasil.** Universidade Federal de Pelotas. Instituto de Biologia. Pelotas, 2015.

LESSI, Bruno F. *at al.* **Bird richness and Ecosystems Services across an urban to natural gradient in south-eastern Brazil: implications for landscape planning and future scenarios.** *One Ecosystem*, 30 jan. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.3897/oneeco.9.e114955>>

LEVEAU, Lucas M. **Big cities with small green areas hold a lower species richness and proportion of migrant birds: A global analysis.** *Urban Forestry & Urban Greening*. Vol. 57, jan, 2021.

LI, Guangdong. *et al.* **Global impacts of future urban expansion on terrestrial vertebrate diversity.** *Nature Communications*, 13, 23 mar. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41467-022-29324-2>>

LIMA, Valéria; AMORIM, Margarete C. da C. T. **A importância das áreas verdes para a qualidade ambiental das cidades.** *Revista Formação*, n.13, p. 139 - 165. 2011.

LIMA, Gabriela. N. D; RUEDA, Víctor. O. M. **The urban growth of the metropolitan area of Sao Paulo and its impact on the climate.** *Weather and Climate Extremes*, 2018, v. 21, p. 17-26. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wace.2018.05.002>>

LINDENMAYER, David. *et al.* **Habitat amount versus connectivity: An empirical study of bird responses.** *Biological Conservation*, Vol. 241, jan. 2020.

LOMOLINO, Mark V. **The species-area relationship: new challenges for an old pattern.** Progress in Physical Geography 25,1 pp. 1–21, 2001.

MACARTHUR, Robert H; WILSON, Edward O. **Area and Number of Species.** The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, 1967.

MACIEL, Tatiane T; BARBOSA, Bruno C. **Áreas verdes urbanas: história, conceitos e importância ecológica.** CES REVISTA, Juiz de Fora, v. 29, n. 1. p. 30-42, jan./jul. 2015.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Environmental Degradation and Human Well-Being: Report of the Millennium Ecosystem Assessment.** Population and Development Review, v. 31, p. 389-398, jul. 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1728-4457.2005.00073.x>>

MCINTYRE, Nancy E. **Effects of forest patch size on avian diversity.** Landscape Ecology vol.10, no. 2, p. 85-99, 1995.

MCKINNEY, Michael L; LOCKWOOD, Julie L. **Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction.** Trends in Ecology and Evolution v. 14, p. 450-453, 1 nov. 1999. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)>

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros.** Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA, 2010.

MORELLI, Federico. *et al.* **Taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary uniqueness in bird communities of Beijing's urban parks: effects of land use and vegetation structure.** Urban Forestry and Urban Greening, v. 23, p. 84–92, abr. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.009>>

MULLER-DOMBOIS, Dieter. **ISLAND BIOGEOGRAPHY.** Encyclopedia of Biodiversity, Vol. 3, 2001.

ONU-HABITAT. Relatório Anual, Brasil 2022 [Internet]. Organização das Nações Unidas [Acesso em: 3 mai 2024]. Disponível em: <<https://relatorio-anual-2022.netlify.app/>>

OLDEN, Julian D. *at al.* **Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization.** TRENDS in Ecology and Evolution, v. 19 No. , n. 1, jan 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>>

OPDEM, Paul *et al.* **Population responses to landscape fragmentation.** Landscape Ecology of a Stressed Environment. Londres, 1993. Disponível em: <[https://doi.org/10.1007/978-94-011-2318-1\\_7](https://doi.org/10.1007/978-94-011-2318-1_7)>

OPPLIGER, Emilia Alibio *et al.* **A Estrutura de Áreas Verdes Urbanas Como Indicador de Qualidade Ambiental e Sua Importância para a Diversidade de Aves na Cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.** Paisagem. Ambiente: Ensaios, v. 30, n. 44. São Paulo, 2019.

OPPLIGER, Emilia Alibio *et al.* **Estudo da avifauna de três áreas verdes urbanas com diferentes características de paisagem e potencial turístico em Campo Grande, Mato Grosso do Sul.** *Atualidades ornitológicas* [online], v. 192, p. 33-40, 2016.

SACCO, Anne G. *et al.* **Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil.** *Iheringia, Série Zoologia*. Porto Alegre: 30 set. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1678-476620151053276287>>

SANTOS, Marcelo F. B; CADEMARTORI, Cristina V. **Estudo comparativo da avifauna em áreas verdes urbanas da região metropolitana de Porto Alegre, sul do Brasil.** *Revista Biomas*, 23(1), mar, 2010.

SÃO PAULO (cidade). Lei nº 16.402, de 22 de março de 2016. Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no Município de São Paulo, de acordo com a Lei nº 16.050, de 31 de julho de 2014 – Plano Diretor Estratégico (PDE).

SÃO PAULO (cidade), Secretaria Municipal de Urbanismo e Licenciamento (SMUL). **Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo - Lei nº 16.050, de 31 de julho de 2014.** Disponível em: <<https://gestaourbana.prefeitura.sp.gov.br/marco-regulatorio/plano-diretor/arquivos/>> Acesso em: 31 de maio de 2021.

SÃO PAULO (cidade), Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (SVMA). **Inventário da Fauna Silvestre do Município de São Paulo.** Disponível em: <[https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio\\_ambiente/publicacoes\\_svma/index.php?p=318868](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/publicacoes_svma/index.php?p=318868)> Acesso em: 05 de outubro de 2022.

SÃO PAULO (cidade), Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (SVMA). **Mapeamento Digital da Cobertura Vegetal do Município de São Paulo. Relatório Final** Disponível em: <[https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio\\_ambiente/RelCobVeg2020\\_vFINAL\\_compressed\(1\).pdf](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/RelCobVeg2020_vFINAL_compressed(1).pdf)> . Acesso em: 30 maio de 2021.

SÃO PAULO (cidade), Secretaria do Verde e do Meio Ambiente (SVMA). **Plano Municipal de Áreas Protegidas, Áreas Verdes e Espaços Livres (PLANPAVEL).** Prefeitura de São Paulo. São Paulo, 2022.

SÃO PAULO (cidade), Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (SVMA). **Inventário da Fauna Silvestre no Município de São Paulo - 2018.** Disponível em: <[https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PUB\\_FAUNA\\_DIGITAL\\_2018%20download2.pdf](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PUB_FAUNA_DIGITAL_2018%20download2.pdf)> Acesso em: 31 de maio de 2021.

SÃO PAULO (cidade), Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SVMA) e Secretaria Municipal do Planejamento Urbano. **“Atlas ambiental do município de São Paulo” - fase i: diagnóstico e bases para a definição de políticas públicas para as áreas verdes no município de São Paulo. Relatório Final.** jul. 2002. Disponível em: <<http://www.santoandre.sp.gov.br/pesquisa/ebooks/378749.pdf>>. Acesso em: 31 de maio de 2021.

SCARANO, Fabio. R; CEOTTO, Paula. **Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change.** *Biodivers Conserv* 24, 2319-2331, 2 set. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>>

SHUTZ, Claudia; SCHULZE, Christian H. **Functional diversity of urban bird communities: effects of landscape composition, green space area and vegetation cover.** *Ecology and Evolution*. Vol. 5, ed. 22, p. 5230-5239, nov. 2015.

SAKATA, Francine G; GONÇALVES, Fabio M. **UM NOVO CONCEITO PARA PARQUE URBANO NO BRASIL DO SÉCULO XXI.** *Paisagem. Ambiente: Ensaio*, v. 30, n. 43, São Paulo, 2019.

SILVA, Laira C; LIMA, João D. **O Geoprocessamento como importante ferramenta no planejamento de Áreas Verdes Urbanas.** XVII ENANPUR, São Paulo, 2017.

PRADO, Rachel B *et al.* **Serviços ambientais no bioma Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro: abordagem metodológica e desafios.** *Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica*. Embrapa, Brasília, 2015.

TEWS, J. *et al.* **Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures.** *Journal of Biogeography*, Vol. 31, ed. 1, p. 79-92, 2004.

THOMPSON, Rebecca; TAMAYO, Mariana; SIGURDSSON, Snorri. **Urban bird diversity: does abundance and richness vary unexpectedly with green space attributes?** *Journal of Urban Ecology*, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1093/jue/juac017>> Acesso em: 13 de maio de 2024.

TILGHMAN, Nancy G. **Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance.** *Landscape and Urban Planning*, v. 14, p. 481-495, 1987. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0169-2046\(87\)90061-2](https://doi.org/10.1016/0169-2046(87)90061-2)>

VANABLES, William. N; Ripley, Brian. D. **Modern Applied Statistics with S.** Springer. ed. 4. New York: 2002. Disponível em: <[https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2\\_6](https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2_6)>

VANCINE, Maurício H. *et al.* **The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation.** *Biological Conservation*, Vol. 291, mar. 2024.

YANG, Xueru. *et al.* **The influence of urban park characteristics on bird diversity in Nanjing, China.** *Avian Research*, 18 nov, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s40657-020-00234-5>>

**ANEXO A - Scripts das análises estatísticas**

```
# selecao de modelos

modfull <- glm(riqueza ~ areapa_scale*cob_scale + shannon,
              data = tab_mod, family = poisson)

MASS::stepAIC(modfull, direction = c('both', 'backward', 'forward'),
              trace = TRUE)

mod0 <- glm(riqueza ~ 1,
            data = tab_mod, family = poisson)

mod1 <- glm(riqueza ~ areapa_scale + shannon,
            data = tab_mod, family = poisson)

mod2 <- glm(riqueza ~ areapa_scale + cob_scale, |
            data = tab_mod, family = poisson)

mod3 <- glm(riqueza ~ shannon + cob_scale,
            data = tab_mod, family = poisson)

mod4 <- glm(riqueza ~ areapa_scale,
            data = tab_mod, family = poisson)

mod5 <- glm(riqueza ~ shannon,
            data = tab_mod, family = poisson)

mod6 <- glm(riqueza ~ cob_scale,
            data = tab_mod, family = poisson)

bbmle::AICctab(mod0, mod1, mod2, mod3, mod4, mod5, mod6, modfull,
              base = TRUE)
```

```

#Fit the model
modfull2 <- glm(riqueza ~ area_pq_km2*cob_vegetacao + shannon,
               data = dados, family = poisson)
plot(modfull2)

summary(modfull2)

head(dados)

#### Plot ####

# Gerar uma sequência de valores para shannon para prever ao longo da faixa de dados
shannon_seq <- seq(min(tabela_analise_0$shannon), max(tabela_analise_0$shannon), length.out = 100)

# Criar um novo dataframe para prever
novos_dados <- expand.grid(shannon = shannon_seq,
                          area_pq_km2 = mean(tabela_analise_0$area_pq_km2),
                          cob_vegetacao = mean(tabela_analise_0$cob_vegetacao))

# Fazer predições
pred <- predict(modfull2, newdata = novos_dados, type = "link", se.fit = TRUE)
fit <- pred$fit
se.fit <- pred$se.fit

# Calcular os limites do intervalo de confiança
novos_dados$pred <- exp(fit)
novos_dados$lower <- exp(fit - 1.96 * se.fit)
novos_dados$upper <- exp(fit + 1.96 * se.fit)

# Criar o gráfico
x11()
ggplot() +
  geom_point(data = tabela_analise_0, aes(x = shannon, y = riqueza), color = "black", alpha = 0.6) +
  geom_line(data = novos_dados, aes(x = shannon, y = pred), color = "red") +
  geom_ribbon(data = novos_dados, aes(x = shannon, ymin = lower, ymax = upper), fill = "red", alpha = 0.3) +
  labs(title = "", x = "Diversidade de coberturas vegetais (Shannon)", y = "Riqueza") +
  theme_bw()

# Get intervals of cob_vegetacao
#(cob_vegetacao <- dados %>%
#  dplyr::filter(complete.cases(.)) %>%
#  pull(cob_vegetacao) %>%
#  quantile(probs = c(.05, .25, .5, .75, .95)) %>%
#  round(2))

cob_vegetacao <- c(50,60,70,80,90,100)

# Make a data.frame containing cob_vegetacao, area_pq_km2, and mean of the other predictors
predbuil <- expand.grid(shannon = pred$shannon,
                      area_pq_km2 = area_pq_km2,
                      cob_vegetacao = cob_vegetacao)

# Function to predict for bootstrapping
predict_function_buil <- function(data, indices) {
  d <- data[indices, ] # allows boot to select sample
  mod <- glm(riqueza ~ area_pq_km2*cob_vegetacao + shannon,
            data = d, family = poisson)
  predict(mod, newdata = predbuil, type = "link")
}

# Perform bootstrapping
set.seed(123) # For reproducibility
boot_results_buil <- boot(data = dados, statistic = predict_function_buil, R = 1000)

# Calculate confidence intervals
predictions_buil <- predict(modfull2, newdata = predbuil, type = "link", se.fit = TRUE)
pred_values_buil <- predictions_buil$fit
pred_se_buil <- predictions_buil$se.fit

# 95% Confidence intervals
ci_lower_buil <- pred_values_buil - 1.96 * pred_se_buil
ci_upper_buil <- pred_values_buil + 1.96 * pred_se_buil

# Combine results
predbuil$fit <- pred_values_buil
predbuil$ci_lower <- ci_lower_buil
predbuil$ci_upper <- ci_upper_buil

```

```

# View predictions with confidence intervals
print(predbuil)

# Plotting using visreg
vregbuil <- visreg(modfull12, xvar = "area_pq_km2", by = "cob_vegetacao", breaks = cob_vegetacao)

GBuil <- vregbuil$res %>%
  ggplot() +
  geom_point(aes(x = area_pq_km2, y = visregRes, color = as.factor(cob_vegetacao)),
             alpha = 1) +
  geom_ribbon(aes(x = area_pq_km2, ymin = ci_lower, ymax = ci_upper, fill = as.factor(cob_vegetacao)),
            data = predbuil, # Use combined data with intervals
            alpha = .2) +
  geom_path(aes(x = area_pq_km2, y = fit, color = as.factor(cob_vegetacao)),
           data = predbuil, linewidth = 1) + # Use combined data with intervals
  scale_fill_viridis_d("Cobertura vegetal (%)") + scale_color_viridis_d("Cobertura vegetal (%)") +
  labs(y = "Riqueza de aves (log)",
       x = "Área do parque (km²)") +
  coord_cartesian(ylim = range(vregbuil$res$visregRes)) +
  theme_classic() +

x11(width = 20, height = 15)
GBuil

```

**ANEXO B - Parques e Unidades de Conservação utilizados no estudo**

1	Aclimação	26	Cordeiro - Martin Luther King
2	Águas	27	Córrego Água Vermelha
3	Alfredo Volpi	28	Córrego Do Bananal-Canivete
4	Alto Da Boa Vista	29	Córrego Rapadura
5	Altos Da Baronesa	30	Ermelino Matarazzo - Dom Paulo Evaristo Arns
6	Aricanduva - Viaduto Badra	31	Eucaliptos
7	Augusta - Prefeito Bruno Covas	32	Feitiço Da Vila
8	Barragem De Guarapiranga	33	Guabirobeira Mombaca
9	Benemerito Jose Bras	34	Guanhembu - Benedicta Ramos Caruso
10	Buenos Aires	35	Guarapiranga
11	Burle Marx	36	Guaratiba
12	Campo Cerrado - Dr. Alfred Usteri	37	Ibirapuera
13	Cantinho Do Céu	38	Independência
14	Carmo - Olavo Egydio Setubal	39	Ipiranguinha
15	Castelo	40	Jacinto Alberto
16	Central Do Itaim Paulista	41	Jardim Da Conquista
17	Centro Educativo, Recreativo E Esportivo Do Trabalhador - Ceret	42	Jardim Da Luz
18	Chácara Das Flores	43	Jardim Felicidade
19	Chácara Do Jockey	44	Jardim Herculano
20	Chico Mendes	45	Jardim Prainha
21	Chuisco - Paulo Nogueira Neto	46	Jardim Sapopemba - Maria De Fatima Diniz Carrera
22	Cidade De Toronto	47	Juliana De Carvalho Torres - Cohab Raposo Tavares
23	Ciência	48	Lajeado - Izaura Pereira De Souza Franzolin
24	Colina De São Francisco	49	Leopoldina - Orlando Villas-Boas
25	Consciência Negra	50	Lina E Paulo Raia

51	Lions Clube Tucuruvi	76	Santa Amélia
52	Luiz Carlos Prestes	77	Santo Dias
53	M'boi Mirim	78	São Domingos
54	Mongaguá - Francisco Menegolo	79	São José
55	Morumbi	80	Sapopemba
56	Nabuco	81	Sena
57	Nair Bello	82	Senhor Do Vale
58	Nascentes Do Ribeirão Colônia	83	Severo Gomes
59	Nove De Julho	84	Shangrilá
60	Paraisópolis	85	Tenente Brigadeiro Roberto Faria Lima
61	Pinheirinho D'água	86	Tenente Siqueira Campos - Trianon
62	Piqueri	87	Tiquatira - Engenheiro Werner Eugênio Zulauf
63	Povo - Mário Pimenta Camargo	88	Trote
64	Praia De São Paulo - Praia Do Sol	89	Vila Do Rodeio
65	Prefeito Mario Covas	90	Vila Dos Remédios
66	Previdência	91	Vila Guilherme
67	Professora Lydia Natalizio Diogo	92	Vila Silvia - Izaias Wingter
68	Quississana	93	Anhanguera
69	Raposo Tavares	94	PNM Bororé
70	Raul Seixas	95	PNM Fazenda Do Carmo
71	Ribeirão Caulim - São Rafael	96	PNM Itaim
72	Ribeirão Cocaia - Chácara Tanay	97	PNM Jaceguava
73	Ribeirão Oratório	98	RPPN Mutinga
74	Rio Verde	99	RPPN Sítio Curucutu
75	Rodrigo De Gasperi	100	PNM Varginha