

Renata Esteves Ribeiro

Avaliação da arborização do Eixo Rodoviário de Brasília para atuação como corredor ecológico urbano

Universidade de Brasília

Brasília/DF

2026

Renata Esteves Ribeiro

Avaliação da arborização do Eixo Rodoviário de Brasília para atuação como corredor ecológico urbano

Trabalho de Conclusão de Tese apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília. Área de concentração: Estrutura, dinâmica e conservação ambiental.

Orientação: Rodrigo Studart Corrêa

Brasília/DF

2026

Ficha catalográfica

FOLHA DE APROVAÇÃO

Renata Esteves Ribeiro

Avaliação da arborização do Eixo Rodoviário de Brasília para atuação como corredor ecológico urbano

Trabalho de Conclusão de Tese apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Doutora em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília. Área de concentração: Estrutura, dinâmica e conservação ambiental. Brasília, 09 de fevereiro de 2026.

Orientador(a)

Dr. Rodrigo Studart Corrêa

Universidade de Brasília - PPGCA/FUP/UnB

Examinador(a)

Dra. Juscelina Arcanjo dos Santos

Universidade de Brasília - PPGEFL/UnB

Examinador(a)

Dra. Bárbara de Oliveira Bomfim

Fundo Mundial pela Natureza – WWF Brasil

Examinador(a)

Dr. Alexander Paulo do Carmo Balduino

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA

Suplente(a)

Dr. Renato Caparroz

Universidade de Brasília - PPGCA/FUP/UnB

Ao meu filho, Heitor, pela renovação do significado
de viver que sua chegada trouxe.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, Rodrigo Studart Corrêa, por toda a paciência, toda compreensão, todo suporte e todas as oportunidades. Gostaria que todos aqueles que se aventuram na academia tivessem alguém para os guiar como você o fez, especialmente nos momentos mais difíceis.

Aos meus colegas de serviço, Darlan Quinta de Brito e, especialmente, Carla Albuquerque de Sousa, por todo o suporte, todos os cafés e todas as conversas compartilhadas. Esta jornada foi possível graças ao apoio de vocês.

À minha terapeuta, Lyvia Carneiro, por todos os diálogos que tivemos nos últimos anos. Somente você e Deus sabem quantas vezes pensei em desistir. Sua escuta foi essencial para me manter firme, semana a semana, no meu objetivo final.

Ao pai do meu filho, Leandro, por ser o pai que nosso filho precisou neste momento de ausência minha.

Aos meus pais, Maria Nicolina e Rubens, por absolutamente tudo o que sempre fizeram por mim. Sem vocês, não conseguiria trilhar este caminho e chegar até aqui. A vida foi muito mais gentil com o apoio de vocês.

Finalmente, obrigada a Deus, por manter todas essas pessoas ao meu lado ao longo nesta jornada. Foram anos intensos e incertos para todos, e poder compartilhar com cada um este momento de encerramento de um ciclo amplia minha crença na existência de algo maior.

"De uma parte, técnica rodoviária; de outra
técnica paisagística de parques e jardins."
Lucio Costa, 1957.

RESUMO

O estudo avalia a arborização do Eixo Rodoviário de Brasília (ERB), conhecido como Eixão, com o objetivo de compreender sua composição florística, estrutura e potencial para funcionar como corredor ecológico urbano, conectando fragmentos de vegetação e promovendo a biodiversidade típica do Cerrado. Foram inventariados 49 dos 64 canteiros ao longo dos 13,8 km do Eixão, identificando árvores e palmeiras com circunferência ≥ 5 cm a 1,3 m do solo. As espécies foram classificadas quanto à origem (Cerrado, Brasil, exótica), porte, padrão foliar, síndromes de polinização e dispersão. Foram aplicados índices ecológicos clássicos (Shannon-Wiener, Gini-Simpson, Pielou) e análises de diversidade beta (LCBD, SCBD). Paralelamente, foi realizado um levantamento detalhado da avifauna, utilizando o método de ponto fixo, com observações em 32 pontos distribuídos entre o Eixo Norte (ERN) e o Eixo Sul (ERS), em diferentes dias da semana para captar o efeito do ruído veicular. O Eixo Norte (ERN) apresentou maior riqueza de espécies nativas do Cerrado e maior diversidade funcional, enquanto o Eixo Sul (ERS) manteve mais espécies exóticas, refletindo diferentes fases históricas de plantio. O índice de Shannon-Wiener ($H' = 3,6$ nats) indica alta diversidade, comparável ou superior à de outras cidades brasileiras. Foram registradas 87 espécies de aves, com predominância de espécies onívoras e sinantrópicas. A riqueza e diversidade de aves correlacionaram-se positivamente com a abundância e diversidade de árvores nativas do Cerrado e negativamente com o ruído veicular, que reduz a diversidade de aves. O Eixo Rodoviário de Brasília constitui um corredor verde multifuncional, integrando valores ecológicos, culturais e urbanísticos. Sua arborização reflete a história da cidade e apresenta potencial para atuar como corredor ecológico urbano, promovendo a conectividade e a conservação da biodiversidade do Cerrado. O manejo futuro deve priorizar espécies nativas e estratégias de monitoramento para preservar a identidade e a funcionalidade ecológica do Eixão, conciliando desenvolvimento urbano e sustentabilidade ambiental.

Palavras-chave: Arborização urbana, Corredor ecológico, Cerrado, Diversidade de aves, Patrimônio paisagístico.

ABSTRACT

The study evaluates the tree cover along the Brasília Road Axis (ERB), known as Eixão, with the aim of understanding its floristic composition, structure, and potential to function as an urban ecological corridor, connecting vegetation fragments and promoting the typical biodiversity of the Cerrado. Forty-nine out of sixty-four median strips were surveyed along the 13.8 km of the Eixão, identifying trees and palms with a circumference ≥ 5 cm at 1.3 m above ground. Species were classified by origin (Cerrado, Brazil, exotic), size, leaf pattern, pollination and dispersal syndromes. Classic ecological indices (Shannon-Wiener, Gini-Simpson, Pielou) and beta diversity analyses (LCBD, SCBD) were applied. In parallel, a detailed bird survey was conducted using the fixed-point method, with observations at 32 points distributed between the North Axis (ERN) and South Axis (ERS), on different days of the week to capture the effect of vehicle noise. The North Axis (ERN) showed greater richness of native Cerrado species and higher functional diversity, while the South Axis (ERS) maintained more exotic species, reflecting different historical planting phases. The Shannon-Wiener index ($H' = 3.6$ nats) indicates high diversity, comparable to or greater than other Brazilian cities. Eighty-seven bird species were recorded, with a predominance of omnivorous and synanthropic species. Bird richness and diversity were positively correlated with the abundance and diversity of native Cerrado trees and negatively with vehicle noise, which reduces bird diversity. The Brasília Road Axis constitutes a multifunctional green corridor, integrating ecological, cultural, and urban values. Its tree cover reflects the city's history and shows potential to act as an urban ecological corridor, promoting connectivity and conservation of Cerrado biodiversity. Future management should prioritize native species and monitoring strategies to preserve the identity and ecological functionality of the Eixão, reconciling urban development and environmental sustainability.

Key words: Urban afforestation, Ecological corridor, Brazilian Savanna, Birds diversity, Landscape heritage.

LISTA DE FIGURAS

<p>Figura 1 - <i>Regent's Park</i>, Londres – Reino Unido (à esquerda) e <i>Central Park</i>, Nova York – EUA (à direita), exemplares de Jardins Naturalistas construídos no século XVIII. Fonte: https://www.royalparks.org.uk/; https://www.centralparknyc.org/.</p>	15
<p>Figura 2 - a) Jardim Botânico do Rio de Janeiro, criado em 1808 e único dos jardins antigos que permanece até os dias atuais; b) Jardim da Luz – SP, criado para servir como Horto Botânico da Capital Paulista; c) Passeio Público de Salvador – Ba. Fonte: https://www.gov.br/jbrj/; https://revistacasaejardim.globo.com/; https://www.bahiaterra.com/.</p>	16
<p>Figura 3 - A) Representação das Escalas Bucólica, Gregária, Residencial e Monumental de Brasília. B) Marco zero: cruzamento do Eixo Monumental com o Eixo Rodoviário de Brasília nos primórdios da construção da cidade. Fonte: adaptado de A) Botelho (2009); B) Foto de Mário Fontenelle/ArPDF in Costa (2009).</p>	19
<p>Figura 4 - A) imagem aérea do Plano Piloto de Brasília. B) Imagem aérea de parte do Eixo Rodoviário Sul (ERS). Fonte: adaptado de A) Google Earth; B) autores.</p>	20
<p>Figura 5: a) Cruzamento dos Eixos Monumental e Rodoviário de Brasília no início das obras de construção da nova capital; b) Marco Zero definido ainda no início das obras; c) Marco Zero redescoberto em 2024 durante restauração do Buraco do Tatu, passagem de 700 metros que liga os eixos rodoviários Norte e Sul, no centro do Plano Piloto. Fonte: Agência Brasília.</p>	34
<p>Figura 6: Canteiros ladeando as margens leste e oeste ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília. Fonte: autores.</p>	35
<p>Figura 7: a) Pontos amostrais (marcadores amarelos) ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília e b) curva de acumulação de espécies por randomização com mil permutações das amostras das espécies de aves identificadas no Eixo Rodoviário de Brasília. Fonte: adaptado de Guimarães, M. M.; Pena, J. C. C.; Corrêa, R. S. Aves do Eixo Rodoviário do Plano Piloto de Brasília. <i>Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais</i>, v. 11, n. 2, p. 333-349, 2020. Doi: 10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0031.</p>	42
<p>Figura 8: Vista parcial do Eixo Rodoviário Norte a) em um domingo b) e em uma quarta-feira. Fonte: autores.</p>	43
<p>Figura 9 - Espécies identificadas como mais importantes de acordo com o Índice de Valor de Importância (IVI) no Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).</p>	87
<p>Figura 10 - Espécies que mais contribuíram para diversidade beta (SCBD) no Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).</p>	88
<p>Figura 11 - Espécimes de a) <i>Mimus saturninus</i> (Sabiá-do-campo), b) <i>Furnarius rufus</i> (João-de-barro), c) <i>Athene cunicularia</i> (Coruja-buraqueira), d) <i>Rupornis magnirostris</i> (Gavião-carijó), e) <i>Theristicus caudatus</i> (Curicaca) e f) <i>Patagioenas picazuro</i> (Asa-branca) no Eixo Rodoviário de Brasília.</p>	111
<p>Figura 12 - Espécime de a) <i>Brotogeris chiriri</i> (Periquito-do-encontro-amarelo) consumindo a base da corola de uma flor de <i>Handroanthus serratifolius</i> (Ipê-amarelo-flor-de algodão) e b) <i>Colaptes melanochloros</i> (Pica-pau-verde-barrado) empoleirado sobre espécime de <i>Handroanthus impetiginosus</i> (Ipê-roxo), ambos no Eixo Rodoviário Sul.</p>	114

LISTA DE TABELAS

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34

Tabela 1 - Estatística descritiva para os dados de abundâncias das espécies identificadas: (mean) média da abundância para as espécies identificadas; (sd) desvio-padrão de cada espécie; (range) variação na abundância de cada espécie; (se) erro padrão de cada espécie.....	59
Tabela 2 - Valores relativos, em %, para a frequência (FR) densidade (DeR), dominância (DoR) e valor de importância (IVI) para a arborização do Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).	64
Tabela 3 - Valores relativos, em %, para a frequência (FR) densidade (DeR), dominância (DoR) e valor de importância (IVI) para a arborização do Eixo Rodoviário Sul (ERS).....	68
Tabela 4 - Valores relativos, em %, para a frequência (FR) densidade (DeR), dominância (DoR) e valor de importância (IVI) para a arborização do Eixo Rodoviário Norte.....	70
Tabela 5 - Valores de Riqueza (S), índice de Shannon-Wiener (H' base ln), índice de Gini-Simpson (1-D) e Equabilidade de Pielou (J) para a cada canteiro levantado do Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).	72
Tabela 6 - Valores de Riqueza (S), índice de Shannon-Wiener (H' , base ln), índice de Gini-Simpson (1-D) e Equabilidade de Pielou (J) para os Eixos Rodoviário Sul (ERS) e Eixo Rodoviário Norte (ERN).	75
Tabela 7 - Valores de Contribuição Local para a Beta Diversidade (LCBD) e seu nível de significância para cada canteiro levantado do Eixo Rodoviário Norte (ERN). ** - nível de significância à 5%.....	76
Tabela 8 - Contribuição de Espécies para a Beta Diversidade (SCBD) das espécies cujos valores foram acima da média para o Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).	77
Tabela 9 - Contribuição de Espécies para a Beta Diversidade (SCBD) das espécies cujos valores foram acima da média para o Eixo Rodoviário Sul (ERS).	78
Tabela 10 - Contribuição de Espécies para a Beta Diversidade (SCBD) das espécies cujos valores foram acima da média para o Eixo Rodoviário Norte (ERN).	79
Tabela 11 - Valores de Índice de Shannon-Wiener (H') encontrados em cidades brasileiras.	81
Tabela 12 - Índices ecológicos de dois canteiros no Eixo Rodoviário Sul (ERS) com mesma Riqueza (S) e respectivas espécies mais abundantes ($>n_i$), demonstrando o impacto do número de indivíduos das espécies que compõe cada canteiro no seu valor de equabilidade (J).	82
Tabela 13 - Espécies de aves observadas nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília. Abundância é número total de indivíduos e frequência é o número de pontos em que as espécies ocorreram.	99
Tabela 14 - Parâmetros medidos e calculados no Eixo Rodoviário de Brasília.	104
Tabela 15 - Regressões múltiplas entre os parâmetros medidos e calculados.....	109

LISTA DE QUADROS

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18

Quadro 1 - Diferentes conceitos relacionados a corredores ecológicos. Fonte: Peng et al. (2017).....	24
Quadro 2 - Espécies arbóreas e palmeiras encontradas nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília e alguns respectivos traços funcionais. Fonte: Carvalho, 2003; Carvalho, 2006; Carvalho, 2008; Carvalho, 2010; Carvalho, 2014; Silva Júnior, 2005; Silva Júnior, 2012; Silva Júnior; Lima, 2010; Silva Júnior; Pereira, 2009.	48
Quadro 3 - Espécies identificadas como mais importantes de acordo com os diferentes métodos utilizados (IVI – índice de Valor de Importância; SCBD – Contribuição de espécies para a Beta diversidade), em nível regional (ERB – Eixo Rodoviário de Brasília) e em nível local (ERS – Eixo Rodoviário Sul; ERN – Eixo Rodoviário Norte).....	86
Quadro 4 - Tipologias florestais urbanas mais frequentes nas cidades brasileiras e suas principais características, segundo Martini et al. (2017).....	89
Quadro 5 - Espécies arbóreas e palmeiras encontradas nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília e alguns respectivos traços funcionais. Fonte: Carvalho, 2003; Carvalho, 2006; Carvalho, 2008; Carvalho, 2010; Carvalho, 2014; Silva Júnior, 2005; Silva Júnior, 2012; Silva Júnior; Lima, 2010; Silva Júnior; Pereira, 2009.	93

LISTA DE GRÁFICOS

1		
2		
3	Gráfico 1: Curva de rarefação das espécies arbóreas e palmeiras amostradas nos canteiros do Eixo	
4	Rodoviário de Brasília. Barras indicam desvio padrão da média.....	46
5	Gráfico 2 - Análise de Componentes Principais dos traços funcionais das espécies de árvores e	
6	palmeiras encontradas no Eixo Rodoviário de Brasília. Legendas: [Origem: Br (flora brasileira), Ce	
7	(flora do bioma Cerrado), Ex (exótica à flora brasileira); Porte: Pp (Pequeno), Pm (Médio), Pg	
8	(Grande); Padrão foliar: Dc (decíduo), Pr (perene), sDc (semidecíduo); Polinização: P-An	
9	(anemofilia), P-Av (ornitofilia), P-Au (autogamia), P-Is (entomofilia), P-Mo (quiropterofilia), P-Zo	
10	(zoofilia); Dispersão: D-An (anemocoria), D-Au (autocoria), D-Av (ornitocoria), D-Ba (barocoria), D-	
11	Hd (hidrocoria), D-Mo (quiropterocoria), D-Zo (zoocoria)].....	48
12	Gráfico 3 - Curva de rarefação das espécies arbóreas e palmeiras amostradas nos canteiros do Eixo	
13	Rodoviário de Brasília. Barras indicam desvio padrão da média.....	59
14	Gráfico 4 - Distribuição da Frequência Relativa de ocorrência das espécies levantadas no Eixo	
15	Rodoviário de Brasília. 84 espécies acontecem em menos de cinco canteiros diferentes ao longo dos	
16	49 canteiros levantados no estudo.	63
17	Gráfico 5 - Correlação entre os descritores que compõe o índice de Valor de Importância (IVI) para o	
18	Eixo Rodoviário de Brasília: FR – Frequência relativa; DeR – Densidade Relativa; DoR – Dominância	
19	Relativa; *** - nível de significância à 1%.....	67
20	Gráfico 6 - Espécies do Eixo Rodoviário de Brasília (ERB) cujo Valor de Importância (IVI) foi maior	
21	que a média, em ordem decrescente. Cada IVI é composto pelas frações: DoR – Dominância Relativa;	
22	DeR – Densidade Relativa; e FR – Frequência relativa.	72
23	Gráfico 7 - Correlação entre os Índices de Diversidade para o Eixo Rodoviário de Brasília; *** - nível	
24	de significância à 1%.....	74
25	Gráfico 8 - Índices de diversidade alfa dos 49 canteiros levantados ao longo do Eixo Rodoviário de	
26	Brasília.	75
27	Gráfico 9 - Relação entre pressão sonora e a riqueza de aves na quarta-feira (ruído mais elevado) e no	
28	domingo (ruído menor).	105
29	Gráfico 10 - Relação entre pressão sonora e a abundância de aves na quarta-feira (ruído mais elevado)	
30	e no domingo (ruído menor).....	106
31	Gráfico 11 - Relação entre pressão sonora e a diversidade de aves na quarta-feira (ruído mais elevado)	
32	e no domingo (ruído menor).....	106
33	Gráfico 12 - Relação entre abundância de árvores de espécies do Cerrado e riqueza de aves nos Eixos	
34	Rodoviários Norte e Sul no domingo (menor ruído).....	107
35	Gráfico 13 - Relação entre abundância de árvores de espécies do Cerrado e diversidade de aves nos	
36	Eixos Rodoviários Norte e Sul no domingo (menor ruído).....	107
37	Gráfico 14 - Relação entre diversidade de árvores de espécies do Cerrado e diversidade de aves nos	
38	Eixos Rodoviários Norte e Sul no domingo (menor ruído).....	108
39	Gráfico 15 - Relação entre abundância total de árvores e diversidade de aves no Eixo Rodoviário Sul	
40	na quarta-feira (ruído mais elevado).	109
41		

SUMÁRIO

1		
2	CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO.....	14
3	1. Paisagismo e arborização urbana — panorama global	14
4	2. Paisagismo e arborização urbana — panorama brasileiro	15
5	3. Paisagismo e arborização urbana — panorama da Nova Capital	17
6	4. A arborização urbana no contexto ambiental.....	23
7	5. A arborização urbana e a avifauna.....	26
8	6. Brasília: cidade-parque no contexto ambiental.....	30
9	OBJETIVOS	32
10	CAPÍTULO 2: MATERIAIS E MÉTODOS	34
11	1. Área de estudo	34
12	2. Amostragem da vegetação arbórea e de palmeiras	35
13	3. Amostragem da avifauna	41
14	4. Medição da pressão sonora	44
15	5. Análise estatística	44
16	CAPÍTULO 3: COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DO EIXO RODOVIÁRIO DE BRASÍLIA.....	46
17	1. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
18	2. CONCLUSÃO	58
19	CAPÍTULO 4: FITOSSOCIOLOGIA DO EIXO RODOVIÁRIO DE BRASÍLIA	59
20	1. RESULTADOS	59
21	2. DISCUSSÃO	80
22	3. CONCLUSÃO	90
23	CAPÍTULO 5: RELAÇÃO ENTRE AVIFAUNA, PRESSÃO SONORA E ARBORIZAÇÃO NO	
24	EIXO RODOVIÁRIO DE BRASÍLIA	92
25	1. RESULTADOS	92
26	2. DISCUSSÃO	109
27	3. CONCLUSÃO	120
28	APÊNDICE 1: AVALIAÇÃO FLORÍSTICA DO EIXO RODOVIÁRIO DE BRASÍLIA: 65 ANOS	
29	DE ARBORIZAÇÃO BUCÓLICA NA NOVA CAPITAL DO BRASIL	143
30		

1 CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO

2 1. Paisagismo e arborização urbana — panorama global

3 Os primeiros jardins de que se têm registro remontam ao Egito Antigo, há 2000 a.C.
4 Eles eram caracterizados por linhas retas e geometria perfeita e ocupados por palmeiras,
5 sicômoros, figueiras, videiras, e plantas aquáticas, como lótus e papiro (Lima e Machado,
6 2003).

7 Sob forte influência do Egito, mas com características próprias impostas pelo relevo
8 local, os jardins gregos se aproximavam mais das formas naturais, evitando linhas simétricas.
9 Restritos, em sua maioria, a espaços fechados, esses jardins continham pêras, romãs, figos,
10 azeitonas, uvas e hortaliças (Lima e Machado, 2003).

11 A expansão mulçumana até a Península Ibérica, no século VIII, trouxe os jardins
12 islâmicos, caracterizados pela água, cor e perfumes, procurando reproduzir a ideia de Paraíso
13 descritas no Alcorão. Além da função ornamental, canais, fontes, repuxos e pequenos regatos
14 compunham um aparato hidráulico para irrigação e redução do calor (Lima e Machado, 2003;
15 Marín, 2022).

16 Os jardins romanos seguiram o estilo dos jardins gregos, sendo ornados, inclusive, com
17 monumentos e estátuas oriundos dos saques feitos à Grécia. As “Villas Romanas”,
18 caracterizadas pela conexão entre casa e jardim, tornam-se o principal advento do grande estilo
19 italiano (Lima e Machado, 2003).

20 A Idade Média e o predomínio do Cristianismo na Europa também transformaram os
21 jardins, que passaram a ficar restritos a pequenos espaços, dentro de mosteiros, onde eram
22 cultivados alimentos e algumas flores para ornamentação de altares (Lima e Machado, 2003).

23 O Renascimento na Itália, nos anos 1500, com sua renovação nos campos das artes,
24 ciências, literatura e filosofia, iniciou uma nova era de jardins e influenciou o estilo Barroco
25 francês (anos 1600), quando foram construídos os famosos jardins do Palácio de Versailles
26 (Lima e Machado, 2003).

27 Já na Inglaterra dos anos 1700, surgiram os jardins Naturalistas, inspirados na
28 concepção de jardim do Império Chinês, que imitava a natureza em traços e formas. Os ingleses
29 criaram os primeiros parques e jardins urbanos públicos, a exemplo do projeto para o *Regent's*

- 1 *Park* (1841), posteriormente seguidos por outros países, como o *Central Park* em Nova York
 2 (1858) (Figura 1) (Lima e Machado, 2003; Kang, 2017).



- 3 Figura 1 - *Regent's Park*, Londres – Reino Unido (à esquerda) e *Central Park*, Nova York – EUA (à direita),
 4 exemplares de Jardins Naturalistas construídos no século XVIII. Fonte: <https://www.royalparks.org.uk/>;
 5 <https://www.centralparknyc.org/>.

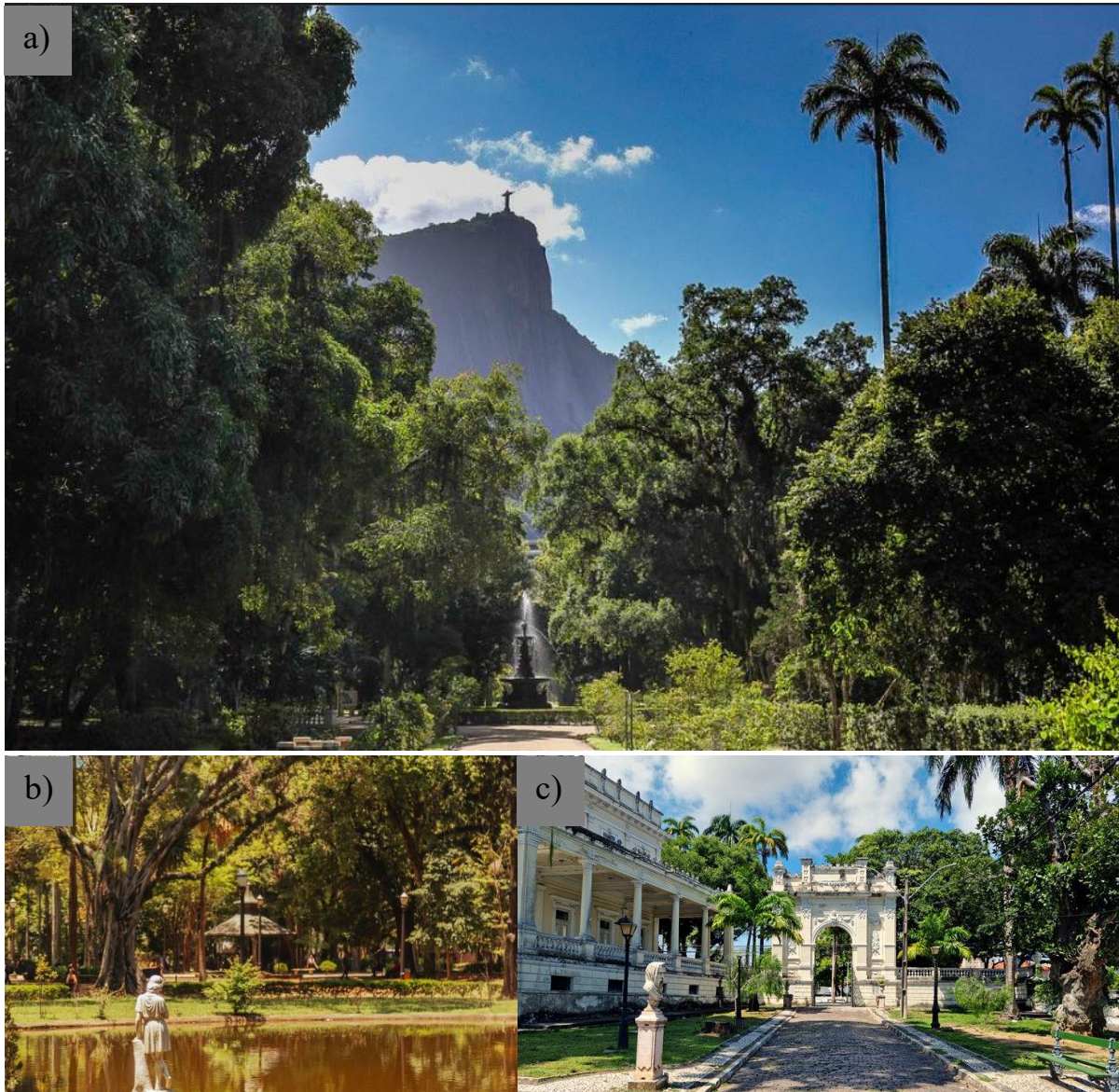
6 2. Paisagismo e arborização urbana — panorama brasileiro

7 No Brasil, o paisagismo urbano tem uma história rica e complexa, atravessando
 8 dimensões culturais, ecológicas e políticas. A arborização urbana brasileira frequentemente
 9 reflete um **patrimônio híbrido**, em que espécies exóticas trazidas desde a colonização
 10 dialogam com a cultura local, mas também levantam tensões sobre identidade biológica e
 11 conservação (Lima e Silva, 2022).

12 O primeiro registro de área intencionalmente implantada dentro do contexto urbano no
 13 Brasil foi a criação do primeiro Jardim Botânico da América, por volta de 1642, na cidade de
 14 Recife, por Maurício de Nassau (Segawa, 2010). Todavia, o Passeio Público do Rio de Janeiro
 15 é considerado o primeiro jardim urbano no Brasil, construído entre 1779 e 1783 sob a assinatura
 16 de Mestre Valentim, importante escultor, arquiteto e urbanista do Rio de Janeiro Colonial,
 17 representando uma geração de jardins públicos implantados ao longo do século XVIII (Segawa,
 18 2010; Aragão, 2014).

19 O interesse econômico de Portugal por recursos botânicos da colônia culminou na
 20 criação do Jardim Botânico de Belém (1796) e nas iniciativas para a construção de jardins
 21 botânicos também em Pernambuco, Bahia, Minas Gerais e São Paulo, que nunca chegaram a
 22 ser finalizados. Com a chegada da Corte Real ao Brasil, em 1808, criou-se o Jardim Botânico
 23 do Rio de Janeiro, único que permanece até os dias atuais. Sua destinação era fomentar espécies
 24 para produção de matéria-prima para produção de pólvora [*Albizia lebbbeck* (L.) Benth. (albizia),
 25 *Eucalyptus globulus* Labill. (eucalipto-azul), *Melia azedarach* L. (cinamomo) e *Adenanthera*
 26 *pavonina* L. (tento-carolina)], e mais tarde, para produção de especiarias [*Cinnamomum verum*

1 J. Presl. (canela-da-índia), *C. camphora* L. J. Presl. (canforeira), *Murraya paniculata* (L.) Jacq.
 2 (murta), *Gardenia jasminoides* J. Ellis (gardênia), *Aglaia odorata* Lour. LC. (Murta-do-
 3 campo), *Magnolia champaca* (L.) Baill. ex Pierre. (magnolia-amarela), *Osmanthus fragrans*
 4 (Thunb.) Lour. (flor-do-imperador)] (Lima e Machado, 2003; Segawa, 2010). Outros espaços,
 5 como o Jardim Botânico de Olinda e de Ouro Preto, desapareceram com os anos ou foram
 6 transformados, como o Jardim da Luz de São Paulo e Passeio Público de Salvador (Figura 2)
 7 (Segawa, 2010).



8 Figura 2 - a) Jardim Botânico do Rio de Janeiro, criado em 1808 e único dos jardins antigos que permanece até os
 9 dias atuais; b) Jardim da Luz – SP, criado para servir como Horto Botânico da Capital Paulista; c) Passeio Público
 10 de Salvador – Ba. Fonte: <https://www.gov.br/jbrj/>; <https://revistacasaejardim.globo.com/>;
 11 <https://www.bahiaterra.com/>.

12 O século XX foi marcado pelo reconhecimento da paisagem como fator de salubridade
 13 nos espaços urbanos e pela construção de diversas áreas verdes em cidades brasileiras, como

1 Belém e Belo Horizonte. Em São Paulo, Porto Alegre e Goiânia foram implantados os modelos
2 de cidades-jardim, cujos aspectos organizacionais foram elaborados por Ebeneser Howard no
3 final do século XIX, conciliando o ambiente campestre e o urbano, que resultaram em
4 “magníficos e aristocráticos bairros paulistanos” (Segawa, 2010, Correia, 2014).

5 Os anos 1930 foram marcados pelo pensamento moderno, que mudou os rumos da
6 produção artística para um foco com caráter nacional, democratizando-se e desprendendo-se
7 dos modelos estrangeiros. O arquiteto e urbanista Lúcio Costa afirmava que as cidades
8 deveriam estar voltadas para a coletividade, explorando potencialidades locais e solidificando
9 raízes brasileiras. No paisagismo, nomes como Azevedo Neto, Roberto Coelho Cardozo,
10 Fernando Chacel, Rosa Kliass e, destacadamente, Roberto Burle Marx, contribuíram, com
11 diferentes formas de intervenção e diferentes enfoques, para o enriquecimento das paisagens
12 urbanas e rurais do país (Carneiro, 2010). O uso de cactos nos jardins projetados por Mina
13 Warchavchik e de espécies nativas e tropicais nos jardins de Burle Marx corresponderam,
14 dentro desse conceito modernista, à valorização da nossa flora, da nossa natureza, da nossa
15 paisagem (Aragão, 2014).

16 **3. Paisagismo e arborização urbana — panorama da Nova Capital**

17 O projeto do arquiteto e urbanista Lúcio Costa para construção de Brasília foi escolhido
18 por meio de concurso público em 1957. A construção da Nova Capital do Brasil foi
19 oportunidade para a implantação do conceito de cidade-parque desde a sua concepção: "De uma
20 parte, técnica rodoviária; de outra técnica paisagística de parques e jardins. Brasília, capital
21 aérea e rodoviária; cidade parque. Sonho arquissecular do Patriarca" (Iphan, 2018).

22 Fundamentado nas premissas modernistas de Le Corbusier, o projeto continha os ideais
23 de harmonização com aspectos e recursos naturais da região onde seria construída a Nova
24 Capital do Brasil. Entre as proposições consideradas importantes para o projeto, encontrava-se
25 a construção de uma área verde exuberante, dando margem para a criação de uma “cidade no
26 parque” (Holston, 1993; Oliveira, 2016).

27 Três anos depois, Brasília foi inaugurada em 21 de abril de 1960 na região central do
28 bioma Cerrado, em sítio onde formações campestres dividiam espaço com formações savânicas,
29 que predominavam na região do atual Plano Piloto (Figura) (UNESCO, 2002).

30 O clima local, que apresenta uma estação seca de aproximadamente cinco meses por
31 ano (Alvares et al., 2013), despertou para a necessidade de se construir uma cidade arborizada,

1 e a concepção de Brasília se traduz em quatro escalas distintas: a escala monumental, a
2 residencial, a gregária e a bucólica. A escala residencial é composta por sequência contínua
3 superquadras dispostas de ambos os lados de uma faixa rodoviária arqueada, o Eixo Rodoviário
4 de Brasília (Figura e Figura). As superquadras são “emolduradas por uma larga cinta
5 densamente arborizada, árvores de porte, prevalecendo em cada quadra determinada espécie
6 vegetal” (Iphan, 2018 p. 36). As largas cintas arborizadas entremeiam-se nas demais escalas e
7 representam a escala bucólica, que dá o caráter de cidade-parque ao projeto de Lúcio Costa
8 (Leitão, 2009; Kallas et al., 2020). “As quatro escalas estabelecem os elementos determinantes
9 de um padrão de qualidade de vida e de urbanidade, e, por essa razão, esse conjunto urbano
10 edificado foi consagrado como único no mundo nessa proporção” (Botelho, 2009, p. 95).

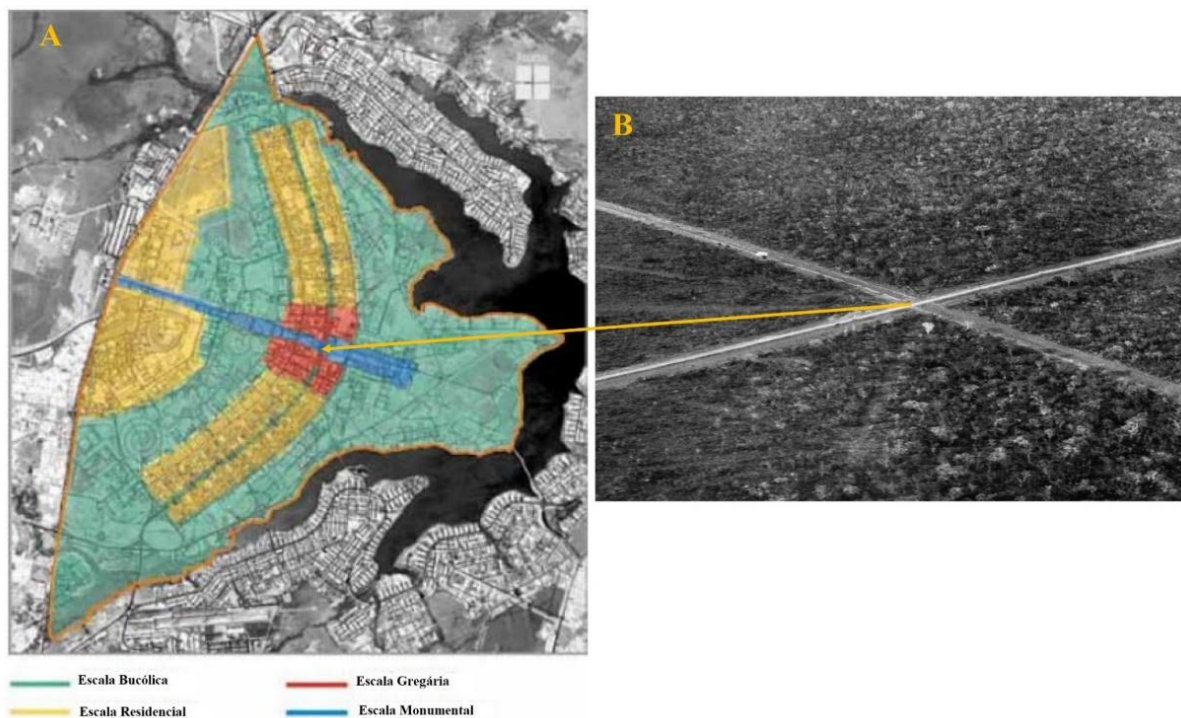
11 Brasília foi concebida como cidade-parque (Costa, 2009; Gatarić et al., 2019) e a escala
12 bucólica consolida esse conceito como instrumento de projeto (Botelho, 2009). Extensas áreas
13 livres, densamente arborizadas, contíguas a áreas edificadas, marcam a presença da escala
14 bucólica na cidade (Costa, 2009). “A capital brasileira nasceu arborizada e segue arborizada”
15 (Romero; Silva, 2022, p. 120). A escala bucólica brotou no projeto de Lúcio Costa como
16 elemento urbanístico estrutural e integrador, que une as escalas monumental, residencial e
17 gregária e valoriza a paisagem urbana (Botelho, 2009). A intervenção da escala bucólica no
18 ritmo e na harmonia dos espaços urbanos se faz sentir na passagem, sem transição, do ocupado
19 para o vazio planejado, integrando o espaço arquitetônico à escala paisagística. Em lugar de
20 muralhas, a cidade se propôs delimitada por áreas livres arborizadas (Romero; Silva, 2022).

21 Por sua singularidade urbanística (Mira et al., 2021) e com apenas 27 anos de idade, em
22 1987 Brasília foi a primeira cidade moderna a ser elevada à condição de Patrimônio Cultural
23 da Humanidade por declaração da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência
24 e a Cultura – UNESCO.

25 Apesar do discurso de Lucio Costa sobre potencialidades locais e raízes brasileiras e da
26 oportunidade de planejamento que a construção de Brasília ofereceu, o cenário observado na
27 Capital Federal foi de falta de diretrizes técnicas específicas nos projetos urbanos. Segundo
28 Machado (2007), entre 370 plantas de urbanização do Arquivo de Urbanismo de Brasília,
29 apenas cerca de 40 apresentavam alguma informação relacionada à vegetação, e muitas sequer
30 identificavam espécies a serem utilizadas. Assim, a arborização das superquadras e áreas livres
31 ficou restrita a colocações genéricas de árvores, sem base ecológica ou tipológica. A Divisão
32 de Arquitetura, representada por profissionais como Nauro Esteves, produziu projetos com

1 infraestrutura básica (passeios, bancos, espelho d'água), mas sem especificação botânica,
2 reforçando a baixa integração entre planejamento ecológico e paisagístico (Machado, 2007).

3 Ao longo das décadas após a construção de Brasília, essa falha no planejamento foi
4 lentamente sendo conduzida em direção a reintrodução de espécies nativas, mais adaptadas e
5 favoráveis à ecologia local. Assim, a arborização e o paisagismo urbanos são um terreno de
6 articulação empírica entre ecologia, planejamento, cultura e governança. A discussão
7 contemporânea gira em torno de como equilibrar o uso de espécies exóticas e nativas, integrar
8 políticas públicas eficazes e promover cidades verdes e resilientes.



9 Figura 3 - A) Representação das Escalas Bucólica, Gregária, Residencial e Monumental de Brasília. B) Marco
10 zero: cruzamento do Eixo Monumental com o Eixo Rodoviário de Brasília nos primórdios da construção da cidade.
11 Fonte: adaptado de A) Botelho (2009); B) Foto de Mário Fontenelle/ArPDF in Costa (2009).

12 A primeira fase de arborização de Brasília teve um caráter experimental, quando se
13 priorizou o uso de espécies exóticas com apelo ornamental. Foram criados grandes maciços
14 compostos por uma única espécie arbórea. Plantas tradicionalmente presentes na arborização
15 de outras cidades brasileiras (Esteves; Corrêa, 2018) preencheram de verde a escala bucólica
16 da cidade. Essa concepção visava aumentar o número de árvores para amenizar os efeitos da
17 urbanização (Pena et al., 2017; Pinto; Franco, 2020), uma vez que “o plantio de árvores de
18 forma ordenada é uma expressão de revegetação paisagística, que mitiga a sensação de
19 monotonia em cidades e impacta positivamente seus habitantes em vários aspectos” (Corrêa;
20 Ramos, 2021, p. 228). A ideia de cidade-parque remonta ao século XIX (Gatarić et al., 2019),

1 quando a industrialização e o adensamento urbano artificializaram em excesso as cidades (Ma;
 2 Shi, 2023). No Brasil, já havia nessa época a compreensão sobre a importância da arborização
 3 para elevar a qualidade de vida urbana (Hintural et al., 2024; Vignola Júnior, 2015).



4 Figura 4 - A) imagem aérea do Plano Piloto de Brasília. B) Imagem aérea de parte do Eixo Rodoviário Sul
 5 (ERS). Fonte: adaptado de A) Google Earth; B) autores.

6 A remoção da vegetação nativa de Cerrado precedeu à construção e urbanização da
 7 Nova Capital do Brasil (Figura , B) para dar lugar a espécies de variadas regiões do mundo,
 8 prática comum no país (Silva et al., 2020). O plantio prioritário de espécies arbóreas já
 9 consolidadas em outras cidades brasileiras seguiu como concepção de arborização de Brasília
 10 (Lima; Silva Júnior, 2010). Na década de 1960, metade das principais espécies selecionadas
 11 para cumprir as funções urbanas da escala bucólica é exótica à flora brasileira [*A. lebeck*,
 12 *Spathodea campanulata* P. Beauv. (Espatódea), *Delonix regia* Raf. (Flamboyant), *Jacaranda*
 13 *mimosaeifolia* D. Dom (Jacarandá-mimoso) e *Senna siamea* (Lam.) H.S. Irwin & Barneby
 14 (Cássia-amarela)], 30% são nativas do Brasil [*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.
 15 (Cambuí), *Cenostigma pluviosum* var. *peltophoroides* (Benth.) Gagnon & G.P.Lewis
 16 (Sibipiruna), *Clitoria fairchildiana* R.A.Howard (Sombreiro)] e 20% são nativas do Cerrado
 17 [*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (Angico-branco) e *Senna macranthera* (DC. ex
 18 Collad.) H.S.Irwin & Barneby (Fedegoso)] (Alencar et al., 2012). Porém, a insuficiência do
 19 número de mudas produzidas pelo Departamento de Parques e Jardins da Companhia
 20 Urbanizadora da Nova Capital do Brasil (DPJ/Novacap) levou à procura de mudas em outras
 21 regiões brasileiras, especialmente no Rio de Janeiro, Santa Catarina e São Paulo, onde a
 22 produção estava mais consolidada (Alencar et al., 2012). Em 1961, por exemplo, Brasília
 23 recebeu 8.600 mudas de Cássia-amarela provenientes do Rio de Janeiro (Alencar et al., 2012).

24 Em 1970/1971, algumas árvores plantadas na década anterior apresentaram exsudações
 25 no tronco, sinalizando o ataque por coleobrocas. As principais espécies acometidas foram
 26 Albízia e Fedegoso. O clima e o desequilíbrio nutricional, imposto pela acidez do solo (Souza

1 et al., 2023), foram também imputados como causas para a elevada mortalidade de plantas, que
2 atingiu cerca de cinquenta mil árvores até 1976 (Cardoso et al., 2010). O fato repercutiu
3 negativamente na mídia, na população e entre os políticos (Alencar et al., 2012), haja vista a
4 resistência de alguns em consolidar a Nova Capital do Brasil no centro do bioma Cerrado
5 (Holston, 1989). O DPJ/Novacap optou pela retirada das árvores afetadas e a sua substituição
6 por novas mudas (Pinto; Franco, 2021), enfrentando novo impasse técnico, social e político por
7 conta dessa decisão (Alencar et al., 2012). A experiência acumulada mostrou que a pesquisa
8 era necessária ao embasamento técnico para a arborização da cidade (Alencar et al., 2012), e o
9 DPJ/Novacap apostou, ainda na década de 1970, na produção e plantio de algumas espécies do
10 Cerrado [*Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose (Ipê-amarelo-flor-de-algodão), *Cariniana*
11 *rubra* Gardner ex Miers (Jequitibá-vermelho), *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart.
12 (Macaúba), *Mauritia flexuosa* L.f. (Buriti)] e de Mata Atlântica [*Calophyllum brasiliense*
13 Cambess (Landim)]. Nessa segunda fase, o DPJ/Novacap decidiu implantar cintas verdes
14 formadas por diferentes espécies de árvores, afastando-se da recomendação original de Lúcio
15 Costa, por conta das questões fitossanitárias vivenciadas (Alencar et al., 2012).

16 Na década de 1980, uma terceira concepção de manejo da escala bucólica visou criar na
17 cidade um grande pomar público para disponibilizar recursos alimentares para a população
18 (Alencar et al., 2012; Brito; Borelli, 2020). Em 1981, plantou-se um considerável número de
19 espécies frutíferas, principalmente no Parque da Cidade Dona Sarah Kubitschek, inaugurado
20 em 1978 e carente de árvores. Foi a época de plantio de *Persea americana* Mill. (Abacateiro),
21 *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake (Guapuruvu), *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Jaqueira),
22 *Mangifera indica* L. (Mangueira), *Pseudobombax munguba* (Mart.) Dugand (Mungubeira),
23 *Bauhinia variegata* L. (Pata-de-vaca), *A. pavonina*, *Annona muricata* L. (Graviola), *Syzygium*
24 *malaccense* L. (Jambo-vermelho), *Manilkara zapota* L. (Sapotizeiro), *Tamarindus indica* L.
25 (Tamarindeiro), entre outras. Espécies de Mata de Galeria do bioma Cerrado também foram
26 experimentadas na cidade nessa mesma época (Cardoso et al., 2010). Embora a formação de
27 pomares públicos fosse considerada inovadora nos anos 1980 (Barthel et al., 2015), a iniciativa
28 era ecologicamente questionável diante das novas diretrizes e preocupações ambientais
29 emergentes em escala global (Forman, 2008). A crise ambiental desencadeada a partir na
30 segunda metade do século XX fortaleceu a incorporação de conceitos ecológicos ao paisagismo,
31 que deixou de ser a intervenção tardia no entorno urbano ou na arquitetura mal-acabada (Lima;
32 Machado, 2003). A conservação de espaços verdes nas cidades e a sustentabilidade urbana
33 cresceram com o movimento ambientalista (Brundtland, 1987). Paralelamente, o tombamento

1 de Brasília como Patrimônio Cultural da Humanidade em 1987 impulsionou o debate sobre a
 2 preservação da escala bucólica concebida por Lúcio Costa (Alencar et al., 2012; Mira et al.,
 3 2021).

4 A evolução do pensamento ecológico urbano para a criação de cidades verdes
 5 (Andersson, 2006) contribuiu para a priorização do cultivo de espécies nativas do Cerrado pelo
 6 DPJ/Nocacap. A pesquisa e o desenvolvimento de técnicas para produção e plantio de espécies
 7 nativas, que se iniciou nos anos 1980, prosseguiu na década de 1990 (Alencar et al., 2012). A
 8 trajetória histórica da arborização de Brasília vivenciou, portanto, quatro modificações em sua
 9 concepção e composição florística de plantio entre as décadas de 1960 e 1990, transitando pelo
 10 conceito estético-paisagístico, pomares urbanos e cidade verde (Alencar et al., 2012;
 11 Andersson, 2006; Cardoso et al., 2010; Lima, 2009). A consolidação do conceito de cidade
 12 verde fortaleceu a pesquisa, coleta de sementes e produção de mudas nativas do Cerrado
 13 (Alencar et al., 2012). As décadas seguintes foram caracterizadas pela introdução de novas
 14 espécies nos plantios do DPJ/Novacap, e os anos 2000 foram marcados pela inclusão
 15 sistemática de novas espécies de Cerrado nas áreas urbanas do Distrito Federal.

16 As espécies mais utilizadas atualmente e que contribuem com 70% da composição
 17 florística são *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Aroeira), *Stryphnodendron adstringens*
 18 (Mart.) Coville (Barbatimão), *Syagrus oleracea* Mart. Becc. (Guariroba), *Syagrus*
 19 *romanzoffiana* (Cham) Glassman. (Jerivá), *Tabebuia roseoalba* (Ridl.) Sandwith (Ipê-branco),
 20 *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (Ipê-roxo), *J. mimosaeifolia*, *Hymenaea*
 21 *courbaril* L. (Jatobá-da-mata), *Pterodon pubescens* (Benth.) Benth (Sucupira-branca),
 22 *Platypodium elegans* Vogel (Amendoim-do-campo), *Annona crassiflora* Mart. (Araticum),
 23 *Eugenia dysenterica* DC. (Cagaita), *Cedrela fissilis* Vell. (Cedro), *Sterculia striata* A. St-Hil.
 24 & Naud (Chichá), *Clusia sellowiana* Schlecht (Clússia-rosa), *Albizia niopoides* (Spruce ex
 25 Benth) Burkart (Farinha-seca), *Apuleia leiocarpa* Vogel J. F. Macbr (Garapa), *Caryocar*
 26 *brasiliense* St. Hil. (Pequizeiro) e *Tapirira guianensis* Aubl. (Pombeiro) (Alencar et al., 2012).
 27 O uso delas se justifica pela adaptação ao clima local e importância ecológica para a fauna
 28 urbana (Cardoso et al., 2010; Corrêa; Ramos, 2021), porque plantas nativas representam
 29 melhores recursos forrageiros do que espécies exóticas (Berthon et al., 2021; Cecchetto et al.,
 30 2014; Pena et al., 2017).

31 Em 2010, levantamento florístico na área tombada de Brasília e em outras seis cidades
 32 do Distrito Federal identificou 183 espécies de 47 famílias botânicas (Cardoso et al., 2010).
 33 Censo conduzido em 39 superquadras do Plano Piloto, arborizadas entre as décadas de 1960 e

1 1990, encontrou 15.187 indivíduos distribuídos em 45 famílias e 162 espécies (Lima, 2009).
2 No Campus Darcy Ribeiro da Universidade de Brasília (UnB), que se situa na área tombada da
3 cidade, foram identificadas 5.011 árvores distribuídas em 156 espécies de 49 famílias
4 (Kurihara; Encinas, 2003). Em levantamento mais recente no Jardim Zoológico de Brasília
5 (JZB), também inserido no conjunto urbanístico tombado da cidade, contabilizaram-se 3.394
6 árvores distribuídas em 137 espécies e 38 famílias em uma área de 50 ha (Corrêa; Balduino,
7 2024). O efeito cumulativo das campanhas de plantio nos últimos 65 anos legou ao Distrito
8 Federal uma expressiva riqueza de espécies e abundância de árvores.

9 **4. A arborização urbana no contexto ambiental**

10 A expansão urbana, aliada à fragmentação e artificialização do ambiente, tem
11 modificado drasticamente a estrutura e a funcionalidade dos ecossistemas naturais (Odum,
12 1989). As áreas urbanas têm passado por transformações significativas decorrentes da expansão
13 demográfica, da intensificação das atividades antrópicas e da crescente demanda por
14 infraestrutura. Nesse contexto, os fragmentos de vegetação inseridos no tecido urbano não
15 apenas contribuem para a conservação da biodiversidade, mas assumem papel estratégico para
16 a provisão e manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais, como regulação
17 microclimática, purificação do ar, retenção hídrica, controle de erosão, filtragem de poluentes
18 e bem-estar psicológico (Bolund e Hunhammar, 1999; MEA, 2005; Semeraro et al., 2021).

19 Em meio a essa transformação, os fragmentos de vegetação inseridos nas cidades
20 assumem papel estratégico na manutenção de processos ecológicos, funcionando como
21 *habitats*, refúgios e corredores ecológicos para a fauna, flora e outros organismos (Forman e
22 Godron, 1986). A heterogeneidade ambiental presente nesses fragmentos provê abrigo e
23 conectividade para a fauna e favorece a ocorrência de espécies arbóreas nativas e exóticas
24 adaptadas ao ambiente urbano. A estrutura vegetal, por exemplo, a estratificação vertical e a
25 diversidade de alturas das plantas, é determinante para a manutenção de biodiversidade e para
26 a entrega de serviços ecossistêmicos (como regulação térmica e controle de pragas) (Rucci,
27 2024).

28 Segundo o modelo de metapopulações e a Teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur
29 e Wilson, 1967), a riqueza de espécies em áreas isoladas depende do tamanho do fragmento e
30 do grau de isolamento. Adaptada para o contexto urbano, essa teoria explica por que áreas
31 verdes maiores e conectadas tendem a manter maior diversidade e menor extinção local
32 (Wilson, 1988; Fahrig, 2003). Assim, a conectividade entre fragmentos urbanos, sobretudo na

1 forma de corredores ecológicos lineares, como vias arborizadas, é fundamental para o fluxo
2 gênico e a movimentação de espécies (Forman, 1995; Haddad et al., 2015).

3 Uma melhor compreensão dos diferentes conceitos relacionados aos corredores
4 ecológicos em sentido amplo pode ser encontrada em Peng et al. (2017), que trazem uma análise
5 comparativa baseada na conotação, origem do conceito, seu foco e principais aplicações de
6 diversos tipos de corredores, dos quais três são pertinentes a esta discussão (**Erro! Fonte de
7 referência não encontrada.**).

8 Quadro 1 - Diferentes conceitos relacionados a corredores ecológicos. Fonte: Peng et al. (2017).

Conceito	Conotação	Origem	Foco	Aplicação
Corredor Verde (<i>Greenway</i>)	Paisagem linear com múltiplas funções, como ecológicas, culturais, recreativas e estéticas	Década de 1860 Sistema de Parques de Boston	Funções recreativas e estéticas da paisagem e otimização do padrão espacial	Planejamento da paisagem
Cinturão Verde (<i>Green Belt</i>)	Espaço aberto verde estabelecido na periferia urbana, utilizado para a segregação entre áreas urbanas e rurais	Década de 1890 Cidade-Jardim	Delimitação do crescimento urbano, controle da expansão urbana e função recreativa	Planejamento urbano
Corredor Ecológico (<i>Ecological Corridor</i>)	Paisagem linear ou em faixa com funções ecológicas, sociais, culturais, entre outras	Década de 1980 IUCN	Funções ecológicas, recreativas e estéticas, além do controle do limite de crescimento urbano	Proteção ambiental e planejamento ecológico

9 Do ponto de vista teórico, a biodiversidade urbana tem sido amplamente discutida como
10 parte central da sustentabilidade das cidades. A ecologia urbana contemporânea enxerga a
11 cidade como um ecossistema, e o planejamento de áreas verdes deve considerar não apenas a
12 presença de vegetação, mas também a funcionalidade ecossistêmica (resiliência, conectividade,
13 provisão de serviços) (Bolund e Hunhammar, 1999; Pickett e Cadenasso, 2001; Ahern, 2013)

1 Os critérios de escolha de plantas a serem usadas em áreas urbanas não devem limitar-
2 se à função estética e à regulação do microclima. Mitigação de impactos ambientais, corredores
3 ecológicos e afirmação do bioma natural, por meio do uso de espécies nativas, são alguns
4 critérios contemporâneos usados na construção e reabilitação de espaços urbanos (Lima e
5 Machado, 2003; Sanches, 2011; Corrêa, 2015). A conservação dessas áreas verdes depende,
6 entre outros fatores, do conhecimento sobre sua composição florística, estrutura e diversidade
7 de espécies, uma vez que essas variáveis estão diretamente ligadas a essas funções ambientais
8 (Magurran, 2004; Kenney; Van Wassenaer; Satel, 2011; Bobrowski; Biondi, 2016). Além
9 disso, a classificação das tipologias das áreas verdes urbanas (praças, parques, corredores
10 verdes, fragmentos arbóreos, entre outros) é fundamental, pois diferentes tipologias apresentam
11 distintas estruturas ecológicas e oferecem diferentes benefícios ambientais e sociais (Viezzer et
12 al., 2022).

13 Sob o enfoque da Ecologia Urbana, Pickett e Cadenasso (2001) propõem que a cidade
14 deva ser compreendida como um ecossistema complexo, onde elementos sociais, ecológicos e
15 paisagísticos interagem continuamente. As áreas verdes urbanas, portanto, são elementos-chave
16 na infraestrutura ecológica das cidades, contribuindo para sua resiliência, sustentabilidade e
17 saúde ambiental (Ahern, 2013). Estudos mostram que áreas verdes com maior diversidade
18 florística apresentam maior capacidade de suporte à fauna e resiliência a perturbações, além de
19 favorecerem a provisão de múltiplos serviços ecossistêmicos (Elmqvist et al., 2003; Aronson
20 et al., 2017).

21 Os estudos em Ecologia e Planejamento da Paisagem são uma contribuição ecológica e
22 de ordenamento para o planejamento do espaço, em que se procura regulamentar os usos do
23 solo e dos recursos ambientais, salvaguardando a capacidade dos ecossistemas e o potencial
24 recreativo da paisagem (Gomes e Soares, 2004; Bezerra et al., 2016). A demografia exerce
25 influência sobre a satisfação humana (Morris e Guerra, 2014), e espaços vegetados auxiliam na
26 distribuição e na densidade de bairros e do tráfego, criam local para recreação, cultura e esporte,
27 valorizam imóveis, evitam invasão humana, exercem influência na regulação climática, no
28 conforto acústico e na circulação de ventos, sequestram carbono, reduzem a poluição do ar,
29 amortecem eventos naturais extremos, atenuam os efeitos dos períodos de estiagem, amortecem
30 enxurradas, reduzem a erosão do solo, auxiliam a recarga de aquíferos, abrigam a fauna que
31 controla a proliferação de pragas urbanas, contribuem para a manutenção da biodiversidade,
32 servem como objeto de educação ambiental, entre outros (Corrêa, 2015).

1 Segundo o IBGE (2022), 15% da área total das cidades brasileiras são cobertas por
2 vegetação urbana, composta por áreas vegetadas intraurbanas e fragmentos de vegetação nas
3 áreas urbanizadas. As áreas vegetadas intraurbanas são praças, parques ou vegetação
4 significativa, viária ou privada, inseridas nas áreas urbanizadas. O Distrito Federal foi a terceira
5 unidade da federação com maior proporção de vegetação urbana (22,6%), com um ganho de
6 9.335,9 ha de vegetação entre os anos de 2003 e 2023. Dentro do bioma Cerrado, Brasília foi a
7 cidade com maior área de vegetação urbana, contabilizando 6.125 ha, e a melhor em relação a
8 presença de praças, com 4.104 ha de áreas de praças (MapBiomas, 2022).

9 Há grande preocupação com a diversidade de espécies nas cidades (Biondi e Leal,
10 2008), por ser um dos atributos de qualificação da sustentabilidade da arborização urbana
11 (Kenney et al., 2011) e por visar à redução das perdas ocasionadas por pragas e doenças, bem
12 como o prolongamento dos benefícios proporcionados pelas árvores (Galvin, 1999; Raupp et
13 al., 2006; Teixeira et al., 2011).

14 Apesar de a diversidade ser traduzida como preocupação com a riqueza e equidade de
15 espécies, a adaptabilidade delas às condições de estresse urbano deveria ser mais importante
16 como objetivo do planejamento (Richards, 1993; Raupp et al., 2006). Insernhagen et al. (2009)
17 argumentaram que a divulgação de valores de índices de diversidade deve ser feita com cautela,
18 porque eles podem mascarar a presença de espécies exóticas e exóticas invasoras, o que pode
19 não indicar boa qualidade ambiental da arborização (Bobrowski e Biondi, 2016).

20 Segundo Moreno (2001), pode-se utilizar índices de diversidade para a análise de
21 ecossistemas tanto naturais quanto alterados, com a intenção de se encontrar padrões que sejam
22 capazes de oferecer estimativas confiáveis de diversidade biológica. Com relação às
23 experiências de cidades brasileiras e de outros países, alguns inventários conduzidos utilizaram
24 índices de diversidade para caracterizar a sua sensibilidade à arborização de ruas e para
25 descrever o comportamento da composição e diversidade de espécies. Nas justificativas de uso
26 ou descrições metodológicas desses índices é comum não ser informado qual o objetivo de
27 mensuração do índice utilizado: riqueza específica, abundância ou equidade, conforme as
28 definições apresentadas por Moreno (2001) e Magurran (2004).

29 **5. A arborização urbana e a avifauna**

30 Zonas urbanas são espaços dotados de infraestrutura e alta densidade populacional, onde
31 mais de a metade da população mundial se concentra (UNPD, 2018). O meio urbano é uma
32 condição recente em relação ao tempo evolutivo das espécies que atualmente habitam o planeta.

1 Portanto, a urbanização representa uma pressão que desafia plantas, animais e demais seres
2 vivos (Callaghan, et al. 2019). De um modo geral, a reposição de ecossistemas naturais por
3 ecossistemas urbanos expulsa os seres nativos do local e impacta negativamente aqueles que
4 conseguem permanecer no local (Chace; Walsh, 2006). Seres vivos em áreas urbanas são
5 afetados pela elevação da pressão sonora, temperatura, poluição, redução da umidade do ar,
6 aumento da pressão de parasitismo, predação, colisão com veículos, mudanças na
7 disponibilidade de recursos alimentares e alterações dos tipos de predadores, competidores e
8 presas (Case, 1996).

9 Do ponto de vista ecológico, a urbanização atua como um filtro que seleciona as
10 espécies dotadas de traços funcionais que as habilitam sobreviver nas cidades (Solem et al.,
11 2025). Entre os fatores urbanos cotidianos, o ruído prevalece como o filtro mais limitante ao
12 estabelecimento de comunidades de aves ao longo de ruas e em espaços verdes (Pena et al.
13 2017; 2023, Silva et al. 2020). Vias barulhentas são geralmente habitadas por um reduzido
14 número de espécies de aves, principalmente por espécies onívoras sinantrópicas (Curzel et al.
15 2021, Pena et al. 2023). A relação entre aves e o meio urbano se tornou um importante campo
16 de pesquisa ecológica (Cao, 2025).

17 Aves são comumente empregadas como bioindicadores de qualidade ambiental (Morelli
18 et al., 2021b), porque há relação entre diversidade de aves e integridade ecológica, guildas
19 tróficas específicas e dominância de espécies generalistas/sinantrópicas em ambientes
20 degradados (Mekonen, 2017). Além disso, aves são relativamente fáceis de se detectar,
21 apresentam taxonomia bem resolvida, respondem rapidamente a mudanças na estrutura da
22 vegetação, perda e fragmentação de *habitats*, mudanças climáticas, poluição e contam com
23 representantes nos diversos níveis tróficos da cadeia alimentar (Teixeira et al., 2025). A
24 presença e a abundância de espécies de aves estão fortemente associadas à complexidade
25 estrutural da vegetação, diversidade de estratos, disponibilidade de cavidades, copas e sub-
26 bosque (Concepción et al., 2017; Pena et al. 2017).

27 Pela relativa similaridade a ambientes nativos, áreas verdes no meio urbano atenuam os
28 efeitos negativos da urbanização e conectam populações de vertebrados, incluindo as aves
29 (Oropeza-Sánchez et al., 2025). Nas cidades, aves participam de processos ecológicos, tais
30 como polinização, dispersão de sementes, regulação de populações de outras espécies por meio
31 da predação e outros (Morelli, et al., 2017). Simbioticamente, árvores são capazes de aumentar
32 a permeabilidade de algumas espécies de aves na malha urbana (Morelli et al. 2014; Tremblay;

1 St Clair 2011) e incrementar a diversidade da avifauna, sobretudo onde há significativa riqueza
2 de espécies arbóreas (Bhakti et al. 2024; Curzel et al. 202; Pena et al. 2023).

3 Atualmente, há um crescente interesse na renaturalização das cidades pelo incremento
4 da cobertura vegetal, e as árvores se situam em posição privilegiada nesse contexto (Salvo-
5 Tierra; Ruiz-Valero, 2025). O efeito sinérgico de bosques e áreas verdes extrapola a própria
6 existência (Corrêa; Ramos, 2021). Conseqüentemente, o cultivo de árvores no meio urbano
7 representa a base da biodiversidade e dos serviços ambientais em ambientes artificiais
8 (Jovanović et al., 2025). Uma arborização abundante permite que algumas espécies de animais
9 ocupem regiões ruidosas, por conta do efeito de mitigação que as plantas exercem sobre o ruído
10 (Solem et al., 2025, Pena et al. 2017). A arborização urbana deve priorizar a escolha de espécies
11 com base em seus traços funcionais (Salvo-Tierra; Ruiz-Valero, 2025), porque a diversidade
12 funcional magnifica os efeitos da arborização. Dessa forma, haverá a atenuação do ruído
13 associada à provisão de outros serviços ambientais (Corrêa; Ramos, 2021).

14 Dentre os diversos táxons que habitam as cidades, as aves podem ser categorizadas em
15 evitadoras do meio urbano e exploradoras das paisagens naturais que aumentam suas
16 populações nas cidades (Blair, 1996; Ferreira; Lima, 2010; Sekercioglu, 2006). Existem aves
17 artificialmente introduzidas no meio urbano, como o Pardal (*Passer domesticus*), que é uma
18 espécie sinantrópica dotada de grande plasticidade (Sick, 1997; Mendonça-Lima; Fontana,
19 2000).

20 Os ecossistemas urbanos funcionam com padrões distintos do meio natural (Grimm et
21 al., 2008) e nas cidades as aves apresentam valores de diversidade diferentes dos mensurados
22 em seu ambiente nativo (McKinney, 2008). Em geral, ocorre a redução da riqueza e espécies
23 nativas (McKinney, 2008; Toledo et al., 2012. Aronson et al., 2014) e o aumento da abundância
24 de espécies mais adaptadas à nova condição urbana, sendo muitas delas alóctones ao bioma
25 local (McKinney, 2002; 2008). A intensidade da urbanização altera a composição taxonômica
26 e funcional da comunidade de aves, com dominância de poucas espécies que compartilham
27 traços funcionais similares (Concepción et al., 2017; Pena et al. 2017; Aronson, et al., 2017).
28 Espécies com hábitos alimentares generalistas são geralmente dominantes em áreas
29 intensamente urbanizadas, e espécies especializadas se sobressaem em ambientes mais
30 diversamente arborizados (McKinney, 2002; Callaghan et al., 2019; Pena et al. 2023).

31 Além disso, as características do meio urbano afetam funções ecossistêmicas que aves
32 desempenham (Whelan, et al., 2015), tais como a polinização de vegetais (Ollerton, 1998;
33 Maruyama et al., 2019), a dispersão de sementes (Cruz et al., 2013; Purificação et al., 2014), o

1 controle das populações de artrópodes (Gunnarsson; Hake, 1999), entre outras (Trindade-Filho
2 et al., 2012). Como mitigação dos efeitos negativos da urbanização pode ser obtida por meio
3 do cultivo de vegetais (Morelli et al. 2014; Tremblay; St Clair 2011), ambientes arborizados
4 abrigam maior diversidade funcional de espécies de aves (Beninde et al.; 2015; Kang et al.,
5 2015).

6 Nesse sentido, árvores de espécies nativas são melhores recursos para aves nativas
7 quando comparadas a árvores de espécies exóticas (Aronson, et al., 2014; Ikin et al. 2013), que
8 não contribuem para a conservação *ex situ* da biodiversidade, mas podem fornecer recursos e
9 abrigo para muitas espécies de aves nativas (Gray; van Heezik, 2016). A composição florística
10 e a cobertura vegetal são determinantes para a estrutura da comunidade de aves, e as
11 características funcionais das plantas podem incrementar a diversidade de aves em escala local
12 (Chace; Walsh, 2006; Evans et al., 2009; Fontana et al., 2011; Ortega-Álvarez; MacGregor-
13 Fors, 2011; Toledo et al., 2012; Aronson et al., 2014; Sacco et al., 2015).

14 Aves são sensíveis a mudanças de cobertura vegetal, estrutura e composição florística,
15 e cada espécie responde de forma particularizada a mudanças na distribuição de recursos
16 (Chace; Walsh, 2006). Arborizar o meio urbano significa prover recursos para representantes
17 de outros níveis tróficos, estruturando a cadeia alimentar e as relações ecológicas (Shwartz;
18 Roffe, 2013). Apropriando-se da teoria das metapopulações (Marini-Filho; Martins, 2000),
19 corredores verdes têm sido implantados nas cidades como forma de permitir uma maior
20 mobilidade das aves e de outros animais (Corrêa et al., 2006). A exemplo dos corredores
21 ecológicos que cruzam zonas rurais e áreas protegidas, o arranjo de árvores dispostas ao longo
22 de ruas e avenidas pode fornecer passagem para variados táxons (Fernández-Juricic, 2000ab;
23 Matsuba et al., 2016).

24 Todavia, ao longo de vias, inúmeras interferências adversas aos seres vivos são comuns,
25 tais como o elevado nível de ruído (Garavelli et al, 2013). O ruído proveniente do tráfego de
26 veículos causa a evasão de aves das cidades (Forman; Alexander, 1998), porque provocam em
27 algumas espécies o rompimento da comunicação acústica ao mascarar a frequência de
28 vocalização (Francis, 2015), essencial para o desenvolvimento de suas funções. Dessa forma, a
29 vulnerabilidade ao ruído elevado modifica a composição e a diversidade de espécies de aves
30 em ambientes urbanos, uma vez que as características acústicas naturais divergem do ruído
31 antropogênico (Katti; Warren, 2004).

1 Próximo a fontes sonoras antropogênicas, como vias de automóveis, aves vocalizaram
2 menos do que o habitual (Machado et al., 2017), impactando a riqueza (Pena et al., 2017) e
3 abundância da comunidade (McClure et al., 2013). Consequentemente, há declínio da
4 densidade e diversidade da avifauna (Slabbekoorn; Peet, 2003). Elas podem se adaptar a essa
5 condição, ao se locomoverem e vocalizarem em horários de menor tráfego e ruído (Fuller et al.,
6 2007; Halfwerk et al., 2011).

7 Áreas urbanas muito ruidosas geralmente são deficientes de árvores (Slabbekoorn;
8 Ripmeester, 2008) e, consequentemente, abrigam menor diversidade de aves (Proppe et al.,
9 2013). Portanto, a existência de aves nas cidades é resultado de uma interação de fatores que
10 favorecem e prejudicam a presença delas, tais como a qualidade da arborização e o nível de
11 ruído (Evans et al., 2009; Francis, 2015). O fechamento temporário de rodovias, por exemplo,
12 é capaz de indicar as respostas das aves a diferentes níveis de pressão sonora (Gentry et al.,
13 2018). Portanto, a mensuração dos níveis de ruído e da cobertura vegetal podem ser bons
14 preditores da composição, riqueza e abundância de espécies de aves em áreas urbanas
15 (Rodrigues et al., 2018).

16 **6. Brasília: cidade-parque no contexto ambiental**

17 Brasília constitui um caso singular de cidade-parque no contexto brasileiro. Sua
18 estrutura urbanística inclui grandes corredores verdes, especialmente no Eixo Rodoviário de
19 Brasília, popularmente conhecido como Eixão, cuja vegetação tem potencial para funcionar
20 como corredor ecológico urbano, conectando fragmentos e favorecendo a manutenção da
21 biodiversidade típica do Cerrado, uma das savanas mais ricas do planeta (Ratter, 1997; Ribeiro
22 e Walter, 2001).

23 Projetada antes da emergência do “ambientalismo complexo e multisetorial” como
24 movimento global na década de 1970 (Pádua, 2010), Brasília já valorizava o verde desde a sua
25 concepção pelo arquiteto e urbanista Lúcio Costa. Num pioneirismo inconsciente, a Cidade-
26 Parque materializa o conceito de sustentabilidade urbana (Bezerra e Ribas, 2003), em que a
27 proteção ambiental e as necessidades cotidianas por áreas livres de lazer e interação social se
28 complementam nas duas modalidades de parques: de lazer e recreação, e de preservação
29 (Bezerra et al., 2016).

30 Além dos parques propriamente ditos, a Capital é privilegiada por uma gama de espaços
31 que podem ser incorporados ao conceito de infraestrutura verde: redes multifuncionais de
32 fragmentos permeáveis e vegetados, preferencialmente arborizados, incluindo ruas e

1 propriedades públicas e privadas, que reestruturam o mosaico da paisagem. Interconectados,
2 esses fragmentos visam manter ou restabelecer os processos naturais e culturais que asseguram
3 a qualidade de vida urbana (Benedict e McMahon, 2006).

4 Num estudo mais detalhado sobre o Distrito Federal, a Companhia de Planejamento do
5 Distrito Federal (CODEPLAN) publicou o Índice Urbano de Desempenho Ambiental do
6 Distrito Federal (IUDA-DF), em 2021. Esse estudo considerou dois indicadores para compor a
7 Dimensão Área Verde: “proporção de pessoas morando em domicílios com ruas arborizadas
8 nas proximidades” e a “proporção de pessoas morando em domicílios com parques ou jardins
9 nas proximidades”. As Regiões Administrativas (RAs) de melhor desempenho foram
10 Sudoeste/Octogonal, Plano Piloto e Cruzeiro.

11 A morfologia urbana, padrão de ocupação e o adensamento de cada Região
12 Administrativa também podem condicionar a existência e distribuição de áreas verdes. O
13 impacto dessa morfologia pode ser observado nos dados de temperatura de superfície no
14 Distrito Federal. Independente da variabilidade climática típica entre estações chuvosa e seca,
15 os resultados de Werneck et al. (2024) apontam para uma dependência espacial entre altos
16 valores de temperatura superficial associada às características morfológicas, como taxas de
17 ocupação do solo, ausência de vegetação e superfícies impermeabilizadas. Werneck et al.
18 (2024) alertam para o fato de que essas áreas verdes podem estar ocupadas por espaços
19 gramados. Porém, a existência dessas áreas torna possível a existência de vegetação arbórea no
20 local em momento futuro, o que seria improvável se fossem locais pavimentados ou edificados.

21 Além disso, a adaptação das áreas verdes como infraestrutura verde para responder a
22 desafios climáticos urbanos — como ilhas de calor ou inundações — depende de uma gestão
23 informada por dados ecológicos precisos. Estudos recentes têm demonstrado a importância de
24 reconhecer os serviços ecossistêmicos dessas áreas para a adaptação urbana (Tavares et al.,
25 2023). A caracterização florística, associada à avaliação da diversidade e estrutura de espécies,
26 é fundamental para subsidiar práticas de manejo, restauração ecológica e planejamento urbano
27 sustentável (Chazdon, 2008; McDonnell e Hahs, 2008).

28 Entretanto, apesar de sua relevância ecológica e paisagística, muitos desses fragmentos
29 permanecem pouco estudados quanto à sua composição florística, estrutura vegetacional e
30 diversidade, o que limita sua gestão adequada como infraestrutura verde. A fragmentação
31 urbana, por exemplo, é uma pressão constante que pode reduzir a conectividade entre

1 remanescentes, limitando o fluxo gênico e a persistência de espécies nativas (Leite e Sabonaro,
2 2024).

3 Estudo realizado por Corrêa et al. (2006) identificou um processo intenso de
4 insularização entre as três Zonas Núcleo da Reserva da Biosfera do Cerrado. Os caminhos
5 naturais entre a Estação Ecológica de Águas Emendadas - ESECAE, o Parque Nacional de
6 Brasília - PARNA BSB e o complexo formado pelo Jardim Botânico de Brasília - JBB, Reserva
7 Ecológica do IBGE - IBGE e Fazenda Água Limpa - FAL estão desaparecendo entre manchas
8 intensamente antropizadas. Deste trabalho, surgiu a proposta de três corredores ecológicos,
9 incluindo um corredor ao longo das margens do Lago Paranoá, único elo direto identificado
10 entre o complexo JBB-IBGE-FAL e o Parque Nacional de Brasília.

11

12 **OBJETIVOS**

13 Brasília nasceu arborizada (Romero; Silva, 2022) e a “a arborização é parte integrante
14 do cotidiano da cidade” (Cardoso et al., 2010, p. 12). Nesse contexto, o Eixo Rodoviário de
15 Brasília foi emoldurando ao longo de seus limites leste e oeste por canteiros arborizados, cuja
16 composição florística não foi estudada até a presente data. Trata-se de um corredor verde,
17 orientado no vetor norte-sul (Figura , B), que apresenta potencial para atuar como corredor
18 ecológico (Corrêa et al., 2006). Na concepção urbanística, ele é definido como um conector
19 ambiental pelo Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal - PDOT-DF (Lei
20 Complementar nº 803/2009). Porém, a avaliação do potencial de esse corredor arborizado atuar
21 ecologicamente em benefício da cidade demanda o estudo de sua composição florística.

22 Pela configuração linear e a cobertura arbórea contínua, este trabalho testará a hipótese
23 de que os canteiros vegetados ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília atuam como um corredor
24 ecológico urbano. A hipótese será testada por meio de análises florística, fitossociológica e sua
25 relação com a avifauna na área de estudo.

26 Diante disso, o presente estudo teve como objetivos específicos:

- 27 • Desvendar a composição florística de árvores e palmeiras ao longo do Eixo Rodoviário
28 de Brasília;
- 29 • Incorporar os atributos fitossociológicos e seus efeitos à composição florística;

- 1 • Avaliar o impacto do conjunto arboreo estudado sobre as aves como bioindicadores da
2 qualidade ecológica

3 A relação entre o ruído, as aves e a arborização ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília
4 não fora estudada até a presente data. Portanto, este trabalho visa compreender essa relação na
5 área de estudo.

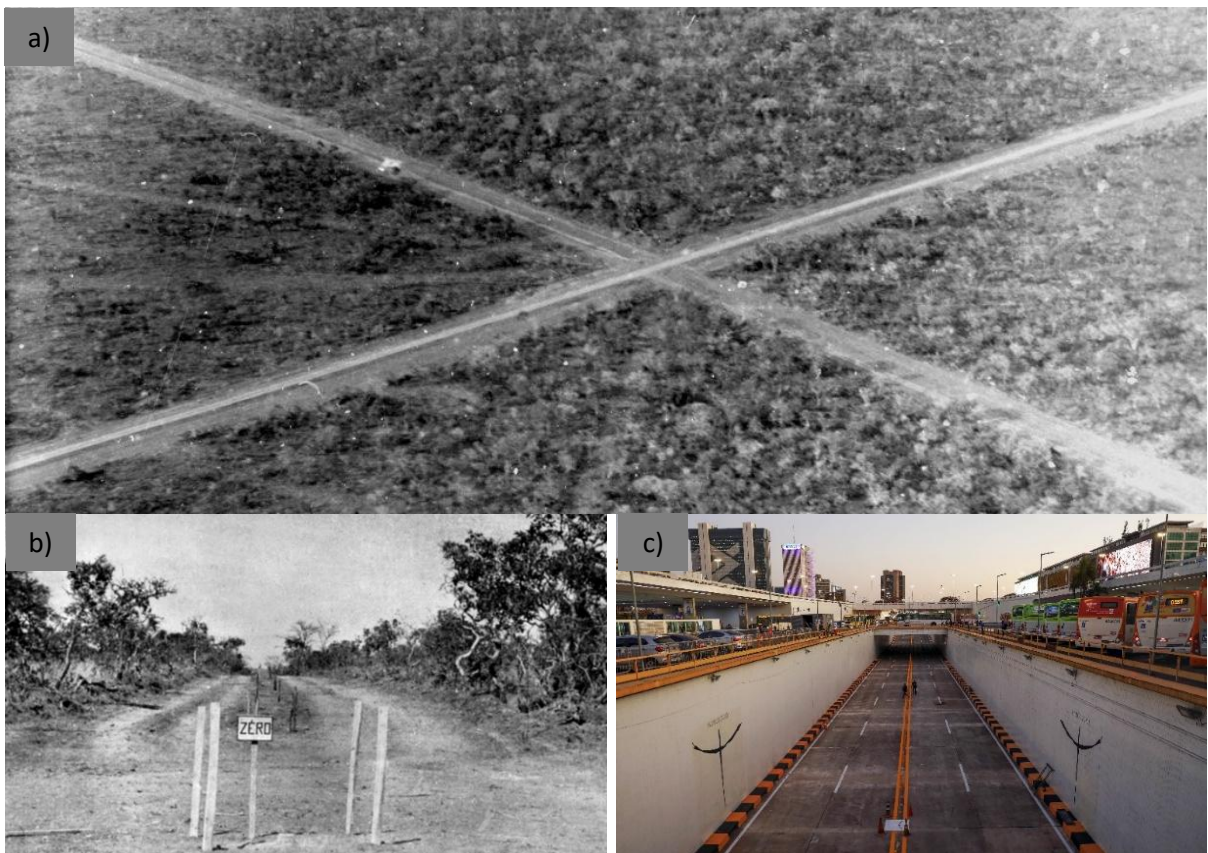
6

7

1 CAPÍTULO 2: MATERIAIS E MÉTODOS

2 1. Área de estudo

3 A escala residencial de Brasília, concretizada por suas superquadras, divide-se em Asa
 4 Norte e Asa Sul, e encontra no Eixo Rodoviário seu principal vetor de organização e
 5 distribuição. Essa via cruza sob o Eixo Monumental, no local conhecido como Marco Zero
 6 (Figura 5, b), sendo a parte da via ao norte do marco zero conhecida como Eixo Rodoviário
 7 Norte (ERN) e a parte ao sul, como Eixo Rodoviário Sul (ERS). O estudo foi realizado nos
 8 canteiros arborizados localizados ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília.



9 Figura 5: a) Cruzamento dos Eixos Monumental e Rodoviário de Brasília no início das obras de construção da
 10 nova capital; b) Marco Zero definido ainda no início das obras; c) Marco Zero redescoberto em 2024 durante
 11 restauração do Buraco do Tatu, passagem de 700 metros que liga os eixos rodoviários Norte e Sul, no centro do
 12 Plano Piloto. Fonte: Agência Brasília.

13 O Eixo Rodoviário possui extensão aproximada de 13,8 km e é ladeado por 64 canteiros
 14 com área média de 1,1 ha cada, distribuídos igualmente entre ERN e ERS, com 32 canteiros em
 15 cada segmento e localizados nas margens leste e oeste da via. Esses canteiros são
 16 predominantemente cobertos por grama Batatais (*Paspalum notatum* Flügge), além de árvores,
 17 palmeiras e outras formas de vegetação, constituindo um corredor verde contínuo inserido na
 18 matriz urbana (Figura 6).

1 Devido à presença de estruturas urbanas, como postos de abastecimento e infraestrutura
2 metroviária, alguns canteiros apresentaram área efetiva inferior a 1 ha. Por isso, os dados foram
3 padronizados por unidade de área, permitindo comparabilidade entre as unidades amostrais.



4 Figura 6: Canteiros ladeando as margens leste e oeste ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília. Fonte: autores.

5 **2. Amostragem da vegetação arbórea e de palmeiras**

6 O levantamento florístico foi realizado nos canteiros arborizados ao longo do Eixo
7 Rodoviário. A ordem de amostragem foi definida por sorteio, garantindo a aleatoriedade e
8 independência das unidades amostrais.

9 Para cada indivíduo, foram registrados:

- 10 • Espécie;
- 11 • Circunferência do tronco.

12 Foram incluídos no levantamento todos os indivíduos arbóreos e palmeiras com
13 circunferência à altura do peito (CAP) igual ou superior a 5,0 cm, medida a 1,3 m acima da
14 superfície do solo até que se atingisse a suficiência amostral, aferida por meio de curvas de
15 rarefação geradas no programa PCORd 5 (Magurran, 2004), verificada após cada levantamento,
16 até que a composição florística tendesse à estabilização.

1 Indivíduos não identificados em campo foram fotografados e tiveram material botânico
2 coletado para posterior identificação por especialistas ou por comparação com literatura e
3 coleções botânicas. A nomenclatura e atualização taxonômica seguiram a base Flora do Brasil
4 (Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2025).

5 **2.1. Classificação funcional das espécies**

6 As espécies registradas foram classificadas quanto aos seguintes atributos funcionais:

- 7 • Origem: nativa do Cerrado, nativa do Brasil ou exótica;
- 8 • Porte: pequeno (\leq a 6 m de altura), médio ($>$ 6 m e \leq 10 m de altura) ou grande ($>$ 10 m
9 de altura);
- 10 • Padrão foliar: perene, decídua ou semidecídua;
- 11 • Síndrome de polinização: anemofilia, ornitofilia, autogamia, entomofilia,
12 quiropterofilia, zoofilia;
- 13 • Síndrome de dispersão: anemocoria, autocoria, ornitocoria, barocoria, hidrocoria,
14 quiropterocoria, zoocoria.

15 **2.2. Similaridade florística**

16 A similaridade florística entre as comunidades presentes nos ERN e ERS foi calculada
17 pelo índice de Jaccard (Legendre; Legendre, 2012), de acordo com a Equação 1, no programa
18 PCORd 5 (Magurran, 2004):

$$19 \qquad J = \frac{a}{(a+b+c)} \quad (\text{Equação 1})$$

20 Em que:

21 J é o índice de Jaccard.

22 a é o número de espécies compartilhadas entre as duas comunidades.

23 b é o número de espécies da comunidade 1.

24 c é o número de espécies da comunidade 2.

25 **2.3. Análise de Componentes Principais (PCA)**

26 As espécies e seus respectivos traços funcionais foram organizados em matriz. Os dados
27 foram normalizados (Equação 2), padronizados (Equação 3) e submetidos à Análise de
28 Componentes Principais (PCA) (Legendre; Legendre, 2012), no programa PCORd 5
29 (Magurran, 2004):

$$30 \qquad Y_i' = \log(Y_i + 1) \quad (\text{Equação 2})$$

$$Z_i = (Y_i' - \bar{Y}')/s_{y'} \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

Z_i é o valor padronizado dos resultados dos parâmetros analisados (adimensional).

\bar{Y}' é a média normalizada de cada variável analisada.

$s_{y'}$ é o desvio padrão das médias normalizadas.

A área basal individual (g), expressa em metros quadrados (m^2), foi calculada pela

$$g = \frac{c^2}{4\pi \times 10.000} \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

g é área basal (m^2),

c é circunferência à altura do peito (CAP), em centímetros.

2.4. Estrutura fitossociológica da vegetação

Os dados coletados foram organizados em tabela fitossociológica contendo, para cada espécie, os seguintes parâmetros estruturais:

- Abundância absoluta;
- Densidade relativa;
- Frequência relativa;
- Dominância relativa;
- Índice de valor de importância (ivi).

A Densidade relativa (DR , $DR = \left(\frac{n}{N}\right) * 100$ (Equação 5) representa a participação de cada espécie em relação ao total de árvores/indivíduos na comunidade avaliada.

$$DR = \left(\frac{n}{N}\right) * 100 \quad (\text{Equação 5})$$

Em que:

n é número de indivíduos de uma determinada espécie;

N é número total de indivíduos.

A Frequência Relativa (FR , $FR = \frac{FA_i}{\sum FA} * 100$ (Equação 7) é a relação entre a frequência absoluta de determinada espécie pela soma das frequências absolutas de todas as espécies, sendo a Frequência Absoluta (FA , $FA = \frac{p_i}{P} * 100$ (Equação 6) calculada por:

$$FA = \frac{p_i}{P} * 100 \quad (\text{Equação 6})$$

1 Em que:

2 p_i é o número de parcelas (unidades amostrais) com ocorrência da espécie i ;

3 p é o número total de parcelas (unidades amostrais) na amostra;

4 E a Frequência Relativa calculada por:

$$5 \quad FR = \frac{FA_i}{\sum FA} * 100 \text{ (Equação 7)}$$

6

7 Em que:

8 FA_i é a frequência absoluta de uma determinada espécie;

9 $\sum FA$ é o somatório das frequências absolutas de todas as espécies amostradas.

10 Por fim, a Dominância Relativa (DoR, $DoR = (\frac{g_i}{G}) * 100$ (Equação 8) representa o
11 percentual da área basal de uma determinada espécie (g_i) em relação a área basal de todas as
12 espécies amostradas (G , $G = \sum g_i$ (Equação 9), ambas calculadas por unidade de área.

$$13 \quad DoR = (\frac{g_i}{G}) * 100 \text{ (Equação 8)}$$

14 e

$$15 \quad G = \sum g_i \text{ (Equação 9)}$$

16 O índice de valor de importância (IVI, $IVI = DR + FR + DoR$ (Equação 10) foi calculado
17 como:

$$18 \quad IVI = DR + FR + DoR \text{ (Equação 10)}$$

19 em que:

20 DR

21 O

22 Geralmente,

23 **2.5. Diversidade da vegetação**

24 Foram calculados os seguintes parâmetros ecológicos, no programa RStudio© 2025.09.2:

25 2.5.1. Riqueza de espécies

26 A

27 2.5.2. Abundância

28 A

2.5.3. Índice de diversidade de Shannon-Wiener

A dispersão da abundância de espécies, na forma de variável qualitativa, pode ser calculada pela Fórmula de *Shannon-Wiener* $H' = -\sum p_i * \ln(p_i)$ (Equação 11), com base nas frequências relativas p_i de cada espécie (Bocard et al., 2018).

$$H' = -\sum p_i * \ln(p_i) \text{ (Equação 11)}$$

Em que:

H'

\ln é o logaritmo natural, mas outras bases logarítmicas podem ser utilizadas.

O

2.5.4. Índice de equabilidade (ou Equitabilidade) de Pielou (J)

É uma métrica derivada do índice de *Shannon-Wiener* que descreve o padrão de

d

$$J = \frac{H'}{H'_{max}} \text{ (Equação 12)}$$

Em que:

J é o Índice de Equabilidade de Pielou (adimensional);

H' é o índice de *Shannon-Wiener* (nats);

H_{max} é o valor de H' se todas as espécies tivessem a mesma abundância relativa (nats). H_{max} é calculado aplicando o logaritmo natural (\ln) para a riqueza de espécies (S)

A Equabilidade de Pielou pode ser definida, portanto, como uma razão da riqueza de espécies e mede a uniformidade da distribuição de abundâncias entre as espécies. Apesar de sua forte dependência da riqueza de espécies, a equabilidade de Pielou ainda é o índice de equitabilidade mais utilizado na literatura ecológica (Bocard et al., 2018).

2.5.5. Índice de diversidade de Gini-Simpson (1-D)

O Índice de Simpson (D , $D = \sum p_i^2$) (Equação 13) quantifica a probabilidade de dois indivíduos retirados ao acaso da comunidade pertencerem à mesma espécie e é fortemente influenciado pela importância das espécies mais dominantes (Magurran, 2004). Assim como a probabilidade de os indivíduos serem da mesma espécie diminui com o aumento da riqueza de espécies, o índice de Simpson também diminui com a riqueza.

$$D = \sum p_i^2 \text{ (Equação 13)}$$

Em que:

1 D é o Índice de Simpson;

2 p_i é a abundância relativa de cada espécie, calculada pela proporção dos indivíduos de
3 uma espécie pelo número total dos indivíduos na comunidade.

4 Para se evitar confusão nas interpretações, normalmente o índice de Simpson é expresso
5 como o valor inverso ($1 - D$), chamado índice de Gini-Simpson, para que os maiores valores
6 representem maior diversidade. Assim, $1-D$ varia de 0 a 1, com valores próximos de 0 indicando
7 menor diversidade enquanto valores próximos de 1 indicam maior diversidade. O índice
8 adotado neste trabalho será o índice de Gini-Simpson ($1-D$).

9 Os índices citados acima compõem, na literatura clássica, os chamados Índices de
10 Diversidade Alfa. Na concepção de Whittaker (1960), alfa (α) é a diversidade local, beta (β) é
11 a variação espacial da diversidade alfa e gama (γ) é a diversidade regional. A diversidade gama
12 é a diversidade de espécies de toda a região em questão em um estudo.

13 2.5.6. Diversidade beta (β)

14 A diversidade beta foi estimada pelo método da variância total da matrix de espécies-
15 por-local, $Var(Y)$, calculada de forma independente das diversidades alfa e gama (Bocard et al.,
16 2018). Posteriormente, a diversidade beta foi decomposta em Contribuições Locais para a
17 Diversidade Beta (LCBD) e Contribuições de Espécies para a Diversidade Beta (SCBD). As
18 LCBD representam, nas palavras de Legendre e De Cáceres (2013), “o grau de singularidade
19 das unidades de amostragem em termos de composição da comunidade”.

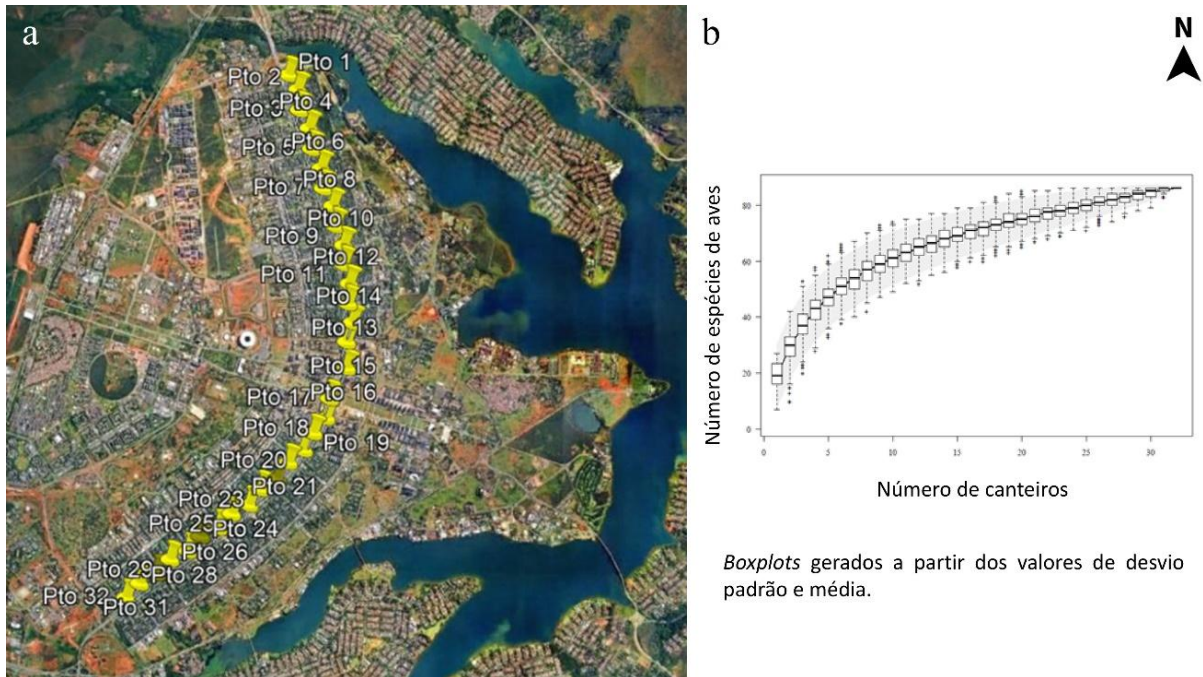
20 3. Amostragem da avifauna

21 Os dados de avifauna foram obtidos de Guimarães (2020) e Guimarães et al. (2020),
22 cujo levantamento ocorreu contemporaneamente ao de árvores e palmeiras no Eixo rodoviário
23 de Brasília. A metodologia utilizada pelos autores encontra-se descrita a seguir.

24 A amostragem da avifauna baseou-se no método de ponto fixo (Ralph et al. 1993; Bibby
25 et al. 2000), considerado o mais eficiente em dados de contagem (Ralph et al. 1993). O ponto
26 fixo é um tipo de técnica em que o observador estaciona em pontos aleatórios ou pré-definidos
27 e coleta os dados de aves por meio de observações (Ralph et al. 1993; Bibby et al. 2000). Com
28 esse método, é possível estudar mudanças de comunidades de aves, diferenças na composição
29 da espécie entre habitats, riqueza e abundância (Ralph et al. 1993).

30 Para este trabalho, foram selecionados 27 dos 32 pontos amostrais distribuídos ao longo
31 do Eixo Rodoviário, sendo 13 no ERN e 14 no ERS. A seleção dos pontos de observação nos

1 canteiros arborizados ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília foi aleatorizada com o auxílio
 2 do aplicativo Google Earth® (Figura 7). Resguardou-se uma distância de 400 m entre os pontos
 3 de observação, com objetivo de representar toda a extensão da via e cumprir a distância mínima
 4 recomendada de 250 m entre dois pontos de observação (Ralph et al. 1993).



5 Figura 7: a) Pontos amostrais (marcadores amarelos) ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília e b) curva de
 6 acumulação de espécies por randomização com mil permutações das amostras das espécies de aves identificadas
 7 no Eixo Rodoviário de Brasília. Fonte: adaptado de Guimarães, M. M.; Pena, J. C. C.; Corrêa, R. S. Aves do Eixo
 8 Rodoviário do Plano Piloto de Brasília. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v. 11, n. 2, p. 333-349,
 9 2020. Doi: 10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0031.

10 A sequência de visitação dos pontos fixos foi determinada por sorteio (Pena et al. 2017).
 11 Buscou-se amostrar de quatro a seis pontos por dia, e o período de amostragem foi de seis
 12 semanas com pausas de três semanas entre os períodos. Após cada período de amostragem,
 13 realizou uma pausa de três semanas para reiniciar as repetições nos mesmos pontos fixos. A
 14 coleta de dados ocorreu durante doze meses, cobrindo a estação seca e a estação chuvosa, que
 15 são bem-marcadas no Distrito Federal. Ao todo, foram executadas seis repetições em cada
 16 ponto, que totalizaram 384 visitas aos canteiros arborizados.

17 As aves foram identificadas e registradas exclusivamente por observação visual, com
 18 auxílio de binóculo. Quando necessário, foram obtidos registros fotográficos para confirmação
 19 da identificação. Os seguintes parâmetros foram adotados em cada ponto amostral:

- 20 • Tempo de observação: 10 minutos contínuos ;

- 1 • Raio de detecção: 50 m;
- 2 • Horário: entre 30 minutos após o nascer do sol e as três primeiras horas do período da
- 3 manhã.

4 Os trabalhos foram realizados aos domingos e às quartas-feiras (Figura 8), e optou-se
 5 por não se registrarem aves por meio da vocalização, em face do significativo ruído veicular ao
 6 longo da via estudada às quartas-feiras em comparação com os domingos (Garavelli et al.,



7 2013). O ruído contínuo pode reduzir a detecção vocal de aves a partir 45 dB, que pode levar a
 8 estimativas tendenciosas em favor do dia de menor ruído (Ortega; Francis, 2012).

9 Figura 8: Vista parcial do Eixo Rodoviário Norte a) em um domingo b) e em uma quarta-feira. Fonte: autores.

10 Para a visualização das aves, foi empregado um binóculo da marca Sakura, com
 11 ampliação de oito vezes e objetiva de 42 mm de diâmetro. Uma câmera digital da marca
 12 Fujifilm, modelo Finepix Hs20Erx, foi utilizada para se obterem imagens das aves, sempre que
 13 possível. As espécies das aves avistadas foram identificadas e, quando não identificadas no
 14 local, suas características essenciais para identificação foram anotadas e comparadas com
 15 literatura especializada (Sick,1997; Gwynne et al. 2010). A nomenclatura e taxonomia das
 16 espécies de aves seguiram Piacentini et al. (2015).

17 Para se evitar uma superestimava de abundância, aves de uma mesma espécie avistadas
 18 em um mesmo local durante o mesmo levantamento foram contabilizadas como indivíduos
 19 diferentes somente se passados mais de 5 min entre os eventos (Ralph et al., 1993). Contudo,
 20 quando constatada a existência de mais de um indivíduo da mesma espécie no ponto amostral,
 21 essa regra foi ignorada (Ralph et al., 1993). Os dados obtidos foram tabulados e a suficiência
 22 amostral foi verificada por meio da curva de acumulação de espécies, determinada pela
 23 aleatorização de mil permutações (Figura 7, b).

3.1. Classificação funcional das espécies

As espécies da avifauna registradas foram classificadas quanto aos seguintes atributos funcionais, conforme Guimarães (2020) e Guimarães et al. (2020):

- Habitat: espécie aquática, espécie restrita ao ambiente campestre e áreas abertas, espécie de ambiente campestre e áreas abertas, mas que usam formações florestais, espécie restrita de formações florestais, espécie de formações florestais, mas que usam *habitats* campestres e áreas abertas, espécie exótica adaptada ao ambiente urbano.
- Dieta: carnívoro, granívoro, herbívoro, insetívoro, nectarívoros, onívoro, onívoro oportunista ou onívoro sazonal.

Os dados tabulados foram utilizados para cálculos de:

- Riqueza de espécies (S);
- Abundância (n);
- Índice de diversidade de *Shannon-Wiener* (H').

4. Medição da pressão sonora

Os dados de pressão sonora foram igualmente obtidos de Guimarães et al. (2020) e Guimarães (2020), cujo levantamento ocorreu contemporaneamente ao de árvores e palmeiras. A medição dos níveis de pressão sonora foi realizada simultaneamente e nos mesmos pontos de amostragem das aves, utilizando decibelímetro calibrado.

As medições foram realizadas em duas condições:

- Com ruído de tráfego de automóveis, às quartas-feiras;
- Sem ruído de tráfego de automóveis, aos domingos.

O tráfego de veículos no Eixo Rodoviário é constante durante toda a semana (Cardoso, et al., 2010), mas aos domingos e feriados a via é fechada ao tráfego de veículos para permitir o uso por pedestres e ciclistas (Lei Distrital nº 4.757/2012) (Figura 8).

Um medidor de decibéis da marca Instrutherm, modelo DEC - 350, com faixas de medição de 30 a 130 [dB (A)] foi utilizado para medir a pressão sonora durante o levantamento das aves. O instrumento apresentava certificado de calibração, seguindo norma a ABNT NBR ISO/IEC 17025. A altura de posicionamento do aparelho foi de 1,5 m da superfície do terreno. As medições ocorreram durante o início e o fim de cada amostragem nos 27 pontos, com

1 duração de um minuto cada medição. Os valores médios das seis medições em cada ponto (n =
2 6) foram utilizados para comparação com os parâmetros obtidos e calculados da avifauna.

3 **5. Análise estatística**

4 Os dados de pressão sonora, riqueza, abundância e diversidade da flora e da avifauna
5 foram organizados para cada um dos 27 canteiros levantados, e as médias e desvios-padrão dos
6 mesmos parâmetros foram agrupados em Eixo Rodoviário Norte (ERN) e Eixo Rodoviário Sul
7 (ERS) (Tabela 14 - Parâmetros medidos e calculados no Eixo Rodoviário de Brasília..

8 A influência da flora arbórea e de palmeiras e da pressão sonora sobre a riqueza,
9 abundância e diversidade de aves foi avaliada por meio de regressões simples e múltiplas, com
10 o emprego do software Past 4.03. Os parâmetros medidos e calculados da flora e a pressão
11 sonora foram considerados variáveis independentes e os parâmetros medidos e calculados das
12 aves foram considerados variáveis dependentes. As variáveis preditoras foram confrontadas
13 com os dados das aves separados em dias com ruído elevado (quarta-feira) e com ruído reduzido
14 (domingo), Eixo Rodoviário Norte (ERN) e Eixo Rodoviário Sul (ERS).

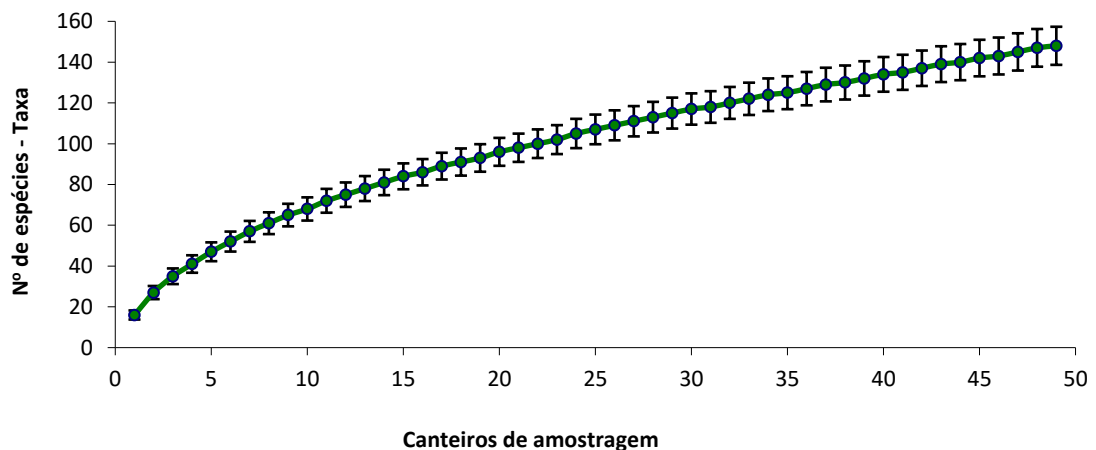
15 As premissas de linearidade, normalidade e homocedasticidade dos resíduos foram
16 testadas e selecionaram-se as regressões com coeficiente de determinação $R^2 \geq 0,5$ e
17 significância das variáveis preditoras $\geq 0,5$ (Quinn; Keough, 2002).

1 CAPÍTULO 3: COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DO EIXO RODOVIÁRIO DE 2 BRASÍLIA

3 1. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4 A suficiência amostral necessária para se representar a flora arbórea e de palmeiras do
5 Eixo Rodoviário de Brasília demandou o levantamento de 5.201 indivíduos presentes em 49
6 dos 64 canteiros que ladeiam a via de 13,8 km de extensão (Gráfico). Foram levantados 24
7 canteiros no Eixo Rodoviário Norte (ERN) e 25 canteiros do Eixo Rodoviário Sul (ERS), onde
8 foram identificadas 111 espécies de plantas de 91 gêneros e 34 famílias botânicas (Quadro).

9 Constatou-se a presença de 49 espécies arbóreas e de palmeiras pertencentes à flora do
10 Cerrado, 20 à flora brasileira e 42 espécies exóticas a qualquer bioma brasileiro (Quadro). O
11 ERN abrigava 40 espécies de Cerrado e no ERS havia 28 espécies de Cerrado, sendo 19 delas
12 comuns aos dois Eixos. Os números de espécies do Brasil e exóticas à flora brasileira no ERN
13 foram respectivamente 16 e 31, semelhante ao presente no ERS: 14 e 30, respectivamente.
14 Dessa forma, o ERN abrigava 87 espécies e o ERS abrigava 72 espécies de árvores e palmeiras,
15 sendo 48 espécies (43%) de ocorrência comum às partes norte e sul do Eixo Rodoviário e 63
16 espécies (57%) de ocorrência exclusiva no ERN ou no ERS. Entre as espécies comuns aos dois
17 Eixos, 40% eram do Cerrado, 21% eram nativas do Brasil e 39% eram exóticas à flora brasileira.



18 Gráfico 1: Curva de rarefação das espécies arbóreas e palmeiras amostradas nos canteiros do Eixo Rodoviário de
19 Brasília. Barras indicam desvio padrão da média.

20 Dentre as 111 espécies identificadas, 39 (35%) ocorriam somente no ERN e 24 (22%)
21 eram exclusivas do ERS (Quadro). No ERN, 54% de suas espécies exclusivas eram nativas do
22 Cerrado, 15% eram nativas do Brasil e as demais 31% eram exóticas à flora brasileira. No ERS,
23 38%, 17% e 45% de suas espécies exclusivas eram, respectivamente, nativas do Cerrado,
24 nativas do Brasil e exóticas à flora brasileira. Foram ainda identificadas nove espécies não

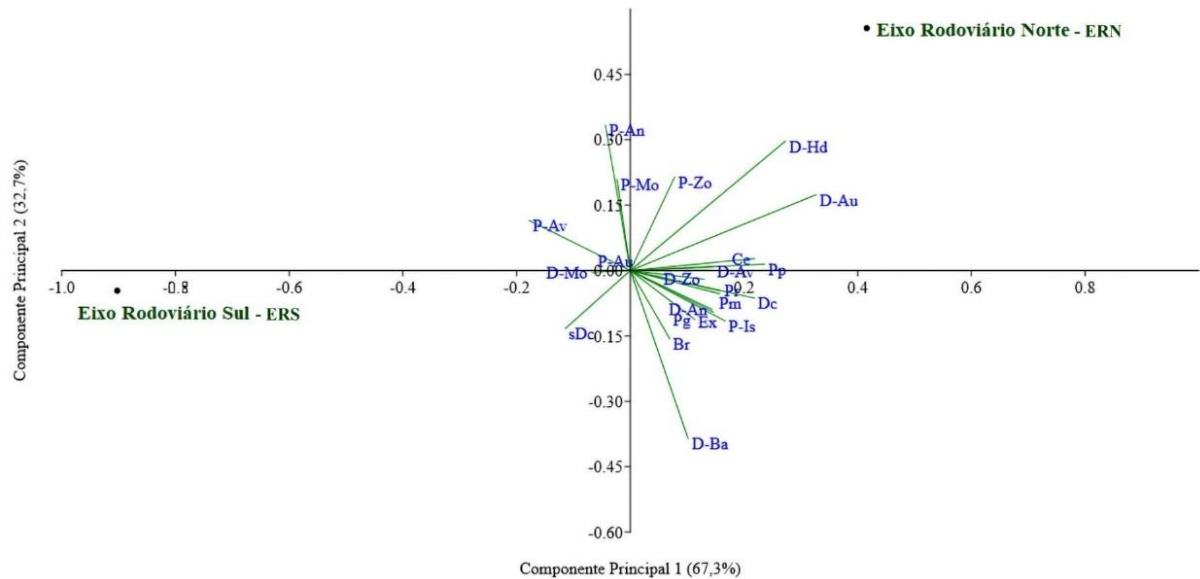
1 cultivadas pelo Departamento de Parques e Jardins (DPJ) da Companhia Urbanizadora da Nova
 2 Capital do Brasil (DPJ/Novacap) no ERN, uma no ERS e quatro espécies comuns aos dois
 3 Eixos, totalizando 14 espécies (13%) não cultivadas pelo DPJ/Novacap (Alencar et al., 2012;
 4 Machado et al., 1992; Novacap, 2019; Rodrigues; Araújo, 2003). Encontraram-se também sete
 5 árvores da família Fabaceae, duas árvores da família Sapindaceae e 52 outros indivíduos que
 6 não foi possível identificar para qualquer táxon. Dentre os 52 indivíduos não identificados (<
 7 1%), 32 vegetavam canteiros à margem do ERN e 20 se encontravam em canteiros à margem
 8 do ERS. Nos canteiros do ERN e ERS havia ainda alguns espécimes de *Carica papaya* L.
 9 (Mamoeiro), *Hibiscus rosa-sinensis* L. (Hibisco), *Yucca gigantea* Lem. (Yucca) e *Duranta*
 10 *erecta* L. (Pingo-de-ouro).

11 Árvores e palmeiras de porte médio (> 6 m e ≤ 10 m de altura) e porte grande (> 10 m
 12 de altura) representaram respectivamente 43% e 38% das espécies encontradas, restando 19%
 13 de espécies de pequeno porte (≤ 6 m de altura) nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília.
 14 Metade das espécies identificadas era decídua ou semidecídua e a outra metade apresentava
 15 padrão foliar permanente. A entomofilia (Is) foi a síndrome de polinização dominante entre as
 16 espécies identificadas (85%), seguida da ornitofilia (Av = 9%). A quiropterofilia (Mo),
 17 anemofilia (An), zoofilia (Zo) e autogamia (Au) foram outras síndromes de polinização
 18 presentes nas árvores e palmeiras. Similarmente, foram constatadas sete síndromes de
 19 dispersão, sendo a anemocoria (An) presente em 41% das espécies, a zoocoria (Zo) presente
 20 em 31% e a ornitocoria (Av) presente em 25% das espécies identificadas. Autocoria (Au),
 21 barocoria (Ba), hidrocoria (Hd), quiropterocoria (Mo) foram outras quatro síndromes de
 22 dispersão detectadas nas espécies de plantas presentes na área de estudo (Quadro 1).

23 Encontrou-se uma média a baixa similaridade florística entre as comunidades de árvores
 24 e palmeiras implantadas no ERN e no ERS, segundo o valor do Índice de *Jaccard* ($J = 0,43$). A
 25 análise multivariada dos traços funcionais das espécies revelou a existência de duas
 26 comunidades funcionalmente distintas no Eixo Rodoviário de Brasília (Quadro , Gráfico). A
 27 polinização por zoofilia, dispersão por hidrocoria e autocoria, natividade no bioma Cerrado e
 28 semideciduidade foliar foram os traços que mais influenciaram a separação das árvores
 29 plantadas na área de estudo em duas comunidades funcionalmente distintas (Gráfico 2). Os
 30 canteiros ao longo do ERN abrigavam 43% a mais de espécies nativas do Cerrado do que os
 31 canteiros do ERS.

32 Dos 25 canteiros levantados no ERS, onze se encontravam parcialmente ocupados por
 33 estruturas do Trem Metropolitano do Distrito Federal (Metrô-DF), totalizando 12,7% da área

1 amostrada no ERS. Nessas áreas, havia amplos gramados sem vegetação arbórea. Postos de
 2 abastecimento de combustível ocupavam parcialmente 27 dos 49 canteiros estudados ao longo
 3 do Eixo Rodoviário de Brasília. Os 49 canteiros levantados ocupavam 53,9 ha, mas a área verde
 4 efetivamente arborizada somou 50,4 ha por conta dos espaços suprimidos por outras atividades.



5 Gráfico 2 - Análise de Componentes Principais dos traços funcionais das espécies de árvores e palmeiras
 6 encontradas no Eixo Rodoviário de Brasília. Legendas: [Origem: Br (flora brasileira), Ce (flora do bioma Cerrado),
 7 Ex (exótica à flora brasileira); Porte: Pp (Pequeno), Pm (Médio), Pg (Grande); Padrão foliar: Dc (decíduo), Pr
 8 (perene), sDc (semidecídúo); Polinização: P-An (anemofilia), P-Av (ornitofilia), P-Au (autogamia), P-Is
 9 (entomofilia), P-Mo (quiropterofilia), P-Zo (zoofilia); Dispersão: D-An (anemocoria), D-Au (autocoria), D-Av
 10 (ornitocoria), D-Ba (barocoria), D-Hd (hidrocoria), D-Mo (quiropterocoria), D-Zo (zoocoria)].

11 Quadro 2 - Espécies arbóreas e palmeiras encontradas nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília e alguns
 12 respectivos traços funcionais. Fonte: Carvalho, 2003; Carvalho, 2006; Carvalho, 2008; Carvalho, 2010; Carvalho,
 13 2014; Silva Júnior, 2005; Silva Júnior, 2012; Silva Júnior; Lima, 2010; Silva Júnior; Pereira, 2009.

Família/Gênero/Espécie	Nome comum	Eixo	Origem	Porte	Padrão Foliar	Polinização	Dispersão
Anacardiaceae							
<i>Anacardium occidentale</i> L. #	Cajueiro	N/S	Ce	Pp	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott #	Gonçalo-Alves	N	Ce	Pg	Dc	An	An
<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão	Aroeira	N	Ce	Pg	Dc	Is	An
<i>Spondias purpurea</i> L.*	Seriguela	N	Ex	Pp	Dc	Is	Av/Zo
Araliaceae							
<i>Heptapleurum actinophyllum</i> (Endl.) Lowry & G.M.Plunkett.*	Árvore guarda-chuva	N	Ex	Pm	Pr	Av/Is	Av
Arecaceae							
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart. #	Macaúba	N	Ce	Pg	Pr	Is	Ba/Zo

<i>Caryota urens</i> L.	Palmeira-rabo-de-peixe	S	Ex	Pm	Pr	An/Zo	Mo/Zo
<i>Cocos nucifera</i> L.*	Coco-da-Bahia	N	Ex	Pm	Pr	An/Zo	Hd
<i>Dypsis lutescens</i> (H.Wendl.) Beentje & J.Dransf.*	Areca-bambu	N/S	Ex	Pp	Pr	An/Is/Zo	Av/Zo
<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O.F.Cook	Palmeira-real	S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Zo
<i>Syagrus oleraceae</i> Mart. Becc. #	Guariroba	N/S	Ce	Pm	Pr	Is	Zo
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham) Glassman #	Jerivá	N/S	Ce	Pm	Pr	Av/Is	Zo
<i>Washingtonia robusta</i> H.Wendl.*	Palmeira Washingtonia	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Zo
Bignoniaceae							
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart. Ex DC. #	Ipê-verde	N	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos #	Ipê-amarelo-cascudo	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-roxo-sete-folhas	N/S	Ce	Pg	Dc	Is	An
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) #	Ipê-roxo	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos #	Ipê-amarelo-do-Cerrado	N	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.	Ipê-amarelo-flor-de-algodão	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Jacaranda mimosaeifolia</i> D. Dom	Jacarandá-mimoso	S	Ex	Pm	Dc	Is	An
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Espatódea	N/S	Ex	Pm	Dc	Mo	An
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore #	Ipê-caraíba	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A.DC.	Ipê-rosa	N/S	Ex	Pg	Dc	Is	An
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith #	Ipê-branco	N/S	Ce	Pp	Dc	Is	An
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Ipê-de-jardim	N/S	Ex	Pp	Pr	Is	An
Bixaceae							
<i>Bixa orellana</i> L.*	Urucum	N	Br	Pm	Pr	Is	Av/Ba/Hd
Chrysobalanaceae							
<i>Moquilea tomentosa</i> Benth. Fritsch	Oiti	N/S	Br	Pg	Pr	Is	Av
Clusiaceae							
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess	Landim	S	Ce	Pm	Pr	Is	Av/Mo/Zo
Combretaceae							
<i>Terminalia catappa</i> L.	Sete-copas	S	Ex	Pg	sDc	Is	Av/ Hd /Mo
Cupressaceae							
<i>Cupressus sp.*</i>	Cipreste	N	Ex	Pm	Pr	An	An/Hd
Euphorbiaceae							
<i>Joannesia princeps</i> Vell. +	Cutieira	N	Ce	Pg	Dc	Is	Zo
Fabaceae							
<i>Adenanthera pavonina</i> L.	Tento-Carolina	N/S	Ex	Pm	sDc	Is	Av/Ba
<i>Albizia lebeck</i> (L.) Benth.	Albízia	S	Ex	Pm	Dc	Is	An
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth) Burkart	Farinha-seca	S	Ce	Pg	sDc	Is	An
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan #	Angico-branco	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	Ba
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg #	Angico-vermelho	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Bauhinia monandra</i> Kurz	Pata-de-vaca	N	Ex	Pm	sDc	Av/Mo/Is	Av/Au

<i>Bauhinia variegata</i> L.	Pata-de-vaca	N/S	Br	Pm	Pr	Av/Mo/Is	Av/Au
<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.*	Flamboyant-mirim	N	Ex	Pp	Dc	Is	Au
<i>Cassia grandis</i> L.f.	Cássia-rosa	S	Br	Pg	Pr	Is	Au/Ba
<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) Gagnon & G.P. Lewis	Sibipiruna	N/S	Br	Pg	Pr	Is	Au
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Sombreiro	N/S	Br	Pm	Dc	Is	Au/Zo
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. #	Copaíba	S	Ce	Pm	Dc	Is	Av/Mo
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. + #	Jacarandá-do-Cerrado	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Fr. Allem.	Jacarandá-da-Bahia	N/S	Br	Pg	Dc	Is	An
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Flamboyant	N/S	Ex	Pm	Dc	Is	Ba
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth. #	Faveira	N	Ce	Pg	Dc	Is	Zo
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Mulungu	S	Ce	Pm	Dc	Av/Is	Zo
<i>Hymenaea courbaril</i> L. #	Jatobá-da-mata	N	Ce	Pm	Pr	Is/Mo	Hd/Zo
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá-mirim	N	Ce	Pm	Pr	Is	Av/Zo
<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	N	Ce	Pg	Pr	Is	Av/Zo
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit*	Leucena	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>férrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Jucá	S	Br	Pp	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L.P.Queiroz	Pau-ferro	N/S	Br	Pm	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel. #	Jacarandá-do-campo	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	Pau-brasil	N	Br	Pg	Pr	Is	Au
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Cambui	N/S	Br	Pg	Pr	Is	An/Ba
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pau-jacaré	N	Br	Pm	Pr	Is	An/Ba
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth. #	Vinhático-do-campo	N	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth. #	Sucupira-branca	N/S	Ce	Pg	Dc	Is	An
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim-bravo	N/S	Br	Pg	sDC	Is	An
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Guapuruvu	N/S	Br	Pg	Pr	Is	An
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville) + #	Barbatimão	S	Ce	Pp	Pr	Is	Zo
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipuana	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	An
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn. #	Esponjinha	N	Ce	Pp	Pr	Is	Au
Lamiaceae							
<i>Vitex polygama</i> Cham. + #	Tarumã	N	Ce	Pm	Dc	Is	Av
<i>Hyptis</i> sp.*		N					
Lauraceae							
<i>Persea americana</i> Mill.	Abacateiro	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba/Zo
Lecythidaceae							
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-rosa	N	Ce	Pg	sDc	Is	An
<i>Cariniana rubra</i> Gardner ex Miers +	Jequitibá-vermelho	N/S	Ce	Pm	sDc	Is	An
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Sapucaia	N/S	Br	Pg	Dc	Is	Mo/Zo
Lythraceae							
<i>Lafouensia glyptocarpa</i> Koehne + #	Mirindiba-rosa	S	Ce	Pg	sDc	Mo	An

<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl #	Cegamachado	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	Ba/Zo
Magnoliaceae <i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	Magnólia-amarela	N	Ex	Pp	Pr	Av	Av
Malpighiaceae <i>Malpighia emarginata</i> DC.	Acerola	N/S	Ex	Pp	Dc	Is	Av
Malvaceae <i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K. Schum.	Barriguda	S	Ce	Pg	Dc	Av/Is/Mo	An
<i>Ceiba rubriflora</i> Carv.-Sobr. & L. P.	Paineira-rubi	S	Br	Pg	Dc	Av/Is	An/Av/Zo
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna #	Paineira-rosa	S	Ce	Pg	Dc	Av/Mo	An
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl. #	Paineira-do-Cerrado	N	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. #	Mutamba	N	Ce	Pg	Pr	Is	Zo
<i>Hibiscus tiliaceus</i> L.	Algodoeiro-da-praia	S	Ex	Pm	Pr	Is	Hd
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns #	Embiruçu	N	Ce	Pp	Dc	Mo/Zo	An
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart.) Dugand	Mungubeira	N	Br	Pm	Dc	Mo	An
Melastomataceae <i>Pleroma granulosum</i> (Desr.) D. Don	Quaresmeira-rosa	S	Br	Pm	sDc	Is	An
Meliaceae <i>Melia azedarach</i> L.	Cinamomo	S	Ex	Pg	Dc	Is	An
<i>Swietenia macrophylla</i> King	Mogno	N	Br	Pg	Dc	Is	An
Moraceae <i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Jaqueira	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Mo
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul*	Mama-cadela	N	Ce	Pm	Dc	Is	Av/Zo
<i>Ficus benjamina</i> L.	Figueira-benjamim	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Mo
<i>Ficus obliqua</i> G. Forst	Figueira-australiana	N	Ex	Pg	Pr	Is	An/Au/Zo
<i>Morus nigra</i> L.	Amoreira	N/S	Ex	Pm	Pr	Is	Av/Zo
Myrtaceae <i>Eucalyptus</i> sp.	Eucalipto	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	An
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitangueira	S	Br	Pp	Pr	Is	Av
<i>Psidium guajava</i> L. leuce	Goiabeira	N/S	Br	Pp	Dc	Is	Av
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Jamelão	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Jambo-amarelo	S	Ex	Pm	Pr	Is	Ba/Zo
Nyctaginaceae <i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	Bougainville	N	Br	Pm	Pr	Is	Av/Is
Oleaceae <i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Alfineiro	N/S	Ex	Pp	Dc	Is	Av
Pinaceae <i>Pinus caribaea</i> Morelet	Pinheiro-do-Caribe	S	Ex	Pg	Pr	An/Av	Ba
Piperaceae <i>Piper aduncum</i> L. #	Jaborandi	N	Ce	Pp	Pr	Is	An/Mo/Zo
Polygonaceae <i>Triplaris gardneriana</i> Wedd. #	Pau-formiga	S	Ce	Pm	Pr	Is	An
Rhamnaceae <i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Uva-do-Japão	N	Ex	Pm	Dc	Is	Av/Zo
Rosaceae <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lind. Sinon	Nespeira	N	Ex	Pp	Pr	Is	Av/Mo
Rubiaceae <i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	N/S	Ce	Pm	Pr	Is	Ba/Zo

Rutaceae							
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck*	Limoeiro	N	Ex	Pp	Pr	Au/Is	Hd
<i>Citrus</i> sp.*		N/S	Ex	Pp	Pr	Au/Is	Hd
Sapindaceae							
<i>Sapindus saponaria</i> L. #	Saboneteira	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	An
Sapotaceae							
<i>Micropholis</i> sp.*		S					
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk. #	Abiu	N	Ce	Pg	Dc	Is	Mo/Zo
Vochysiaceae							
<i>Qualea grandiflora</i> Mart. #	Pau-terra	N	Ce	Pg	Pr	Is	An

1 Legendas:

2 *Espécie não cultivada pelo Departamento de Parques e Jardins (DPJ) da Companhia Urbanizadora da Nova
3 Capital do Brasil (Novacap).

4 +Espécie endêmica do Cerrado, sem excluir outros biomas brasileiros.

5 #Espécie nativa de formação savânica de Cerrado.

6 Eixo: N (Eixão Norte), S (Eixão Sul).

7 Origem: Br (flora brasileira), Ce (flora do bioma Cerrado), Ex (exótica à flora brasileira).

8 Porte: ≤ a 6 m de altura (porte pequeno - Pp), > 6 m e ≤ 10 m de altura (porte médio - Pm), > 10 m de altura
9 (porte grande - Pg).

10 Padrão foliar: Dc (decíduo), Pr (perene), sDc (semidecíduo).

11 Polinização: An (anemofilia), Av (ornitofilia), Au (autogamia), Is (entomofilia), Mo (quiropterofilia), Zo
12 (zoofilia).

13 Dispersão: An (anemocoria), Au (autocoria), Av (ornitocoria), Ba (barocoria), Hd (hidrocoria), Mo
14 (quiropterocoria), Zo (zoocoria).

15

16 As 111 espécies identificadas entre as 5.201 árvores e palmeiras amostradas no Eixo
17 Rodoviário de Brasília representam 44,6% da riqueza presente nas 4.200.000 árvores e
18 palmeiras de 249 espécies cultivadas pelo Departamento de Parques e Jardins da Companhia
19 Urbanizadora da Nova Capital do Brasil (DPJ/Novacap) nos últimos 65 anos (Alencar et al.,
20 2012; Cardoso et al., 2010; Lima, 2009; Lima; Silva Júnior, 2010; Machado et al., 1992;
21 Novacap, 2019). Com base nos 49 canteiros levantados, estima-se que 6.700 árvores
22 emoldurem o Eixo Rodoviário ao longo de seus 13,8 km de extensão. Nesse patrimônio
23 florístico, pôde-se detectar a história multifásica da arborização da cidade, marcada por
24 diferentes concepções e estratégias de plantio desde a década de 1960 (Alencar et al., 2012;
25 Cardoso et al., 2010; Lima; Silva Júnior, 2010). Dentre as cinquenta espécies mais marcantes
26 nas variadas fases de arborização de Brasília (Alencar et al., 2012), *Myracrodruon urundeuva*,
27 *Hymenea courbaril*, *Acrocomia aculeata*, *Swietenia macrophylla* e *Pseudobombax munguba*
28 vegetavam exclusivamente o Eixo Rodoviário Norte (ERN) e *Albizia lebbbeck*, *Stryphnodendron*
29 *adstringens*, *Albizia niopoides*, *Jacaranda mimosaefolia*, *Ceiba speciosa* e *Pleroma*
30 *granulosum* vegetavam exclusivamente o Eixo Rodoviário Sul (ERS). Outras 23 espécies
31 listadas por Alencar et al. (2012) como as mais relevantes na arborização de Brasília vegetavam
32 tanto o ERN quanto o ERS (Quadro). Apenas quinze dessas cinquenta espécies não foram
33 encontrados na área de estudo: *Annona crassiflora* Mart. (Araticum), *Mauritia flexuosa* L.f.
34 (Buriti), *Eugenia dysenterica* DC. (Cagaita), *Senna siamea* (Lam.) H.S. Irwin & Barneby
35 (Cássia-amarela), *Cedrela fissilis* Vell. (Cedro), *Sterculia striata* A. St-Hil. & Naud (Chichá),

1 *Clusia sellowiana* Schlecht (Clúsia-rosa), *Senna macranthera* (DC. ex Collad.) H.S.Irwin &
 2 Barneby (Fedegoso), *Apuleia leiocarpa* Vogel J. F. Macbr (Garapa), *Annona muricata* L.
 3 (Graviola), *Syzygium malaccense* L. (Jambo-vermelho), *Caryocar brasiliense* St. Hil.
 4 (Pequizeiro), *Tapirira guianensis* Aubl. (Pombeiro), *Manilkara zapota* L. (Sapotizeiro),
 5 *Tamarindus indica* L. (Tamarindeiro).

6 As árvores que ladeiam o Eixo Rodoviário de Brasília refletem as quatro concepções de
 7 arborização vivenciadas pela cidade (Botelho, 2009; Costa, 2009; Machado, 2009). Essa
 8 trajetória é evidenciada pela presença de espécies utilizadas na arborização de Brasília em
 9 diferentes épocas e que atualmente somam no Eixo Rodoviário 49 espécies (44%) do bioma
 10 Cerrado, 20 espécies de outros biomas brasileiros (18%) e 42 espécies exóticas ao Brasil (38%).
 11 A predominância atual de espécies nativas do Cerrado, especialmente no ERN, indica uma
 12 inflexão em favor da vegetação adaptada às condições edafoclimáticas locais (Souza et al.,
 13 2023), em consonância com as diretrizes de sustentabilidade urbana contemporânea (Capucho;
 14 Neves, 2025; Corrêa; Ramos, 2021). Os dois Eixos compartilham apenas 43% das espécies
 15 encontradas (Quadro) e, apesar de simétricos no plano urbanístico de Lúcio Costa (Costa,
 16 2009), vivenciaram trajetórias distintas de arborização. A arborização do Eixo Rodoviário,
 17 sobretudo o ERN, reflete a passagem de um urbanismo modernista (Costa, 2009) para uma
 18 urbanização ecológica e identitária (Andersson, 2006). O trecho estudado demonstra que a
 19 arborização de Brasília não é estática, mas fruto de um processo histórico, cultural e ecológico
 20 em transformação (Alencar et al., 2012; Capucho; Neves, 2025). A predominância de espécies
 21 de árvores de porte médio (43%) e grande (38%) nos canteiros, com proporção equilibrada entre
 22 espécies perenes e decíduas, é coerente com o papel atribuído à vegetação arbórea como
 23 elemento estruturante da escala bucólica da cidade (Iphan, 2018; Costa, 2009).

24 Brasília teria sua origem em uma concepção paisagística de projeto de Lucio Costa
 25 (Jucá, 2009), o qual acreditava que “urbanizar consiste em levar um pouco da cidade para o
 26 campo e trazer um pouco do campo para dentro da cidade” (Botelho, 2009, p.94). A escala
 27 bucólica é a que melhor traduz o espírito da concepção urbanística da Nova Capital do Brasil
 28 (Botelho, 2009), e os quarteirões residenciais, dispostos ao longo do Eixo Rodoviário e
 29 emoldurados por árvores frondosas, transformou-se em um dos elementos mais marcantes de
 30 Brasília, a cidade-parque (Machado, 2009). O Plano Piloto de Brasília está localizado em uma
 31 área originalmente coberta por vegetação savânica (Figura , B), que foi removida para a
 32 urbanização da área e, posteriormente, arborizada com espécies exóticas. Como resultado desse
 33 contexto histórico, na escala bucólica das superquadras do Plano Piloto observa-se a

1 predominância de espécies exóticas ao Cerrado sobre as nativas, que geralmente são de
2 formações florestais do Cerrado (Lima; Silva Júnior, 2010). De maneira diferente, nos canteiros
3 ao longo do Eixo Rodoviário há 34 espécies originárias das formações savânicas do Cerrado,
4 correspondendo a 31% do total de espécies presentes e 69% das espécies nativas do bioma
5 Cerrado no local (Quadro). Mais uma vez, o ERN apresenta uma identidade arbórea mais
6 atualizada do que o ERS, pois dentre as 34 espécies de formações savânicas, quinze aparecem
7 exclusivamente no ERN, cinco no ERS e quatorze espécies são de ocorrência comum aos dois
8 Eixos (Quadro).

9 Visando mitigar os efeitos negativos da urbanização (Chace; Walsh, 2006), a gestão
10 contemporânea do verde urbano procura incorporar funções ambientais e ecológicas a esses
11 espaços (Ariluoma et al., 2021; Andersson, 2006; Romero; Silva, 2022). Árvores funcionam
12 como portfólios de serviços ambientais (Hintural et al., 2024; Villéger et al., 2008) e atualmente
13 são reconhecidas 37 funções prestadas por elementos naturais, categorizadas em funções de
14 regulação, suporte, provisão e cultural (Ariluoma et al., 2021; Corrêa; Ramos, 2021; Lisboa et
15 al., 2024). À medida que os espaços verdes urbanos se tornam similares a áreas naturais, por
16 meio do cultivo de espécies vegetais nativas, eles demandam menos manutenção e tendem a
17 dar suporte a uma fauna nativa diversificada (Aronson et al., 2017; Hwang et al., 2025). Nesse
18 cenário, há incremento das relações ecológicas, e a polinização, dispersão de sementes e
19 controle de vetores de doenças pela fauna se intensificam (Corrêa; Ramos, 2021; Estevo et al.,
20 2017; Melo et al., 2022). A conciliação de funções ambientais demanda o conhecimento das
21 características morfológicas, fenológicas, fisiológicas e ecológicas das espécies de árvores
22 selecionadas (Corrêa; Ramos, 2021). Quando essas características são desconsideradas, surgem
23 conflitos entre a espécie e o meio que ela arboriza (Corrêa; Ramos, 2021). A partir da
24 experiência acumulada desde a década de 1960, questões ecológicas, fisiológicas e
25 morfológicas desaconselham o cultivo de *Peltophorum dubium* (Cambuí), *Schizolobium*
26 *parahyba* (Guapuruvu), *Handroanthus heptaphyllus* (Ipê-rosa), *P. munguba*, *Bauhinia*
27 *variegata* (Pata-de-vaca), *Cenostigma pluviosum* var. *peltophoroides* (Sibipiruna), *Clitoria*
28 *fairchildiana* (Sombreiro) e *Adenantha pavonina* (Tento-carolina) nas áreas urbanas do
29 Distrito Federal, apesar da grande quantidade de árvores dessas espécies que remanesce até os
30 dias atuais (Quadro) (Alencar et al., 2012).

31 Vários atributos da vegetação causam efeitos significativos sobre a biodiversidade e os
32 processos ecológicos (Pena et al., 2017), e as cidades apresentam potencial para atuarem como
33 repositórios de patrimônio natural (Ribeiro, 2014; Silva et al., 2020) ao priorizarem espécies

1 vegetais nativas em sua arborização (Esteves; Corrêa, 2018). Áreas particulares abrigam a
2 maior parte da paisagem urbana nas cidades (Campos-Silva; Piratelli, 2021) e estima-se que
3 existam mais de 70 mil espécies de plantas em jardins particulares, vias públicas, parques,
4 praças e estufas nesses ambientes (Estevo et al., 2017; Primack; Rodrigues, 2002). Cidades-
5 parque são particularmente qualificadas para atuarem como repositórios da biodiversidade
6 nativa (Corrêa; Ramos, 2021). Os canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília fazem parte desse
7 repositório, onde estão presentes 49 espécies do Cerrado, das quais seis são endêmicas do Brasil
8 (Quadro). Além disso, o Eixo Rodoviário abriga quatro espécies e três gêneros tombados como
9 Patrimônio Ecológico-Urbanístico do Distrito Federal pelo Decreto Distrital nº 39.469/2018:
10 *Myracrodruon urundeuva* (Aroeira), *Copaifera langsdorffii* (Copaíba), *Pseudobombax*
11 *longiflorum* (Embiruçu), *Pterodon pubescens* (Sucupira-branca), *Dalbergia* spp.,
12 *Handroanthus* spp. e *Tabebuia* spp. (Quadro).

13 A integração entre o meio urbano e o natural vislumbrada por Lúcio Costa (Costa, 2009)
14 demanda a conexão entre as partes (Corrêa et al., 2006; Melo et al. 2022), e a presença de
15 corredores arborizados é essencial para manter biodiversidade nas cidades (Beninde et al.
16 2015). O Eixo Rodoviário de Brasília, por sua configuração linear e densa cobertura arbórea
17 (Figura 4), apresenta potencial para operar como corredor ecológico, a depender de sua
18 composição florística (Corrêa et al., 2006). O Índice de *Jaccard* mostrou haver uma média a
19 baixa similaridade ($J = 0,43$) entre os conjuntos de espécies implantados no ERN e no ERS,
20 que corrobora a cronologia de ocupação de Brasília em seus 65 anos de existência (Leitão,
21 2003). Do ponto de vista funcional, a predominância de espécies entomófilas para síndrome de
22 polinização (86%) e zoocóricas (31%) e ornitocóricas (25%), para síndrome de dispersão,
23 reforça o potencial ecológico instalado ao longo do Eixo Rodoviário (Guimarães et al., 2020;
24 Mason et al., 2013). Os conjuntos de árvores e palmeiras no ERN e no ERS apresentam todos
25 os 22 traços funcionais entre os cinco atributos selecionados (Quadro 1). Mas, há variação entre
26 as proporções desses traços nos dois conjuntos de plantas estudadas, que resulta na formação
27 de duas comunidades funcionalmente distintas (Gráfico 2) (Villéger et al., 2008). A maior parte
28 das espécies arbóreas (57%) não é compartilhada entre os Eixos, o ERN abriga 43% a mais de
29 espécies de Cerrado do que o ERS, e a natividade foi um traço importante para a separação das
30 espécies estudadas em duas comunidades diferentes (Gráfico 2). Espécies nativas de plantas
31 dão suporte a uma fauna nativa mais diversificada e, portanto, espera-se que o ERN seja
32 ecologicamente mais ativo do que o ERS (Aronson et al., 2017; Cecchetto et al., 2014; Hwang
33 et al., 2025).

1 No patrimônio arborícola do Eixo Rodoviário de Brasília há espécimes com mais de
2 meio século de idade (Alencar et al., 2012), e a substituição sistemática de árvores enfermas e
3 mortas por espécies de formações savânicas do Cerrado é capaz de resgatar a fitofisionomia
4 original, incorporar o paradigma contemporâneo de arborização ao local e, simultaneamente,
5 preservar a escala bucólica no molde concebido por Lúcio Costa (Machado, 2009). Essa
6 medida aproxima a política urbana da política ambiental ao integrar o planejamento paisagístico
7 à salvaguarda do patrimônio natural (Esteves; Corrêa, 2018).

8 Desde 1991, o Eixo Rodoviário é fechado ao acesso de veículos aos domingos e
9 feriados, quando a população o utiliza como um parque linear de lazer, atividades culturais e
10 esportivas. Isso permite a aproximação entre população e arborização e concilia a função
11 urbanística da via a uma função pedagógica. O contato com a diversidade nativa desperta o
12 papel educativo, reforçando a percepção do Cerrado como bioma original do Distrito Federal
13 (Romero; Silva, 2022). Essa função pedagógica, aliada ao reconhecimento legal de espécies e
14 gêneros protegidos, contribui para a formação de uma consciência voltada à valorização do
15 patrimônio natural (Corrêa; Ramos, 2021). Nesse contexto, a arborização com espécies nativas
16 de formações savânicas do Cerrado não seria apenas um elemento de embelezamento urbano,
17 mas também um componente de identidade paisagística da capital e de infraestrutura verde
18 multifuncional (Aronson et al., 2014; Campos-Silva; Piratelli, 2021; Mason et al., 2013).

19 Nos canteiros estudados foram identificadas quatorze espécies de árvores não cultivadas
20 pelo DPJ/Novacap, das quais doze são exóticas à flora brasileira (Quadro 1). A presença de
21 frutíferas entre essas espécies, tais como *Citrus* sp., *Cocos nucifera* (Coqueiro), *Citrus x limon*
22 (Limoeiro), *Spondias purpurea* (Seriguela), *Bixa orellana* (Urucum) e até *Carica papaya* L.
23 (Mamoeiro), indica eventuais intervenções de jardinagem de guerrilha na escala bucólica da
24 cidade (Adams et al., 2014; Millie, 2023). A prática, considerada ilegal e de interesse da
25 criminologia verde, desafia a ordem estética hegemônica (Millie, 2023). Embora
26 frequentemente promovida e percebida como uma atividade construtiva por seus praticantes, a
27 jardinagem de guerrilha pode resultar em impactos adversos onde é praticada (Adams et al.,
28 2014). No Eixo Rodoviário de Brasília, além da intervenção negativa no paisagismo planejado,
29 espécies como *Heptapleurum actinophyllum* (Árvore guarda-chuva), *Cupressus* sp. (Cipreste),
30 *Citrus* sp. e *Leucaena leucocephala* (Leucena) (Quadro 1) são invasoras no território brasileiro
31 (Instituto Horus, 2024). Elas são capazes de se disseminarem e inibirem o desenvolvimento de
32 outras espécies, comprometendo a biodiversidade (Buisson et al., 2019). Os postos de
33 combustíveis que ocupam parte da área de alguns canteiros adotam um paisagismo próprio, que

1 destoa da paisagem bucólica e compromete o projeto original. *Dypsis lutescens* (Areca-bambu),
2 *Hibiscus rosa-sinensis* L. (Hibiscos), *Yucca gigantea* Lem. (Yucca) e *Duranta erecta* L. (pingo-
3 de-ouro) são frequentes no entorno desses estabelecimentos.

4 A introdução de espécies exóticas para fins ornamentais impacta negativamente as
5 espécies vegetais nativas e seus polinizadores (Silva et al., 2020), e é a principal responsável
6 pelos registros de invasão de plantas em diversos países (Biondi et al., 2008). A espécie com
7 maior número de ocorrências de invasão na região Centro-Oeste é *L. leucocephala*, seguida de
8 *C. fairchildiana*, *Spathodea campanulata* (Espatódea) e *Terminalia. Catappa* (Sete-copas)
9 (Santos et al., 2022), e todas estão presentes no Eixo Rodoviário de Brasília (Quadro 1).
10 Leucena não é cultivada pelo DPJ/Novacap e as demais três espécies são herança dos
11 primórdios da arborização da Nova Capital do Brasil (Alencar et al., 2012; Cardoso et al., 2010;
12 Lima; Silva Júnior, 2010). Sete-copas ocorre exclusivamente no ERS, que também abriga um
13 maior número de árvores de Espatódea. O cultivo de Espatódea, exótica à flora brasileira, tem
14 sido desencorajado pela sua toxicidade para beija-flores e abelhas, especialmente para as
15 abelhas nativas sem ferrão (Instituto Horus, 2024; Castagnino et al., 2024). *Ligustrum lucidum*
16 (Alfineiro), *Morus nigra* (Amoreira), *Melia azedarach* (Cinamomo), *Citrus spp.*, *Tecoma stans*
17 (Ipê-de-jardim), *Syzigium cumini* (Jamelão), *Mangifera indica* (Mangueira), *Roystonea*
18 *oleracea* (Palmeira-real), *Pinus spp.* são outras espécies com potencial invasor (Instituto Horus,
19 2024) presentes na área de estudo. O plantio de árvores por particulares fora do contexto
20 planejado sugere que a gestão da arborização urbana demanda estratégias integradas de
21 monitoramento e manutenção para que o patrimônio tombado não seja descaracterizado.

22 A implantação de estruturas do Metrô-DF em alguns canteiros do ERS, no início dos
23 anos 1990, foi outra intervenção significativa constatada. As obras demandaram a remoção de
24 árvores e intervenção paisagística, apropriando-se de 12,7% da área estudada no ERS. Essa
25 intervenção reduziu a abundância da comunidade de plantas e pode ter influenciado
26 negativamente a sua riqueza florística, uma vez que o ERS aloja 21% a menos de espécies
27 arbóreas e de palmeiras do que o ERN. O vazio planejado por Lúcio Costa não deve ser
28 entendido como reserva para implantação de equipamentos públicos, porque ele é projetual,
29 estruturante, integrador e tombado (Botelho, 2009; Costa, 2009; Jucá, 2009; Leitão, 2003, Mira
30 et al., 2021, UNESCO, 2002). As estações do Metrô-DF e os postos de gasolina interferem em
31 um dos principais eixos estruturantes do Plano Piloto de Brasília, parte essencial do conjunto
32 urbanístico reconhecido como Patrimônio Cultural da Humanidade. A conciliação entre a
33 evolução urbanística e a preservação do traçado urbanístico modernista apresenta-se como um

1 desafio constante para Brasília, sobretudo para a sua escala bucólica. Nesse sentido, o conceito
2 contemporâneo de cidade esponja (Wong et al., 2016) cria novos desafios, ao propor abrigar
3 soluções baseadas na natureza nas áreas verdes da escala bucólica. Brasília e demais cidades do
4 Distrito Federal sofrem há mais de duas décadas com alagamentos e enxurradas, que são fortes
5 argumentos para mais uma intervenção em suas áreas verdes. As áreas arborizadas de Brasília
6 não são resultado puramente técnicos, mas carregam uma intenção estética e cultural de
7 aproximar a cidade da paisagem campestre (Costa, 2009). Em sua trajetória de desenvolvimento
8 conceitual, a cidade esponja (Wong et al., 2016) precisará se adaptar à antecessora cidade-
9 parque (Gatarić et al., 2019).

10

11 **2. CONCLUSÃO**

12 As espécies de árvores e palmeiras encontradas ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília
13 representam 44,6% da riqueza de espécies implantada em todo o Distrito Federal em 65 anos
14 de arborização urbana. O conjunto arbóreo cultivado ao longo da via constitui um patrimônio
15 natural, cultural e urbanístico multifuncional, que transcende a função estética ao integrar
16 memória, identidade e biodiversidade. A coexistência entre espécies nativas do Cerrado, nativas
17 do Brasil e exóticas à flora brasileira retratam a linha histórica conceitual que atuou sobre a
18 arborização da área. Nesse sentido, a comunidade vegetal presente no Eixo Rodoviário Norte
19 (ERN) é florísticamente pouco similar e funcionalmente diversa daquela presente no Eixo
20 Rodoviário Sul (ERS), cujas espécies aderem melhor ao conceito de arborização estético-
21 paisagística dos anos 1960. O ERN, que abriga um conjunto mais rico de espécies nativas do
22 Cerrado, apresenta maior potencial ecológico para atuar como repositório *ex situ* da
23 biodiversidade nativa.

24 Intervenções não planejadas no projeto original da Nova Capital do Brasil reforçam a
25 importância de se adotarem estratégias de monitoramento e preservação da escala bucólica, um
26 dos elementos mais marcantes de Brasília. Conflito entre desenvolvimento e a preservação do
27 conjunto tombado é tema recorrente e reforça a necessidade de políticas públicas que
28 desenvolvam a cidade sem descaracterizá-la. A extensão, linearidade, densidade arbórea e
29 diversidade funcional arbórea habilitam o Eixo Rodoviário de Brasília como corredor ecológico
30 urbano, reforçando o caráter de cidade-parque ecologicamente funcional. Os canteiros
31 estudados mostram como memória, território e patrimônio natural contemporâneo podem
32 dialogar com o urbanismo modernista, oferecendo subsídios para a conservação de paisagens
33 culturais e a sustentabilidade ambiental urbana.

CAPÍTULO 4: FITOSSOCIOLOGIA DO EIXO RODOVIÁRIO DE BRASÍLIA

1. RESULTADOS

A suficiência amostral necessária para se representar a flora arbórea e de palmeiras do Eixo Rodoviário de Brasília demandou o levantamento de 5.224 indivíduos presentes em 49 dos 64 canteiros que ladeiam a via de 13,8 km de extensão (Gráfico 3). Foram levantados 24 canteiros no Eixo Rodoviário Norte (ERN) e 25 canteiros do Eixo Rodoviário Sul (ERS), onde foram identificadas 131 espécies de plantas de 90 gêneros e 34 famílias botânicas. Do total de indivíduos, 33 não puderam ser identificados, 9 foram identificados apenas a nível de família e 19 identificados apenas a nível de gênero.

A abundância de indivíduos por espécie variou de zero - ausência de indivíduos de determinada espécie em alguns canteiros - a 79,6 indivíduos/ha, correspondente à espécie *Tabebuia rosea* (Ipê-rosa), cuja média foi $13,8 \pm 15,6$ (Tabela 1).

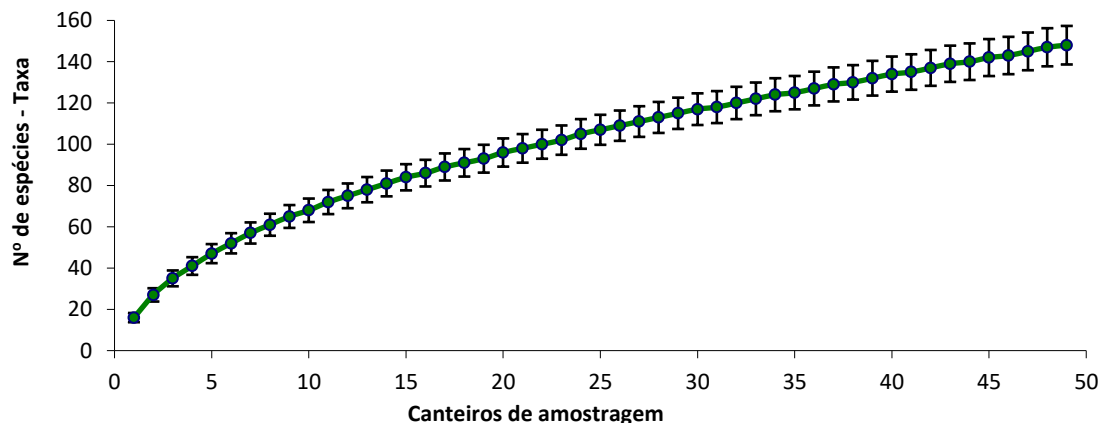


Gráfico 3 - Curva de rarefação das espécies arbóreas e palmeiras amostradas nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília. Barras indicam desvio padrão da média.

Tabela 1 - Estatística descritiva para os dados de abundâncias das espécies identificadas: (*mean*) média da abundância para as espécies identificadas; (*sd*) desvio-padrão de cada espécie; (*range*) variação na abundância de cada espécie; (*se*) erro padrão de cada espécie.

Espécies ERB	<i>mean</i>	<i>sd</i>	<i>range</i>	<i>se</i>
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	0,04	0,31	2,19	0,04
<i>Adenantha pavonina</i> L.	0,95	3,42	21,84	0,49
<i>Albizia lebbek</i> (L.) Benth.	0,04	0,18	0,91	0,03
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth) Burkart	0,35	1,75	10	0,25
<i>Anacardium occidentale</i> L.	0,43	1,11	4,93	0,16
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0,79	2,01	10	0,29
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg. (L.) Speg	3,45	5,98	29,09	0,85

<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	0,97	2,56	12,82	0,37
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	0,04	0,29	2,06	0,04
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	0,02	0,13	0,91	0,02
<i>Bauhinia monandra</i> Kurz	0,06	0,39	2,73	0,06
<i>Bauhinia variegata</i> L.	0,46	1,46	6,12	0,21
<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	0,19	0,72	4,55	0,1
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	0,02	0,13	0,91	0,02
<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	0,02	0,14	0,99	0,02
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess	0,1	0,51	3,07	0,07
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	0,23	1,2	8,18	0,17
<i>Cariniana rubra</i> Gardner ex Miers	0,47	1,64	9,09	0,23
<i>Caryota urens</i> L.	0,02	0,15	1,02	0,02
<i>Cassia grandis</i> L.f.	0,11	0,55	2,73	0,08
<i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K. Schum.	0,12	0,58	3,07	0,08
<i>Ceiba rubriflora</i> Carv.-Sobr. & L. P.	0,02	0,13	0,91	0,02
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	1,88	6,99	39,27	1
<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) Gagnon & G.P. Lewis	2,93	4,58	20	0,65
<i>Citrus</i> sp.	0,14	0,47	2,73	0,07
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	0,37	2,05	13,8	0,29
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	0,16	0,55	3,09	0,08
<i>Cocos nucifera</i> L.	0,02	0,15	1,02	0,02
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	0,02	0,13	0,91	0,02
<i>Cupressus</i> sp.	0,04	0,29	2,06	0,04
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart. Ex DC.	0,06	0,33	2,11	0,05
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	0,23	0,56	2,09	0,08
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Fr. Allem.	0,28	1,37	7,27	0,2
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	4,06	10,41	42,73	1,49
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	0,02	0,13	0,91	0,02
<i>Dypsis lutescens</i> (H.Wendl.) Beentje & J.Dransf.	0,98	3,02	15,45	0,43
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lind. Sinon	0,02	0,15	1,03	0,02
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	0,04	0,2	1,03	0,03
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	0,04	0,26	1,82	0,04
<i>Eucalyptus</i> sp.	0,04	0,18	0,91	0,03
<i>Eugenia uniflora</i> L.	0,04	0,2	0,99	0,03
Fabaceae 1	0,07	0,31	1,82	0,04
Fabaceae 2	0,04	0,26	1,82	0,04
Fabaceae 3	0,02	0,13	0,91	0,02
Fabaceae 4	0,04	0,26	1,82	0,04
Fabaceae 5	0,02	0,13	0,91	0,02
<i>Ficus benjamina</i> L.	0,35	1,44	9,26	0,21
<i>Ficus obliqua</i> G. Forst	0,19	1,3	9,09	0,19
<i>Genipa americana</i> L.	1,69	3,54	19	0,51
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0,11	0,78	5,45	0,11
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1,12	2,85	14,55	0,41

<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	2,81	7,15	44,79	1,02
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.)	4,64	10,92	55,51	1,56
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	0,02	0,15	1,02	0,02
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.	8,15	10,46	50	1,49
<i>Heptapleurum actinophyllum</i> (Endl.) Lowry & G.M.Plunkett.	0,02	0,15	1,03	0,02
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	0,36	1,06	5,15	0,15
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0,08	0,33	1,82	0,05
<i>Hyptis</i> sp.	0,02	0,14	0,99	0,02
Indeterminada 1	0,04	0,31	2,18	0,04
Indeterminada 10	0,02	0,14	0,99	0,02
Indeterminada 12	0,04	0,28	1,99	0,04
Indeterminada 14	0,06	0,42	2,96	0,06
Indeterminada 15	0,07	0,52	3,64	0,07
Indeterminada 16	0,06	0,44	3,07	0,06
Indeterminada 2	0,06	0,39	2,73	0,06
Indeterminada 3	0,06	0,45	3,12	0,06
Indeterminada 4	0,02	0,13	0,91	0,02
Indeterminada 5	0,04	0,26	1,82	0,04
Indeterminada 6	0,04	0,28	1,95	0,04
Indeterminada 7	0,15	1,07	7,46	0,15
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	0,84	2,23	10,47	0,32
<i>Inga marginata</i> Willd.	0,4	1,26	6,33	0,18
<i>Jacaranda mimosaeifolia</i> D. Dom	0,04	0,26	1,82	0,04
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	0,13	0,91	6,36	0,13
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	0,35	2,34	16,36	0,33
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	1,76	3,24	14,78	0,46
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	0,36	0,97	5,45	0,14
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>férrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	0,75	5,14	36,02	0,73
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L.P.Queiroz	3,56	6,76	28,18	0,97
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	0,82	3,58	19,09	0,51
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel.	0,06	0,24	1,06	0,03
<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. Ex Pierre	0,12	0,72	4,93	0,1
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	0,06	0,24	1,03	0,03
<i>Mangifera indica</i> L.	6,74	9	40,75	1,29
<i>Melia azedarach</i> L.	0,19	0,81	5,45	0,12
<i>Micropholis</i> sp.	0,09	0,65	4,55	0,09
<i>Moquilea tomentosa</i> Benth. Fritsch	1,28	7,29	50,91	1,04
<i>Morus nigra</i> L.	2,75	4,91	21,82	0,7
<i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão	0,02	0,15	1,03	0,02
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	0,26	1	5,28	0,14
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	3,45	8,97	44,55	1,28
<i>Persea americana</i> Mill.	0,69	1,78	10,71	0,25
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	0,47	1,59	9,09	0,23
<i>Pinus caribaea</i> Morelet	0,11	0,78	5,45	0,11
<i>Pinus</i> sp.	0,02	0,15	1,02	0,02

<i>Piper aduncum</i> L.	0,02	0,15	1,03	0,02
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	0,19	0,67	2,96	0,1
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	0,02	0,15	1,05	0,02
<i>Pleroma granulosum</i> (Desr.) D. Don	0,39	1,79	11,73	0,26
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	0,07	0,41	2,73	0,06
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns	0,08	0,32	1,82	0,05
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart.) Dugand	0,09	0,65	4,55	0,09
<i>Psidium guajava</i> L.leuce	2,15	5,29	32,91	0,76
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.	0,07	0,31	1,82	0,04
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	2,66	6,36	25,45	0,91
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	0,02	0,13	0,91	0,02
<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O.F.Cook	0,02	0,15	1,02	0,02
Sapindaceae 1	0,02	0,13	0,91	0,02
Sapindaceae 2	0,02	0,13	0,91	0,02
<i>Sapindus saponaria</i> L.	0,08	0,44	2,92	0,06
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	0,82	1,68	6,23	0,24
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	1,08	2,87	16,4	0,41
<i>Spondias purpurea</i> L.	0,02	0,15	1,03	0,02
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	0,02	0,13	0,91	0,02
<i>Swietenia macrophylla</i> King	0,15	0,68	4,55	0,1
<i>Syagrus oleraceae</i> Mart. Becc.	0,86	3,35	15,27	0,48
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham) Glassman	0,97	3,5	20,78	0,5
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	5,9	7,31	29,09	1,04
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	0,02	0,14	0,97	0,02
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	1,93	3,04	10,91	0,43
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A.DC.	13,8	15,62	79,66	2,23
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	4,07	5,46	24,55	0,78
<i>Tabebuia</i> sp.	0,02	0,15	1,02	0,02
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	0,1	0,41	2,08	0,06
<i>Terminalia catappa</i> L.	0,1	0,37	2,08	0,05
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	0,78	3,93	26,65	0,56
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	0,02	0,16	1,09	0,02
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	0,04	0,19	1,02	0,03
<i>Vitex polygama</i> Cham.	0,22	1,56	10,9	0,22
<i>Washingtonia robusta</i> H.Wendl.	0,1	0,6	4,1	0,09

1

2 A frequência relativa de espécies demonstra que, de 131 espécies, mais de 80 estão entre
3 as 10% menos frequentes, contabilizando 64,6% de espécies com pouca presença nas áreas
4 levantadas (Gráfico 4).

5

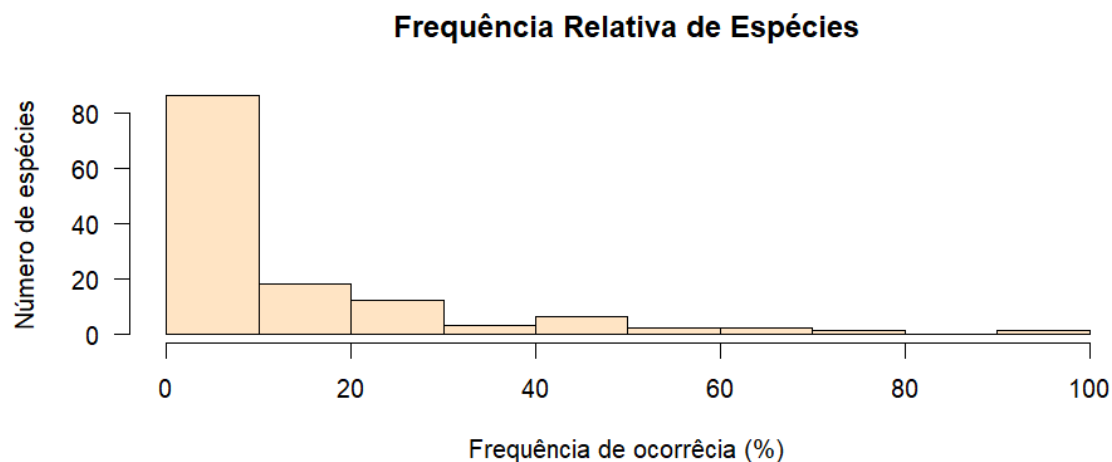
6

7

Considerando os traços funcionais das espécies identificadas, 2837 indivíduos são
classificados como de padrão foliar decíduo, ou seja, perdem completamente as folhas de sua
copa durante a estação seca. Outros 2051 indivíduos são do tipo perene e não perdem sua

1 cobertura foliar, enquanto mais 285 indivíduos são do tipo semi-decíduo, perdendo
2 parcialmente suas folhas.

3 Quanto ao porte, 2575 indivíduos são classificados como porte grande, com mais de 10
4 metros de altura, enquanto 2076 são de porte médio, entre 6 e 10 metros de altura, e 522 são de
5 porte pequeno, chegando ao máximo 6 metros de altura. Entre os indivíduos de porte grande,
6 1490 possuem padrão foliar do tipo perene ou semi-decíduo, correspondente à 28,5% do total
7 identificado no ERB.



8 Gráfico 4 - Distribuição da Frequência Relativa de ocorrência das espécies levantadas no Eixo Rodoviário de
9 Brasília. 84 espécies acontecem em menos de cinco canteiros diferentes ao longo dos 49 canteiros levantados no
10 estudo.

11 **1.1. Índice de Valor de Importância**

12 O Eixo Rodoviário de Brasília (ERB) é um bosque dominado por cinco espécies,
13 *Tabebuia rosea* (Ipê-rosa), *Mangifera indica* (Mangueira), *Syzygium cumini* (Jamelão),
14 *Handroanthus serratifolius* (Ipê-amarelo-flor-de-algodão) e *Handroanthus impetiginosus* (Ipê-
15 roxo), que juntas contabilizaram mais de 33% do Valor de Importância (IVI). As demais 126
16 espécies identificadas contribuíram com pouco mais de 2/3 do IVI regional (Tabela 2).

17 As espécies *H. serratifolius* e *H. impetiginosus* são ambas nativas do bioma Cerrado.
18 Entretanto, apenas o *H. impetiginosus* é espécie de formação savânica de Cerrado,
19 fitofisionomia original da região onde hoje encontra-se o ERB.

20 A Densidade Relativa (DeR), ou porcentagem de indivíduos amostrados que pertencem
21 a uma mesma espécie, apresentou alta correlação significativa com a Frequência Relativa (FR
22 - relação entre a frequência absoluta de uma espécie em relação à soma das frequências
23 absolutas de todas as espécies levantadas). A DeR também é o componente que mais fortemente

1 se relacionou com o IVI ($R^2 = 0,81$, $p = 0,005$), contribuindo para o valor final deste índice (
 2 Gráfico 5).

3 As três espécies com maiores IVIs foram *T. rosea*, seguida de *M. indica* e *S. cumini*. Os
 4 altos valores de Dominância relativa (DoR - proporção da área basal total da comunidade que
 5 dada espécie possui), das espécies *M. indica* e *S. cumini*, que possuem troncos com diâmetros
 6 maiores que as demais espécies identificadas, não foram suficientes para superar o alto número
 7 de indivíduos de *T. rosea* na determinação do valor final de IVI para as espécies.

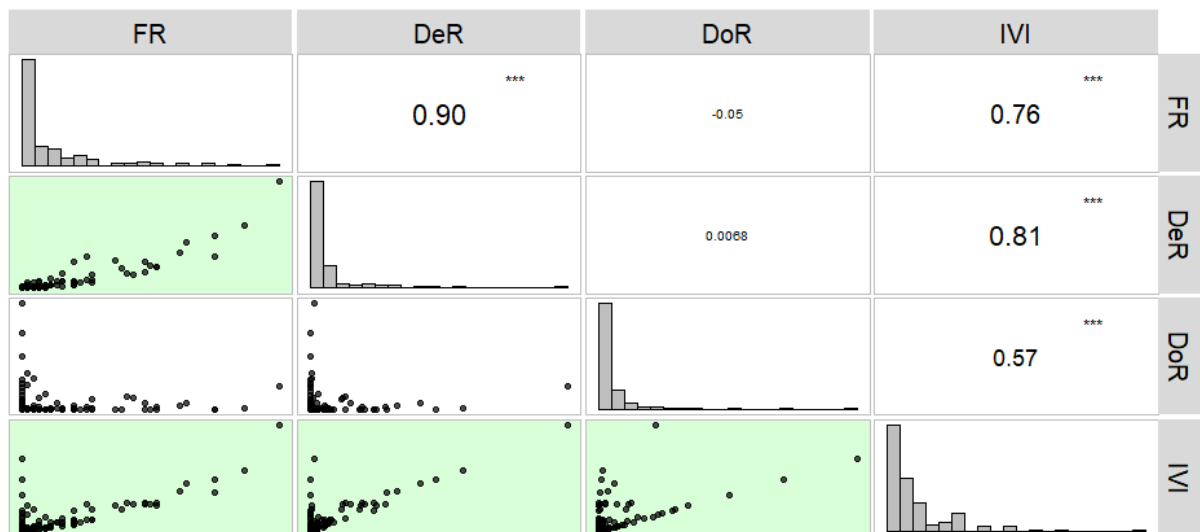
8 Tabela 2 - Valores relativos, em %, para a frequência (FR) densidade (DeR), dominância (DoR) e valor de
 9 importância (IVI) para a arborização do Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).

Espécies ERB	Família	Abund. (N)	FR (%)	DeR (%)	DoR (%)	IVI (Σ)
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A.DC.	Bignoniaceae	707	5,78	13,41	7,71	26,9
<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae	341	4,36	6,55	15,18	26,09
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Myrtaceae	299	3,72	5,73	10,89	20,35
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.	Bignoniaceae	421	5,01	7,92	4,48	17,41
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.)	Bignoniaceae	231	3,59	4,51	2,66	10,76
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L.P. Queiroz	Fabaceae	188	2,18	3,46	4,33	9,96
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg. (L.) Speg	Fabaceae	179	2,82	3,35	3,76	9,93
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	174	1,28	3,35	5,28	9,91
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Bignoniaceae	211	4,36	3,96	1,58	9,9
<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) Gagnon & G.P. Lewis	Fabaceae	148	2,95	2,84	3,35	9,14
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Fabaceae	204	1,54	3,95	3,53	9,01
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Fabaceae	137	2,31	2,58	3,19	8,08
<i>Morus nigra</i> L.	Moraceae	141	3,08	2,67	1,75	7,5
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Bignoniaceae	142	3,08	2,73	1,35	7,16
<i>Psidium guajava</i> L. leuce	Myrtaceae	108	2,82	2,09	1,71	6,63
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Lecythidaceae	88	2,57	1,71	1,49	5,77
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S. Moore	Bignoniaceae	97	2,44	1,88	0,92	5,23
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Malpighiaceae	89	1,03	1,83	1,93	4,79
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	85	1,67	1,64	1,12	4,44
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Moraceae	49	1,28	0,94	2,05	4,27
<i>Moquilea tomentosa</i> Benth. Fritsch	Chrysobalanaceae	68	0,77	1,24	2,25	4,27
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Bignoniaceae	54	1,67	1,05	0,91	3,63
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Fabaceae	41	1,41	0,79	1,04	3,25
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	41	1,28	0,77	1,01	3,06
<i>Adenanthera pavonina</i> L.	Fabaceae	47	1,03	0,92	1,09	3,04

<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae	57	1,54	1,09	0,39	3,03
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Fabaceae	41	1,28	0,81	0,93	3,03
<i>Persea americana</i> Mill.	Lauraceae	34	1,67	0,67	0,6	2,93
<i>Dypsis lutescens</i> (H.Wendl.) Beentje & J.Dransf.	Arecaceae	50	1,03	0,95	0,62	2,6
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham) Glassman	Arecaceae	46	0,9	0,94	0,48	2,32
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	22	1,28	0,42	0,16	1,87
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Fabaceae	19	1,28	0,35	0,17	1,8
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Oleaceae	41	0,39	0,8	0,59	1,78
<i>Syagrus oleraceae</i> Mart. Becc.	Arecaceae	40	0,51	0,83	0,33	1,67
<i>Cariniana rubra</i> Gardner ex Miers	Lecythidaceae	24	0,64	0,46	0,55	1,64
<i>Inga marginata</i> Willd.	Fabaceae	19	0,77	0,39	0,48	1,63
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Fabaceae	38	0,26	0,73	0,64	1,63
<i>Pleroma granulosum</i> (Desr.) D. Don	Melastomataceae	19	0,64	0,38	0,56	1,59
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Fabaceae	37	0,51	0,76	0,31	1,59
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	Lythraceae	24	0,77	0,46	0,3	1,53
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	11	1,03	0,22	0,26	1,51
<i>Ficus benjamina</i> L.	Moraceae	17	0,77	0,34	0,39	1,5
<i>Bauhinia variegata</i> L.	Fabaceae	23	0,64	0,45	0,37	1,46
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Rhamnaceae	18	0,9	0,35	0,15	1,4
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	Fabaceae	13	0,64	0,25	0,21	1,11
<i>Melia azedarach</i> L.	Meliaceae	10	0,64	0,18	0,25	1,07
<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	Nyctaginaceae	10	0,64	0,18	0,23	1,06
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth) Burkart	Fabaceae	19	0,26	0,34	0,44	1,04
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	Lythraceae	19	0,26	0,34	0,43	1,03
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	12	0,39	0,22	0,38	0,99
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Fabaceae	8	0,64	0,16	0,19	0,99
<i>Ficus obliqua</i> G. Forst	Moraceae	10	0,13	0,18	0,57	0,87
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae	10	0,51	0,19	0,17	0,87
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	Rutaceae	7	0,64	0,13	0,05	0,82
<i>Swietenia macrophylla</i> King	Meliaceae	8	0,51	0,14	0,1	0,76
<i>Terminalia catappa</i> L.	Combretaceae	5	0,51	0,1	0,1	0,71
<i>Citrus</i> sp.	Rutaceae	18	0,26	0,36	0,08	0,7
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Fr. Allem.	Fabaceae	15	0,26	0,27	0,18	0,7
<i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K. Schum.	Malpighiaceae	6	0,26	0,12	0,28	0,65
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	4	0,39	0,07	0,16	0,62
<i>Cassia grandis</i> L.f.	Fabaceae	6	0,26	0,11	0,2	0,56
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Bignoniaceae	5	0,39	0,1	0,07	0,56
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Lamiaceae	11	0,13	0,22	0,22	0,56
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	4	0,39	0,08	0,08	0,54
Fabaceae 1	Fabaceae	2	0,39	0,07	0,05	0,51
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess	Clusiaceae	5	0,26	0,1	0,14	0,5
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Malpighiaceae	4	0,39	0,07	0,04	0,5
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel.	Fabaceae	3	0,39	0,06	0,04	0,49

<i>Pinus caribaea</i> Morelet	Pinaceae	6	0,13	0,11	0,25	0,49
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	Malpighiaceae	3	0,39	0,06	0,01	0,45
<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. Ex Pierre	Magnoliaceae	6	0,26	0,12	0,06	0,44
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	4	0,26	0,07	0,11	0,44
<i>Washingtonia robusta</i> H.Wendl.	Arecaceae	5	0,26	0,1	0,08	0,44
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sapindaceae	4	0,26	0,08	0,09	0,43
<i>Albizia lebbek</i> (L.) Benth.	Fabaceae	2	0,26	0,04	0,13	0,42
<i>Eucalyptus</i> sp.	Myrtaceae	2	0,26	0,04	0,09	0,38
<i>Micropholis</i> sp.	Sapotaceae	5	0,13	0,09	0,16	0,38
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart. Ex DC.	Bignoniaceae	3	0,26	0,06	0,05	0,37
Indeterminada 7	Indeterminada	7	0,13	0,15	0,09	0,37
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	Euphorbiaceae	7	0,13	0,13	0,1	0,36
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart.) Dugand	Malpighiaceae	5	0,13	0,09	0,14	0,36
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malpighiaceae	2	0,26	0,04	0,04	0,33
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	Fabaceae	2	0,26	0,04	0,04	0,33
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	2	0,26	0,04	0	0,3
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malpighiaceae	6	0,13	0,11	0,05	0,29
Indeterminada 15	Indeterminada	4	0,13	0,07	0,07	0,27
Indeterminada 2	Indeterminada	3	0,13	0,05	0,06	0,24
Indeterminada 3	Indeterminada	3	0,13	0,06	0,05	0,24
Fabaceae 4	Fabaceae	2	0,13	0,04	0,07	0,23
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae	2	0,13	0,04	0,04	0,21
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	1	0,13	0,02	0,06	0,21
Fabaceae 2	Fabaceae	1	0,13	0,04	0,05	0,21
Indeterminada 14	Indeterminada	3	0,13	0,06	0,02	0,21
<i>Bauhinia monandra</i> Kurz	Fabaceae	3	0,13	0,05	0,02	0,2
Indeterminada 16	Indeterminada	3	0,13	0,06	0,01	0,2
Indeterminada 5	Indeterminada	2	0,13	0,04	0,04	0,2
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Arecaceae	2	0,13	0,04	0,02	0,19
Indeterminada 12	Indeterminada	2	0,13	0,04	0,02	0,19
<i>Jacaranda mimosaeifolia</i> D. Dom	Bignoniaceae	2	0,13	0,04	0,02	0,19
<i>Ceiba rubriflora</i> Carv.-Sobr. & L. P.	Malpighiaceae	1	0,13	0,02	0,03	0,18
<i>Cupressus</i> sp.	Cupressaceae	2	0,13	0,04	0,01	0,18
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Fabaceae	2	0,13	0,04	0,01	0,18
Fabaceae 3	Fabaceae	1	0,13	0,02	0,03	0,18
Indeterminada 1	Indeterminada	2	0,13	0,04	0,01	0,18
Indeterminada 6	Indeterminada	2	0,13	0,04	0,01	0,18
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	1	0,13	0,02	0,03	0,18
<i>Caryota urens</i> L.	Arecaceae	1	0,13	0,02	0,02	0,17
<i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão	Anacardiaceae	1	0,13	0,02	0,02	0,17
<i>Pinus</i> sp.	Pinaceae	1	0,13	0,02	0,02	0,17
<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O.F.Cook	Arecaceae	1	0,13	0,02	0,02	0,17
Sapindaceae 2	Sapindaceae	1	0,13	0,02	0,02	0,17
<i>Spondias purpurea</i> L.	Anacardiaceae	1	0,13	0,02	0,02	0,17
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	Meliaceae	1	0,13	0,02	0,01	0,16

<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	1	0,13	0,02	0,02	0,16
<i>Cocos nucifera</i> L.	Arecaceae	1	0,13	0,02	0,01	0,16
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	1	0,13	0,02	0,02	0,16
Fabaceae 5	Fabaceae	1	0,13	0,02	0,01	0,16
<i>Heptapleurum actinophyllum</i> (Endl.) Lowry & G.M.Plunkett.	Araliaceae	1	0,13	0,02	0,01	0,16
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	1	0,13	0,02	0,02	0,16
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fabaceae	1	0,13	0,02	0,01	0,16
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Myrtaceae	1	0,13	0,02	0,01	0,16
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	Polygonaceae	1	0,13	0,02	0,01	0,16
<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	Fabaceae	1	0,13	0,02	0,01	0,15
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lind. Sinon	Rosaceae	1	0,13	0,02	0	0,15
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	1	0,13	0,02	0	0,15
<i>Hyptis</i> sp.	Lamiaceae	1	0,13	0,02	0,01	0,15
Indeterminada 10	Indeterminada	1	0,13	0,02	0	0,15
Indeterminada 4	Indeterminada	1	0,13	0,02	0,01	0,15
<i>Piper aduncum</i> L.	Piperaceae	1	0,13	0,02	0	0,15
Sapindaceae 1	Sapindaceae	1	0,13	0,02	0	0,15
Tabebuia sp.	Bignoniaceae	1	0,13	0,02	0	0,15



1 Gráfico 5 - Correlação entre os descritores que compõe o índice de Valor de Importância (IVI) para o Eixo
2 Rodoviário de Brasília: FR – Frequência relativa; DeR – Densidade Relativa; DoR – Dominância Relativa; *** -
3 nível de significância à 1%.

4 O Eixo Rodoviário Sul (ERS) teve como espécies com maior IVI *H. serratifolius*, *T.*
5 *rosea* e *Delonix regia* (Flamboyant) (Tabela 3), enquanto o Eixo Rodoviário Norte apresentou
6 lista similar ao Eixo Rodoviário de Brasília (ERB) como um todo, com mudança de posição
7 entre as espécies mais importantes: *M. indica*, *T. rosea* e *S. cumini* (Tabela 4).

1 Dentre as 30 espécies com IVI acima da média no ERB, o parâmetro que mais contribuiu
2 foi a Dominância relativa (DoR), com 35,85% do valor de importância dessas espécies (Gráfico
3 6). A Densidade relativa (DeR) também contribuiu de forma expressiva para a composição do
4 IVI médio, com 35,32% do valor composto por essa variável.

5 Tabela 3 - Valores relativos, em %, para a frequência (FR) densidade (DeR), dominância (DoR) e valor de
6 importância (IVI) para a arborização do Eixo Rodoviário Sul (ERS).

Espécies ERS	FR (%)	DeR (%)	DoR (%)	IVI (Σ)
<i>Handroanthus serratifolius</i>	6,00	11,33	6,22	23,55
<i>Tabebuia rosea</i>	6,57	9,90	5,38	21,85
<i>Delonix regia</i>	2,57	8,21	7,37	18,15
<i>Mangifera indica</i>	3,14	4,30	10,04	17,48
<i>Cenostigma pluviosum var. peltophoroides</i>	4,57	4,84	5,48	14,90
<i>Peltophorum dubium</i>	1,43	5,07	8,01	14,51
<i>Libidibia ferrea var. leiostachya</i>	2,57	4,97	6,49	14,03
<i>Anadenanthera peregrina.</i>	3,43	4,09	4,41	11,93
<i>Ceiba speciosa</i>	2,29	3,92	4,21	10,42
<i>Syzygium cumini</i>	2,29	2,79	5,22	10,30
<i>Pterogyne nitens</i>	2,00	3,54	4,22	9,76
<i>Tabebuia roseoalba</i>	4,86	2,81	1,43	9,09
<i>Lecythis pisonis</i>	4,29	2,46	1,71	8,46
<i>Moquilea tomentosa</i>	1,14	2,41	4,71	8,26
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	3,71	2,44	1,31	7,46
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	4,00	2,21	0,82	7,03
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	2,29	1,60	0,68	4,57
<i>Spathodea campanulata</i>	2,00	1,35	1,13	4,48
<i>Dypsis lutescens</i>	1,71	1,49	0,76	3,96
<i>Ligustrum lucidum</i>	0,86	1,71	1,29	3,86
<i>Tabebuia aurea</i>	1,71	1,29	0,73	3,73
<i>Libidibia ferrea var. ferrea</i>	0,57	1,57	1,39	3,53
<i>Pleroma granulosum</i>	1,43	0,82	1,23	3,48
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	0,86	0,71	1,67	3,24
<i>Psidium guajava</i>	2,29	0,50	0,35	3,14
<i>Leucaena leucocephala</i>	1,71	0,59	0,33	2,64
<i>Persea americana</i>	1,14	0,66	0,82	2,63
<i>Syagrus oleracea</i>	0,86	1,17	0,48	2,51
<i>Schizolobium parahyba</i>	1,14	0,65	0,70	2,50
<i>Melia azedarach</i>	1,43	0,39	0,54	2,36
<i>Albizia niopoides</i>	0,57	0,73	0,97	2,27
<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	0,57	0,73	0,94	2,24
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,86	0,55	0,77	2,17
<i>Morus nigra</i>	1,43	0,27	0,40	2,10
<i>Tipuana tipu</i>	0,29	1,13	0,39	1,80
<i>Terminalia catappa</i>	1,14	0,21	0,22	1,57
<i>Ceiba pubiflora</i>	0,57	0,25	0,60	1,42

<i>Adenantha pavonina</i>	0,57	0,35	0,46	1,37
<i>Anacardium occidentale</i>	0,86	0,27	0,19	1,32
<i>Bauhinia variegata</i>	0,57	0,35	0,35	1,27
<i>Clitoria fairchildiana</i>	0,86	0,15	0,23	1,24
<i>Cassia grandis</i>	0,57	0,23	0,43	1,23
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,57	0,35	0,21	1,13
Fabaceae 1	0,86	0,15	0,12	1,13
<i>Cariniana rubra</i>	0,57	0,20	0,35	1,12
<i>Calophyllum brasiliense</i>	0,57	0,21	0,31	1,09
<i>Pinus caribaea</i>	0,29	0,23	0,54	1,06
<i>Citrus sp.</i>	0,86	0,13	0,05	1,04
<i>Swietenia macrophylla</i>	0,57	0,23	0,16	0,97
<i>Albizia lebbek</i>	0,57	0,08	0,27	0,92
<i>Tecoma stans</i>	0,57	0,17	0,14	0,88
<i>Micropholis sp.</i>	0,29	0,19	0,36	0,84
Indeterminada 7	0,29	0,32	0,20	0,80
<i>Dalbergia nigra</i>	0,29	0,31	0,18	0,77
<i>Dalbergia miscolobium</i>	0,57	0,09	0,10	0,76
<i>Genipa americana</i>	0,29	0,19	0,18	0,66
<i>Physocalymma scaberrimum</i>	0,29	0,23	0,10	0,62
<i>Washingtonia robusta</i>	0,29	0,17	0,15	0,61
<i>Sapindus saponaria</i>	0,29	0,12	0,16	0,57
Indeterminada 3	0,29	0,13	0,10	0,52
Fabaceae 2	0,29	0,08	0,10	0,46
<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,29	0,04	0,13	0,45
Indeterminada 16	0,29	0,13	0,03	0,45
Indeterminada 5	0,29	0,08	0,08	0,44
<i>Pterodon pubescens</i>	0,29	0,04	0,09	0,41
<i>Jacaranda mimosaeifolia</i>	0,29	0,08	0,05	0,41
<i>Eucalyptus sp.</i>	0,29	0,04	0,08	0,40
<i>Ficus benjamina</i>	0,29	0,04	0,07	0,40
Indeterminada 6	0,29	0,08	0,03	0,40
<i>Erythrina velutina</i>	0,29	0,08	0,03	0,39
Fabaceae 3	0,29	0,04	0,07	0,39
Indeterminada 1	0,29	0,09	0,01	0,39
<i>Ceiba rubriflora</i>	0,29	0,04	0,07	0,39
<i>Machaerium acutifolium</i>	0,29	0,04	0,06	0,38
<i>Caryota urens</i>	0,29	0,04	0,04	0,37
<i>Pinus sp.</i>	0,29	0,04	0,04	0,37
<i>Vachellia farnesiana</i>	0,29	0,04	0,05	0,37
<i>Roystonea oleracea</i>	0,29	0,04	0,04	0,37
Sapindaceae 2	0,29	0,04	0,04	0,37
<i>Triplaris gardneriana</i>	0,29	0,05	0,03	0,36
<i>Azadirachta indica</i>	0,29	0,04	0,03	0,35
<i>Syzygium jambos</i>	0,29	0,04	0,02	0,35
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	0,29	0,04	0,02	0,34

Indeterminada 4	0,29	0,04	0,02	0,34
<i>Tabebuia sp.</i>	0,29	0,04	0,01	0,34
Sapindaceae 1	0,29	0,04	0,01	0,33
<i>Eugenia uniflora</i>	0,29	0,04	0,00	0,33
<i>Malpighia emarginata</i>	0,29	0,04	0,00	0,33

1

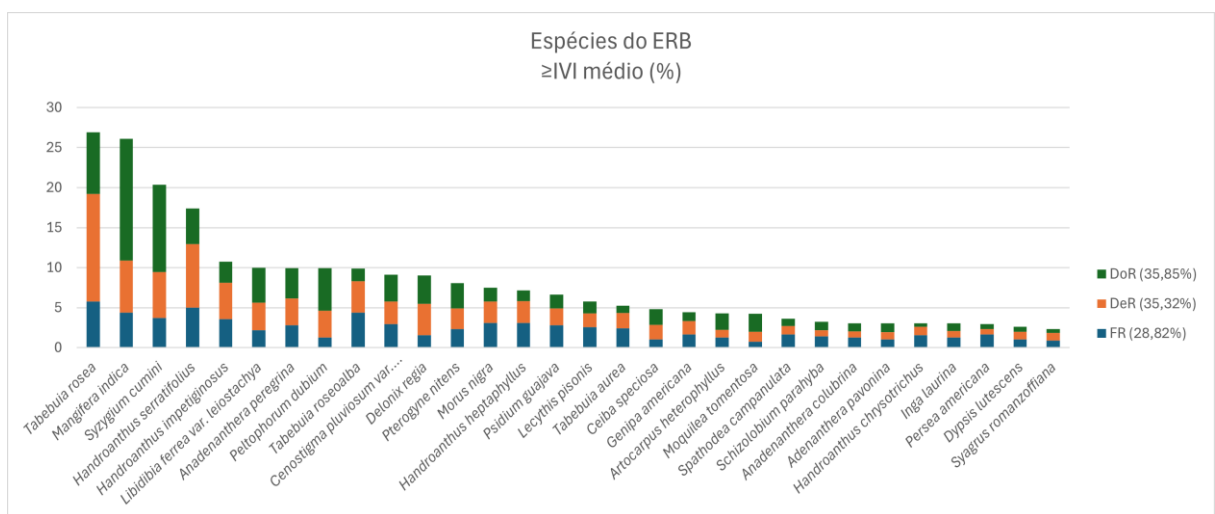
2 Tabela 4 - Valores relativos, em %, para a frequência (FR) densidade (DeR), dominância (DoR) e valor de
3 importância (IVI) para a arborização do Eixo Rodoviário Norte.

Espécies Norte	FR (%)	DeR (%)	DoR (%)	IVI (Σ)
<i>Mangifera indica</i>	5,36	8,51	19,55	33,42
<i>Tabebuia rosea</i>	5,13	16,48	9,69	31,30
<i>Syzygium cumini</i>	4,90	8,30	15,70	28,90
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	3,50	6,32	3,80	13,62
<i>Handroanthus serratifolius</i>	4,20	4,94	3,00	12,14
<i>Morus nigra</i>	4,43	4,76	2,89	12,09
<i>Tabebuia roseoalba</i>	3,96	4,96	1,71	10,63
<i>Psidium guajava</i>	3,26	3,48	2,87	9,61
<i>Anadenanthera peregrina</i>	2,33	2,70	3,20	8,24
<i>Genipa americana</i>	2,80	2,91	1,92	7,63
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	2,33	3,18	1,80	7,32
<i>Pterogyne nitens</i>	2,56	1,74	2,32	6,63
<i>Tabebuia aurea</i>	3,03	2,39	1,08	6,50
<i>Libidibia ferrea var. leiostachya</i>	1,86	2,13	2,49	6,49
<i>Peltophorum dubium</i>	1,17	1,85	2,96	5,97
<i>Inga laurina</i>	2,33	1,52	1,72	5,57
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	1,63	1,14	2,37	5,14
<i>Adenanthera pavonina</i>	1,40	1,43	1,63	4,46
<i>Cenostigma pluviosum var. peltophoroides</i>	1,63	1,09	1,54	4,27
<i>Schizolobium parahyba</i>	1,63	0,92	1,33	3,87
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1,63	0,96	1,22	3,81
<i>Lecythis pisonis</i>	1,17	1,05	1,30	3,51
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1,17	1,46	0,70	3,33
<i>Persea americana</i>	2,10	0,67	0,41	3,18
<i>Inga marginata</i>	1,40	0,72	0,88	3,01
<i>Spathodea campanulata</i>	1,40	0,78	0,73	2,91
<i>Hovenia dulcis</i>	1,63	0,65	0,28	2,56
<i>Ficus benjamina</i>	1,17	0,60	0,65	2,42
<i>Anacardium occidentale</i>	1,63	0,55	0,14	2,32
<i>Physocalymma scaberrimum</i>	1,17	0,66	0,47	2,30
<i>Dalbergia miscolobium</i>	1,40	0,34	0,40	2,14
<i>Cariniana rubra</i>	0,70	0,68	0,71	2,10
<i>Paubrasilia echinata</i>	1,17	0,48	0,39	2,03
<i>Bougainvillea glabra</i>	1,17	0,35	0,43	1,94
<i>Cariniana estrellensis</i>	0,70	0,42	0,71	1,82
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	0,93	0,64	0,16	1,73
<i>Ficus obliqua</i>	0,23	0,34	1,05	1,62

<i>Bauhinia variegata</i>	0,70	0,53	0,38	1,61
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,93	0,35	0,32	1,60
<i>Dypsis lutescens</i>	0,47	0,48	0,51	1,45
<i>Tipuana tipu</i>	0,70	0,43	0,25	1,38
<i>Citrus limon</i>	0,47	0,67	0,16	1,29
<i>Delonix regia</i>	0,70	0,22	0,27	1,19
<i>Leucaena leucocephala</i>	0,93	0,14	0,03	1,10
<i>Vitex polygama</i>	0,23	0,41	0,40	1,04
<i>Hymenaea courbaril</i>	0,70	0,15	0,15	0,99
<i>Syagrus oleracea</i>	0,23	0,54	0,19	0,97
<i>Pseudobombax longiflorum</i>	0,70	0,14	0,08	0,91
<i>Moquilea tomentosa</i>	0,47	0,23	0,16	0,86
<i>Pouteria ramiflora</i>	0,47	0,14	0,21	0,81
<i>Magnolia champaca</i>	0,47	0,22	0,12	0,81
<i>Pterodon pubescens</i>	0,47	0,10	0,22	0,78
<i>Clitoria fairchildiana</i>	0,47	0,16	0,16	0,78
<i>Cybistax antisiphilitica</i>	0,47	0,12	0,09	0,67
<i>Pseudobombax munguba</i>	0,23	0,17	0,26	0,66
<i>Joannesia princeps</i>	0,23	0,24	0,19	0,66
<i>Citrus sp.</i>	0,47	0,14	0,04	0,64
<i>Dalbergia nigra</i>	0,23	0,24	0,17	0,64
<i>Eriotheca pubescens</i>	0,47	0,08	0,06	0,61
<i>Swietenia macrophylla</i>	0,47	0,07	0,05	0,58
<i>Machaerium acutifolium</i>	0,47	0,08	0,03	0,58
<i>Malpighia emarginata</i>	0,47	0,07	0,01	0,55
<i>Guazuma ulmifolia</i>	0,23	0,20	0,09	0,53
Indeterminada 15	0,23	0,14	0,13	0,50
Indeterminada 2	0,23	0,10	0,11	0,45
Fabaceae 4	0,23	0,07	0,13	0,43
Indeterminada 14	0,23	0,11	0,04	0,38
<i>Astronium fraxinifolium</i>	0,23	0,08	0,07	0,38
<i>Bauhinia monandra</i>	0,23	0,10	0,04	0,37
<i>Eucalyptus sp.</i>	0,23	0,03	0,10	0,37
Indeterminada 12	0,23	0,07	0,04	0,35
<i>Acrocomia aculeata</i>	0,23	0,08	0,03	0,35
<i>Qualea grandiflora</i>	0,23	0,03	0,06	0,32
<i>Cupressus sp.</i>	0,23	0,08	0,01	0,32
<i>Spondias purpurea</i>	0,23	0,04	0,04	0,31
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0,23	0,04	0,04	0,31
<i>Sapindus saponaria</i>	0,23	0,04	0,04	0,31
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	0,23	0,03	0,03	0,30
<i>Plathymenia reticulata</i>	0,23	0,04	0,03	0,30
<i>Dimorphandra mollis</i>	0,23	0,03	0,03	0,30
<i>Vachellia farnesiana</i>	0,23	0,04	0,03	0,30
<i>Heptapleurum actinophyllum</i>	0,23	0,04	0,03	0,30
<i>Washingtonia robusta</i>	0,23	0,04	0,02	0,29

Fabaceae 5	0,23	0,03	0,02	0,29
<i>Cocos nucifera L.</i>	0,23	0,04	0,02	0,29
<i>Tecoma stans</i>	0,23	0,04	0,01	0,29
<i>Hyptis sp.</i>	0,23	0,04	0,01	0,28
<i>Eriobotrya japonica</i>	0,23	0,04	0,01	0,28
<i>Caesalpinia pulcherrima</i>	0,23	0,04	0,01	0,28
Indeterminada 10	0,23	0,04	0,01	0,28
<i>Piper aduncum</i>	0,23	0,04	0,01	0,28
<i>Handroanthus ochraceus</i>	0,23	0,04	0,01	0,28
<i>Eugenia uniflora</i>	0,23	0,04	0,00	0,27

1



2 Gráfico 6 - Espécies do Eixo Rodoviário de Brasília (ERB) cujo Valor de Importância (IVI) foi maior que a média,
3 em ordem decrescente. Cada IVI é composto pelas frações: DoR – Dominância Relativa; DeR – Densidade
4 Relativa; e FR – Frequência relativa.

5 1.2. Diversidade Alfa

6 Os índices de diversidade calculados para o Eixo Rodoviário de Brasília, considerado
7 como uma comunidade em um todo, foram: Riqueza (S) = 131; Índice de *Shannon-Wiener* (H')
8 = 3,60 nats; Índice de Gini-Simpson (1-D) = 0,95; Índice de Pielou (J) = 0,74.

9 A riqueza nos canteiros avaliados individualmente teve média de $15,9 \pm 5,1$ espécies,
10 variando entre o mínimo de 7 espécies nos canteiros SQS 102, e o máximo de 31 espécies na
11 SQN 109.

12 Tabela 5 - Valores de Riqueza (S), índice de *Shannon-Wiener* (H' base ln), índice de Gini-Simpson (1-D) e
13 Equabilidade de Pielou (J) para a cada canteiro levantado do Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).

Canteiros	Riqueza	Shannon (ln)	Simpson	Pielou
SQS 116	9	1,73	0,77	0,79
SQS 216	16	2,19	0,85	0,79

SQS 115	13	1,99	0,80	0,77
SQS 215	14	2,00	0,80	0,76
SQS 114	8	1,74	0,79	0,84
SQS 214	18	2,41	0,87	0,83
SQS 113	23	2,42	0,86	0,77
SQS 213	18	2,40	0,88	0,83
SQS 112	13	1,96	0,79	0,76
SQS 212	19	2,47	0,89	0,84
SQS 111	12	1,86	0,78	0,75
SQS 211	11	1,78	0,78	0,74
SQS 110	11	2,00	0,82	0,84
SQS 210	16	2,14	0,83	0,77
SQS 109	16	2,26	0,87	0,81
SQS 209	15	2,43	0,90	0,90
SQS 108	13	1,99	0,79	0,78
SQS 208	19	2,31	0,86	0,78
SQS 107	17	2,09	0,81	0,74
SQS 207	14	1,60	0,63	0,61
SQS 106	12	1,66	0,67	0,67
SQS 205	13	1,94	0,80	0,75
SQS 104	8	0,98	0,42	0,47
SQS 203	15	2,38	0,89	0,88
SQS 102	7	1,33	0,66	0,68
SQN 202	23	2,72	0,91	0,87
SQN 103	24	2,78	0,92	0,87
SQN 204	20	2,69	0,92	0,90
SQN 105	17	2,46	0,89	0,87
SQN 206	23	2,69	0,91	0,86
SQN 107	25	2,83	0,92	0,88
SQN 108	23	2,79	0,92	0,89
SQN 208	21	2,71	0,91	0,89
SQN 109	31	3,16	0,95	0,92
SQN 209	22	2,72	0,92	0,88
SQN 110	20	2,56	0,90	0,86
SQN 210	19	2,22	0,80	0,75
SQN 111	16	2,58	0,91	0,93
SQN 211	17	2,35	0,88	0,83
SQN 112	14	1,98	0,79	0,75
SQN 212	18	1,96	0,78	0,68

SQN 113	14	2,00	0,78	0,76
SQN 213	12	2,17	0,87	0,87
SQN 114	15	2,17	0,84	0,80
SQN 214	9	1,47	0,63	0,67
SQN 115	12	1,88	0,78	0,76
SQN 215	13	2,00	0,84	0,78
SQN 116	12	1,74	0,73	0,70
SQN 216	9	1,74	0,77	0,79

1

2

3

4

5

O Eixo Rodoviário Sul (ERS) apresentou 9 canteiros com H' maior do que a média do ERB, enquanto o Eixo Rodoviário Norte (ERN) apresentou 14 canteiros acima da média. O Índice de Gini-Simpson (1-D) apresentou um valor médio maior no ERN (0,85) e menor no Eixo Rodoviário Sul (0,79), superando a média de todo o Eixo Rodoviário de Brasília (0,82).

6

7

A correlação entre os índices mostrou-se positiva e, em regra, alta, demonstrando comportamentos similares entre os valores obtidos nos diversos canteiros do ERB (Gráfico 7).

8

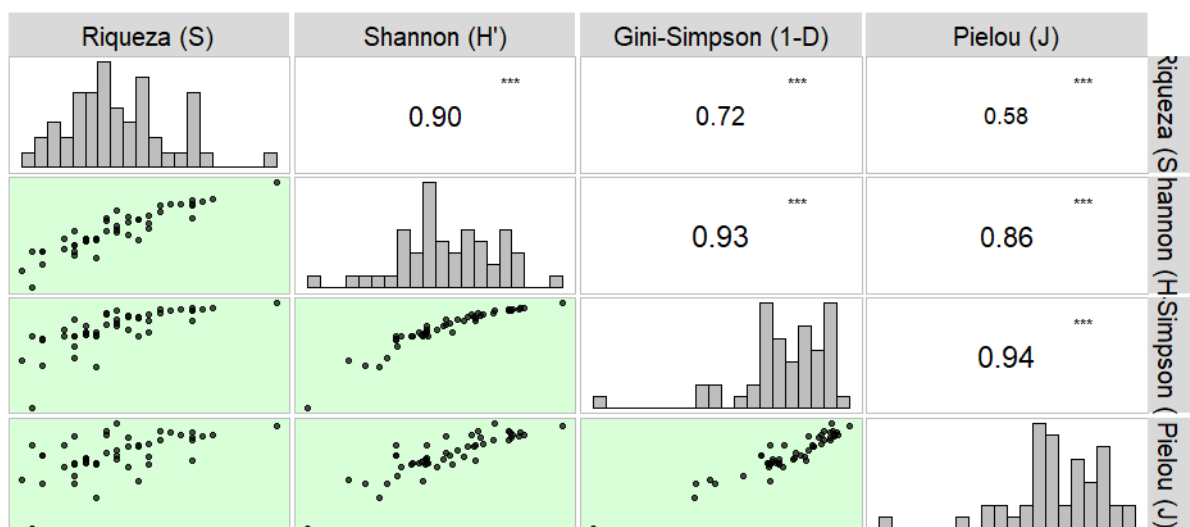
9

10

11

12

Com a maior riqueza de espécies, o canteiro da SQN 109 também apresentou os maiores valores para os índices de diversidade de Shannon- Wiener (H') e Gini-Simpson (D), mas não para o índice de Pielou, cujo maior valor se refere ao canteiro da SQN 111. A comunidade do canteiro da SQS 104 apresentou os menores valores para todos os índices de diversidade, apesar de não possuir a menor riqueza (Gráfico 8).

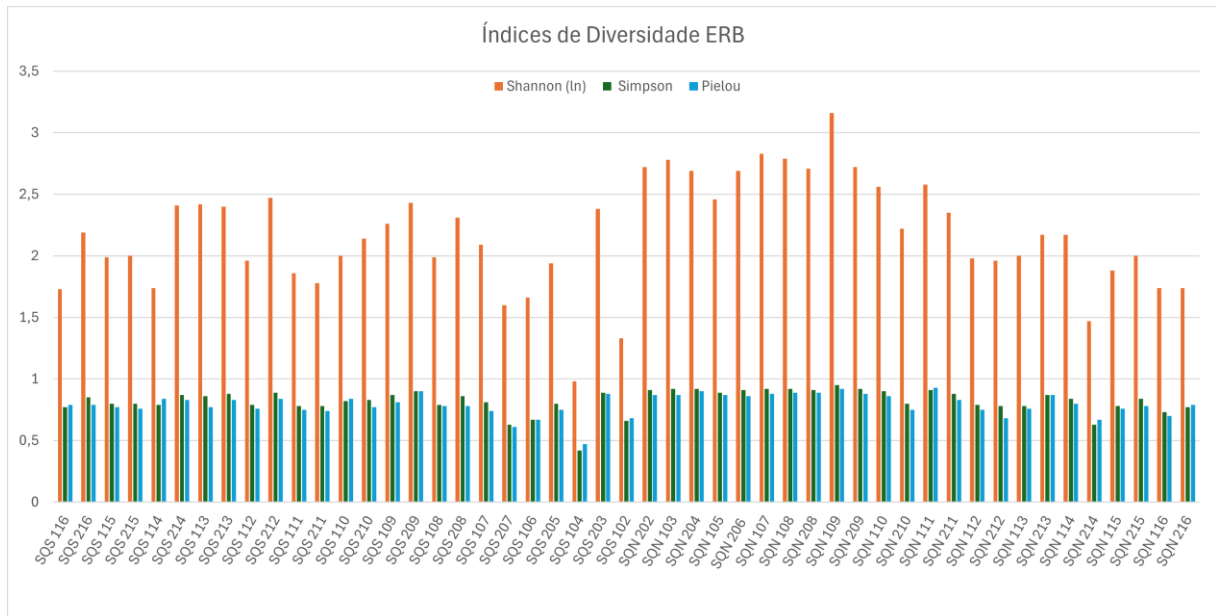


13

14

Gráfico 7 - Correlação entre os Índices de Diversidade para o Eixo Rodoviário de Brasília; *** - nível de significância à 1%.

1 Avaliando os ERS e ERN separadamente, como comunidades distintas e suas
 2 respectivas parcelas, os índices apresentaram valores mais elevados no Eixo Rodoviário Sul,
 3 apesar de possuir menor riqueza de espécies (Tabela 6).



4 Gráfico 8 - Índices de diversidade alfa dos 49 canteiros levantados ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília.

5 Tabela 6 - Valores de Riqueza (S), índice de Shannon-Wiener (H' , base ln), índice de Gini-Simpson (1-D) e
 6 Equabilidade de Pielou (J) para os Eixos Rodoviário Sul (ERS) e Eixo Rodoviário Norte (ERN).

Eixo	N	Riqueza	Shannon (ln)	Simpson	Pielou
Sul	25	88,00	3,44	0,95	0,77
Norte	24	93,00	3,38	0,94	0,75

7

8 1.3. Diversidade Beta

9 No Eixo Rodoviário de Brasília (ERB), a diversidade beta obtida pelo método da
 10 variância total da comunidade [$\text{Var}(Y)$] foi igual 0,63. Calculados separadamente para os Eixos
 11 Rodoviários Sul (ERS) e Norte (ERN), os valores obtidos foram 0,67 e 0,52, respectivamente.

12 A estimativa da diversidade beta obtida pela variância total pode ser decomposta em
 13 estatísticas de contribuição local das parcelas (índice LCBD) e contribuição das espécies (índice
 14 SCBD).

15 1.4. Contribuição do Local para a Diversidade Beta (LCBD)

16 Quanto à contribuição dos canteiros para a diversidade, não foram encontrados
 17 resultados significativos para os canteiros, considerando o Eixo Rodoviário de Brasília (ERB)
 18 como um todo. Os resultados para o LCBD, calculados separadamente para os Eixo Sul (ERS)

1 e Norte (ERN), forneceu resultado significativo apenas para o canteiro da quadra SQN 107 e
 2 LCBD médio de $0,04 \pm 0,01$ (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

3 Tabela 7 - Valores de Contribuição Local para a Beta Diversidade (LCBD) e seu nível de significância para cada
 4 canteiro levantado do Eixo Rodoviário Norte (ERN). ** - nível de significância à 5%.

Canteiros	Norte.LCBD	p.ajust
SQN 202	0,04	1
SQN 103	0,05	1
SQN 204	0,05	1
SQN 105	0,07	0,1288
SQN 206	0,03	1
SQN 107	0,08	**0,0408
SQN 108	0,04	1
SQN 208	0,05	1
SQN 109	0,05	1
SQN 209	0,04	1
SQN 110	0,04	1
SQN 210	0,04	1
SQN 111	0,03	1
SQN 211	0,05	1
SQN 112	0,03	1
SQN 212	0,05	1
SQN 113	0,04	1
SQN 213	0,04	1
SQN 114	0,03	1
SQN 214	0,03	1
SQN 115	0,05	1
SQN 215	0,02	1
SQN 116	0,02	1
SQN 216	0,03	1

5

6 **1.5. Contribuição das Espécies para a Diversidade Beta (SCBD)**

7 O valor médio de Contribuição das Espécies para a Beta Diversidade (SCBD) em todo
 8 o Eixo Rodoviário de Brasília (ERB) foi de $0,01 \pm 0,01$ e valor máximo de 0,054, atribuído à
 9 espécie *D. regia*, seguida de *Libidibia ferrea* var. *leiostachya* (Pau-ferro) (0,052) e *Peltophorum*
 10 *dubium*(Cambuí) (0,051). Das 131 espécies que encontradas em todo o ERB, 36 possuíam valor
 11 de SCBD acima da média (Tabela 8).

- 1 Tabela 8 - Contribuição de Espécies para a Beta Diversidade (SCBD) das espécies cujos valores foram acima da
 2 média para o Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).

Espécies	SCBD
<i>Delonix regia</i>	0,05
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i>	0,05
<i>Peltophorum dubium</i>	0,05
<i>Mangifera indica</i>	0,05
<i>Tabebuia rosea</i>	0,05
<i>Handroanthus serratifolius</i>	0,04
<i>Syzygium cumini</i>	0,04
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0,04
<i>Anadenanthera peregrina.</i>	0,03
<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	0,03
<i>Pterogyne nitens</i>	0,03
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	0,03
<i>Tabebuia roseoalba</i>	0,03
<i>Morus nigra</i>	0,02
<i>Ceiba speciosa</i>	0,02
<i>Psidium guajava</i>	0,02
<i>Moquilea tomentosa</i>	0,02
<i>Dyopsis lutescens</i>	0,02
<i>Genipa americana</i>	0,02
<i>Tabebuia aurea</i>	0,02
<i>Lecythis pisonis</i>	0,02
<i>Adenanthera pavonina</i>	0,01
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	0,01
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	0,01
<i>Spathodea campanulata</i>	0,01
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,01
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,01
<i>Inga laurina</i>	0,01
<i>Syagrus oleracea</i>	0,01
<i>Ligustrum lucidum</i>	0,01
<i>Schizolobium parahyba</i>	0,01
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>ferrea</i>	0,01
<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	0,01
<i>Tipuana tipu</i>	0,01
<i>Persea americana</i>	0,01
<i>Bauhinia variegata</i>	0,01

1

2 Os resultados para o ERS indicaram um valor médio de $0,01 \pm 0,02$, com 33 espécies
3 com valores acima da média geral. O valor máximo foi atribuído à espécie *D. regia* (0,09),
4 seguida de *P. dubium* (0,07) e *L. ferrea* var. *leiostachya* (0,07) (Tabela 9).

5 Tabela 9 - Contribuição de Espécies para a Beta Diversidade (SCBD) das espécies cujos valores foram acima da
6 média para o Eixo Rodoviário Sul (ERS).

Espécies	SCBD Sul
<i>Delonix regia</i>	0,09
<i>Peltophorum dubium</i>	0,07
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i>	0,07
<i>Mangifera indica</i>	0,05
<i>Handroanthus serratifolius</i>	0,05
<i>Pterogyne nitens</i>	0,04
<i>Moquilea tomentosa</i>	0,04
<i>Ceiba speciosa</i>	0,04
<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	0,04
<i>Anadenanthera peregrina</i>	0,04
<i>Syzygium cumini</i>	0,03
<i>Tabebuia rosea</i>	0,03
<i>Dyopsis lutescens</i>	0,03
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0,02
<i>Lecythis pisonis</i>	0,02
<i>Tabebuia roseoalba</i>	0,02
<i>Ligustrum lucidum</i>	0,02
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>ferrea</i>	0,02
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	0,02
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	0,02
<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	0,02
<i>Spathodea campanulata</i>	0,01
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	0,01
<i>Tabebuia aurea</i>	0,01
<i>Tipuana tipu</i>	0,01
<i>Syagrus oleracea</i>	0,01
<i>Bauhinia variegata</i>	0,01
<i>Albizia niopoides</i>	0,01
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,01
<i>Persea americana</i>	0,01

<i>Pleroma granulosum</i>	0,01
<i>Adenantha pavonina</i>	0,01
<i>Schizolobium parahyba</i>	0,01

1

2 O Eixo Rodoviário Norte (ERN) apresentou sua contribuição de diversidade local
3 dominada por *T. rosea* (0,08). Outras espécies com contribuição significativa foram *H.*
4 *impetiginosus* (0,07) e *Handroanthus heptaphyllus* (Ipê-rosa) (0,05). Com um valor médio de
5 SCBD de $0,01 \pm 0,01$, o ERN teve 37 espécies com valores acima da média local (Tabela 10).

6 Tabela 10 - Contribuição de Espécies para a Beta Diversidade (SCBD) das espécies cujos valores foram acima da
7 média para o Eixo Rodoviário Norte (ERN).

Espécies	SCBD Norte
<i>Tabebuia rosea</i>	0,08
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0,07
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	0,05
<i>Psidium guajava</i>	0,04
<i>Anadenanthera peregrina</i>	0,04
<i>Mangifera indica</i>	0,04
<i>Tabebuia roseoalba</i>	0,04
<i>Handroanthus serratifolius</i>	0,03
<i>Libidibia ferrea var. leiostachya</i>	0,03
<i>Genipa americana</i>	0,03
<i>Morus nigra</i>	0,03
<i>Peltophorum dubium</i>	0,03
<i>Tabebuia aurea</i>	0,03
<i>Adenantha pavonina</i>	0,03
<i>Syzygium cumini</i>	0,02
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,02
<i>Pterogyne nitens</i>	0,02
<i>Inga laurina</i>	0,02
<i>Cenostigma pluviosum var. peltophoroides</i>	0,02
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	0,02
<i>Lecythis pisonis</i>	0,02
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,01
<i>Schizolobium parahyba</i>	0,01
<i>Spathodea campanulata</i>	0,01
<i>Syagrus oleracea</i>	0,01
<i>Citrus limon</i>	0,01

<i>Physocalymma scaberrimum</i>	0,01
<i>Cariniana rubra</i>	0,01
<i>Inga marginata</i>	0,01
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	0,01
<i>Persea americana</i>	0,01
<i>Ficus benjamina</i>	0,01
<i>Hovenia dulcis</i>	0,01
<i>Dyopsis lutescens</i>	0,01
<i>Bauhinia variegata</i>	0,01
<i>Tipuana tipu</i>	0,01
<i>Cariniana estrellensis</i>	0,01

1

2 A combinação de espécies que mais contribuíram com a diversidade local foi similar
3 entre o ERB e o ERS: *D. regia*, *L. ferrea* var. *leiostachya* e *P. dubium*. Em contrapartida, o
4 ERN apresentou combinação diversa daquela, com predomínio de ipês.

5 Comparando a lista das espécies que contribuíram com SCBD no ERB, ERS e ERN,
6 entre as 36 espécies que compõe o ERB, 2/3 são comuns os dois Eixos e 1/3 aparece em apenas
7 um dos Eixos: sete espécies ocorriam exclusivamente no ERS e outras cinco, exclusivamente
8 no ERN. O ERS apresentou 21,2% de espécies em comum com o ERB e 6% de espécies
9 exclusivas e que não contribuíram com a diversidade beta no ERB. O ERN apresentou 16,2%
10 de espécies em comum ao ERB e 18,9% de espécies exclusivas.

11 2. DISCUSSÃO

12 O Eixo Rodoviário Norte (ERN) e o Eixo Rodoviário Sul (ERS) apresentaram valores
13 significativamente diferentes em alguns de seus atributos avaliados. Plantados nas décadas
14 iniciais da construção de Brasília, os canteiros do ERS apresentaram menores valores de
15 diversidade, compostos por espécies majoritariamente exóticas, opções disponíveis nos viveiros
16 da época. A maior diversidade implantada no ERN traduz uma fase mais atual da arborização
17 urbana de Brasília, incorporando preocupações ambientais para além da estética paisagística
18 (Ribeiro et al., 2025).

19 Enquanto a riqueza de espécies é um parâmetro dependente do esforço amostral, outros
20 índices de diversidade alfa permitem, com amostras relativamente pequenas, obter um valor de
21 diversidade que mudará pouco ao se aumentar o esforço amostral (Magurran 2004). Isso
22 possibilita a comparação de comunidades com diferentes amostras (Melo, 2008). No entanto, o
23 emprego desses índices muitas vezes é restrito às situações comparativas. O valor do índice em

1 si é algo abstrato e dizer que tal valor é alto ou baixo é irrelevante sem uma base comparativa.
 2 Uma exceção ao limite de interpretação intrínseco ao valor absoluto de um índice é o índice de
 3 Simpson, que indica a probabilidade de dois indivíduos da comunidade, retirados ao acaso,
 4 pertencerem a espécies diferentes (Melo, 2008).

5 A ampla literatura que adota tais índices de diversidade para ambientes urbanos já
 6 possibilita a comparação de resultados entre diferentes localidades no Brasil (**Erro! Fonte de**
 7 **referência não encontrada.**). Assim, comparativamente à literatura apresentada, o Eixo
 8 Rodoviário de Brasília (ERB) apresentou o segundo maior índice de diversidade de Shannon-
 9 Wiener ($H' = 3,6$ nats) em área urbana brasileira, abaixo apenas do resultado obtido em
 10 Cachoeiro do Sul/RS (Lindenmaier e Souza, 2014).

11 Tabela 11 - Valores de Índice de Shannon-Wiener (H') encontrados em cidades brasileiras.

Local - <i>Shannon-Wiener</i>	Fonte
Macapá (AP) - $H' = 0,98$ (baixa diversidade) Carlinda (MT) - $H' = 1,17$ (média-baixa) Nova Monte Verde (MT) - $H' = 1,75$ (média) Alta Floresta (MT) - $H' = 1,76$ (média) São Gabriel (RS) - $H' = 3,03$ (alta diversidade) Manaus (AM) - $H' = 3,09$ (alta diversidade) Ribeirão Preto (SP) - $H' = 3,14$ (alta diversidade) Cachoeira do Sul (RS) - $H' = 3,86$ (alta diversidade)	Figueira et al. (2020)
Barcarena (PA) - $H' \approx 2,8$ (média-alta)	Braga e Negrão (2019)
Boa Vista (RR) - $H' \approx 2,79$ (média) - zona com maior diversidade na cidade	Lima Neto et al. (2021)
Itanhaém (SP) - $H' \approx 3,45$ (alta diversidade)	Maria et al. (2019)
Praças de Belém (PA) - H' máximo $\approx 1,72$ em uma das praças	Matos (2022)
Vila de Dois Rios (Angra dos Reis, RJ) - $H' \approx 2,29$ (média)	Moraes e Azevedo, (2024)
Teixeira de Freitas (BA) - $H' \approx 3,21$ (alta diversidade)	Alves et al. (2024)
Praças urbanas no Nordeste (diversos) - H' variando $\sim 0,85$ a $2,45$ (baixa a média)	Lisboa et al. (2024)

Patos/PB: H' varia de 0,38 a 1,78, e 1,01 para a cidade como um todo em um estudo (nível geral baixo-médio).	Borges (2019)
Curitiba/PR: H' varia de 1,25 a 3,25 (baixa a alta)	Bobrowski e Biondi, (2016)
Palmas/TO: H' varia de 2,7 a 3,31 (média a alta)	Pinheiro et al. (2022)
Cachoeira do Sul/RS: H' = 3,14 (alta diversidade)	Lindenmaier e Souza, (2014)

1

2 O valor de abundância das espécies é utilizado nos cálculos de tais índices para
3 determinar a densidade relativa p_i das espécies avaliadas. Ainda que o número de espécies numa
4 determinada área influencie diretamente o valor dos índices, é preciso considerar que o fator
5 uniformidade também interfere nestes. Assim, para qualquer número de indivíduos, o índice de
6 Shannon-Wiener será máximo quando todas as espécies possuírem abundâncias iguais. Assim,
7 índices maiores demonstram uma maior uniformidade de distribuição entre as espécies
8 envolvidas (Boccardi et al., 2018).

9 Valores altos da razão de Pielou indicam maior uniformidade na distribuição de
10 abundância entre as espécies. Em oposição, baixos valores retratam a dominância de poucas
11 espécies e raridade em outras (Magurran, 2004). É possível observar tal efeito comparando os
12 canteiros de duas canteiros com mesma riqueza (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**):
13 SQS 104 e SQS 114. Entre elas, a SQS 104 ostenta o menor índice de Pielou (J), pois apresenta
14 dominância da espécie *Peltophorum dubium* (Cambuí), equivalente a 75,4% dos indivíduos
15 presentes. O canteiro da SQS 114 apresenta 34,3% de sua abundância compostas por árvores
16 de *Syzygium cumini* (Jamelão) e, conseqüentemente, um valor do índice de Pielou (J) 1,8 vez
17 maior do que o presente no canteiro da SQS 104 (Quadro2).

18 Tabela 12 - Índices ecológicos de dois canteiros no Eixo Rodoviário Sul (ERS) com mesma Riqueza (S) e
19 respectivas espécies mais abundantes ($>n_i$), demonstrando o impacto do número de indivíduos das espécies que
20 compõe cada canteiro no seu valor de equabilidade (J).

	Riqueza (S)	Abundância (N)	Pielou (J)	$>n_i$
SQS 104	8	65	0,47	<i>Peltophorum dubium</i> (49 indivíduos)
SQS 114	8	70	0,84	<i>Syzygium cumini</i> (24 indivíduos)

21

1 Ao avaliar a diversidade no município de Itanhaém, no litoral de São Paulo, Maria et al.
2 (2019) encontraram índices de dominância de Simpson variando entre 0 e 0,16, indicando
3 vegetação urbana diversa e sem dominância de espécies. Por outro lado, Moraes e Azevedo
4 (2024), concluíram pela alta dominância de espécies em Vila de Dois Rios, litoral de Rio de
5 Janeiro, visto que, apenas três espécies, *Mangifera indica* (Mangueira), *Cocos nucifera* (Coco-
6 da-Bahia) e *Pachira aquatica* Aubl. (Castanha-do-Paraná), são responsáveis por 53,7% dos
7 indivíduos da arborização.

8 Bobrowski e Biondi (2016) simularam dez diferentes cenários de composição de
9 arborização urbana para avaliar o comportamento dos índices aplicados em cada caso e
10 encontraram uma correlação negativa entre o índice de Simpson e a Riqueza específica, ou seja,
11 uma tendência a apresentar um valor menor quanto maior for o de riqueza. O mesmo
12 comportamento foi observado no índice calculado com base em dados reais de inventário de
13 arborização realizado no mesmo estudo.

14 Os autores utilizaram, neste estudo, o Índice de Simpson (D ou λ), ao invés do seu
15 complementar Gini-Simpson ($1-D$). O mesmo pode ser observado em Moraes e Azevedo
16 (2024). Assim, enquanto a correlação foi inversa ao índice λ , seria direta caso optassem pelo
17 índice $1-D$. Disso, infere-se que a escolha do índice utilizado afeta diretamente o resultado
18 obtido no caso de uma análise de correlação com outros índices.

19 Dito isto, os resultados obtidos por Bobrowski e Biondi (2016) corroboram com aqueles
20 obtidos no presente estudo, em que foi encontrada uma correlação direta com os demais índices
21 calculados, variando de alta a média.

22 No contexto da avaliação ecológica da arborização na área de estudo, a diversidade foi
23 analisada não apenas pela riqueza de espécies, mas também pela equabilidade e dominância,
24 conforme recomendam Felfili e Felfili (2001). Em ecossistemas naturais do Cerrado e Mata de
25 Galeria, a diversidade de Shannon-Wiener costuma variar entre 2,5 e 4,0 (Felfili & Felfili, 2001;
26 Silveira et al., 2024). Silveira et al. (2024) observaram $H' = 3,86$ e $3,96$ em fragmentos de Mata
27 de Galeria no Distrito Federal, com equabilidade de 0,85 e 0,87, indicando alta diversidade e
28 equilíbrio entre espécies. Esses valores podem ser utilizados como referência para a avaliação
29 da qualidade ecológica dos corredores verdes urbanos, numa tentativa de inferir se é possível
30 implantar uma estrutura próxima daquela presente na natureza, porém, dentro de um contexto
31 urbano antropizado.

1 Apesar de os índices de diversidade alfa, em especial o índice de Shannon- Wiener,
2 serem amplamente utilizados na literatura referente à Arborização Urbana (**Erro! Fonte de**
3 **referência não encontrada.**), o mesmo não ocorre com os índices de diversidade beta, que
4 permitem uma comparação e detecção de locais mais diversos ou com déficit de diversidade
5 para a região.

6 Bobrowski e Biondi (2012) utilizaram o coeficiente de *Jaccard*, um índice de
7 diversidade beta classificado como multiplicativo e baseado em dados de presença/ausência,
8 para avaliar as diferenças de diversidade ao longo do tempo em ruas de Curitiba, concluindo
9 pela existência de uma constância no padrão de plantio entre os anos de 1984 e 2010. Pinheiro
10 et al. (2022) avaliaram a diversidade beta de diferentes categorias de praças na cidade de
11 Palmas/TO calculada pelo Índice de Whittaker (β), também classificado como um índice
12 multiplicativo e baseado em dados de presença/ausência (Bocard et al., 2018). O estudo revelou
13 maior similaridade entre as comunidades das praças “Não Desmatadas” e menor similaridade
14 em relação às praças “Desmatadas”, resultado associado à elevada diversidade de espécies
15 nativas encontradas nas praças “Não Desmatadas”. A diversidade beta expressa por índices de
16 similaridade é, em geral, elevada quando são utilizados índices que levam em conta presença e
17 ausência de espécies, mas decresce quando são utilizados índices quantitativos, podendo atingir
18 valores baixos (Felfili e Felfili, 2001).

19 O particionamento da diversidade beta em LCBD e SCBD fornece informações
20 importantes de locais e espécies que ajudam a compreender a comunidade em estudo.
21 Entretanto, não foram encontrados na literatura trabalhos que utilizassem os parâmetros LCBD
22 e SCBD para ambientes urbanos, seja em locais antropizados, como praças e jardins
23 artificialmente estruturados, seja em remanescentes naturais inseridos em cidades.

24 Enquanto os índices apontaram para uma maior diversidade nos canteiros do ERN, o
25 LCBD forneceu um resultado mais equilibrado: igual número de canteiros em ambos os eixos
26 foram significativamente importantes para o resultado, sendo dois no ERS e dois no ERN.
27 Segundo Legendre e De Cáceres (2013), o LCBD representa “o grau de singularidade da
28 unidade amostral em termos de composição da comunidade”. Em seu teste de significância, a
29 hipótese nula consiste em distribuição aleatória de espécies nos locais, independente umas das
30 outras. É mais fácil compreender esse grau de singularidade nos casos dos canteiros
31 significativos do ERS: apesar dos baixos índices de diversidade, os canteiros da SQS 102 e SQS

1 104 têm predominância, respectivamente, das espécies *Libidibia ferrea* var. *leiostachya* (Pau-
2 ferro) e *P. dubium*, não somente dentro de suas áreas de estudo como em todo o ERB.

3 Em estudo em lagos urbanos no Reino Unido, Hill et al. (2021) encontraram que locais
4 com LCBD significativo em conjunto com alta diversidade taxonômica oferecem maior suporte
5 ao conjunto de espécies regionais do que os locais somente com alta diversidade taxonômica.
6 Além disso, locais com LCBD significativo apresentaram altos valores de substituição de
7 espécies, um fenômeno observado ao longo do gradiente ecológico em que as espécies são
8 encontradas em uma amplitude limitada de acordo com seu nível de tolerância e ótimo
9 ecológicos (Bocard et al., 2018).

10 Utilizando-se do Índice de Valor de Importância, a fitossociologia procura “equalizar a
11 contribuição de espécies mais dispersas ou menos dispersas e entre espécies mais abundantes
12 ou espécies com indivíduos de maior porte” diante da variedade de métricas utilizadas para
13 medir uma comunidade (Moro e Martins, 2011). O valor de Dominância, obtido pela área basal
14 a partir da medida do diâmetro do tronco a 1,3 m de altura do solo, não faz parte dos cálculos
15 tradicionais de diversidade alfa e beta, podendo fornecer, portanto, resultados bastante distintos.

16 Ao determinar o valor de importância utilizando a proporção de indivíduos, dominância
17 determinada pelo DAP, dominância determinada pela área de copa, dominância determinada
18 pela área de copa e a densidade substituída pelo índice de *performance* da espécie (IPE),
19 Bobrowski e Biondi (2016) demonstram como diferentes atributos podem proporcionar grande
20 mudança na classificação das espécies em postos indicativos de maior importância. No entanto,
21 os métodos por dominância determinada por meio do DAP e dominância determinada por meio
22 da área de copa apresentaram maior correlação, sem diferença significativa nas classificações
23 de valor de importância (VI) das espécies. O método IPE diferiu significativamente dos demais,
24 além de apresentar os menores valores de correlação.

25 Segundo Richards (1993) e Raupp et al. (2006), o planejamento do plantio urbano
26 deveria considerar a adaptabilidade das espécies às condições de estresse urbano como objetivo
27 primordial. Desta forma, o uso da proporção de indivíduos como descrição da importância das
28 espécies pode camuflar os benefícios que possam ser oferecidos, mesmo de espécies que
29 estejam em proporção acima de valores recomendados (Moro e Martins, 2011).

30 Por outro lado, os descritores tradicionalmente utilizados na literatura podem funcionar
31 para estimar outras funções ofertadas. Estudo de Tavares et al. (2024) revela que os serviços

1 ecossistêmicos de regulação, traduzidos em conceitos ecohidrológicos como Estoque de
 2 Carbono Florestal (ECF) e Evapotranspiração (ET) na área urbana, podem ser estimados
 3 integrando-se dados de DAP (d).

4 A comparação entre os resultados do Índice de Valor de Importância (IVI) e da
 5 Contribuição de Espécies para a Diversidade Beta (SCBD) forneceram diferentes composições
 6 de espécies, tanto em nível de importância quanto em quantidade de espécies consideradas
 7 importantes (Quadro 3, Embora as espécies exóticas possam oferecer rápido crescimento e
 8 estética favorável, sua introdução pode comprometer o equilíbrio funcional dos ecossistemas
 9 urbanos, especialmente quando utilizadas em larga escala e sem critérios ecológicos, afetando
 10 tanto a biodiversidade quanto a infraestrutura urbana (Felippe et al., 2022; Sousa et al., 2020).

11 Esse padrão de uso de espécies exóticas é amplamente registrado em diferentes
 12 municípios brasileiros. Alves et al. (2023) destacam que, entre as dez espécies mais utilizadas
 13 na arborização urbana nacional, cerca de 80% são exóticas, como *Ficus benjamina* (Figueira-
 14 benjamim), *M. indica* e *Delonix regia* (Flamboyant). Ao analisar 938 espécies catalogadas, os
 15 autores observaram predominância de espécies exótica tanto no número de citações (58,1%)
 16 quanto na abundância de indivíduos (51%), confirmando a preferência por espécies alóctones
 17 mesmo em regiões ricas em biodiversidade nativa.

18 Figura 9, Figura 10). Ao calcular a média dos valores de IVI para todas as espécies
 19 levantadas e considerar como importantes aquelas cujo valor foi maior que a média, o resultado
 20 de IVI tendeu a subestimar as espécies importantes, limitando-as a menos de 1/4 do total das
 21 espécies levantadas. Realizando o mesmo cálculo, o resultado para o SCBD ofereceu um
 22 conjunto mais amplos de espécies, incluindo de 30% a 40% do total das espécies levantadas na
 23 lista daquelas consideradas importantes.

24 Quadro 3 - Espécies identificadas como mais importantes de acordo com os diferentes métodos utilizados (IVI –
 25 índice de Valor de Importância; SCBD – Contribuição de espécies para a Beta diversidade), em nível regional
 26 (ERB – Eixo Rodoviário de Brasília) e em nível local (ERS – Eixo Rodoviário Sul; ERN – Eixo Rodoviário Norte).

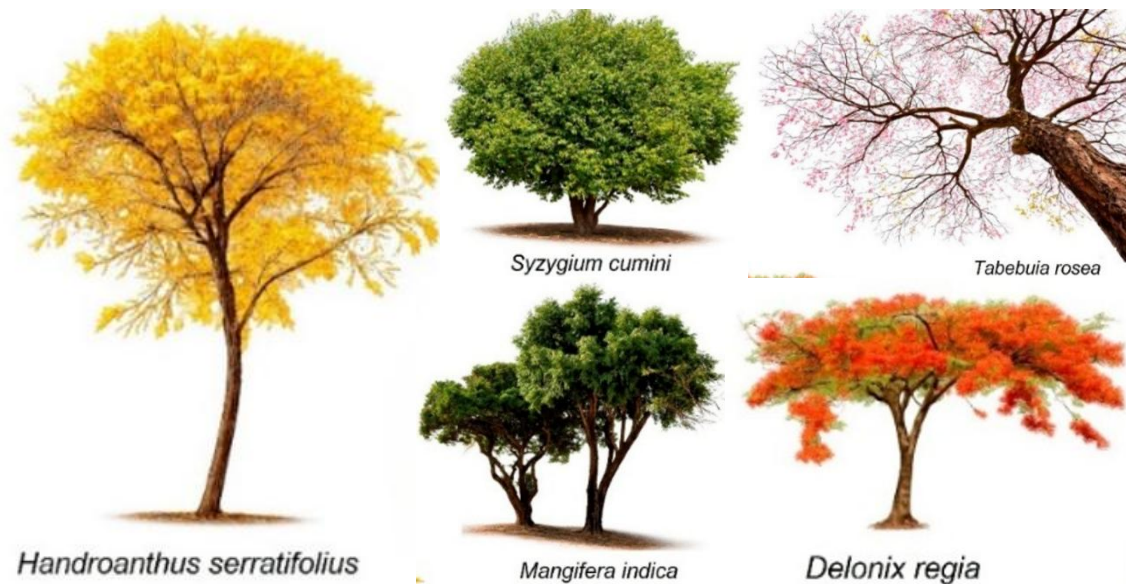
Local	IVI	SCBD
ERB	<i>Tabebuia rosea</i> <i>Mangifera indica</i> <i>Syzygium cumini</i>	<i>Delonix regia</i> <i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> <i>Peltophorum dubium</i>
ERS	<i>Handroanthus serratifolius</i> <i>Tabebuia rosea</i> <i>Delonix regia</i>	<i>Delonix regia</i> <i>Peltophorum dubium</i> <i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i>
ERN	<i>Mangifera indica</i>	<i>Tabebuia rosea</i>

<i>Tabebuia rosea</i>	<i>Handroanthus impetiginosus</i>
<i>Syzygium cumini</i>	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>

1

2 A presença significativa de espécies exóticas no levantamento reflete uma tendência
3 histórica da arborização urbana no Brasil, marcada pela seleção de espécies com base apenas
4 em atributos ornamentais ou facilidade de obtenção (Hoppen et al., 2014; Teixeira et al., 2011).
5 Embora as espécies exóticas possam oferecer rápido crescimento e estética favorável, sua
6 introdução pode comprometer o equilíbrio funcional dos ecossistemas urbanos, especialmente
7 quando utilizadas em larga escala e sem critérios ecológicos, afetando tanto a biodiversidade
8 quanto a infraestrutura urbana (Felippe et al., 2022; Sousa et al., 2020).

9 Esse padrão de uso de espécies exóticas é amplamente registrado em diferentes
10 municípios brasileiros. Alves et al. (2023) destacam que, entre as dez espécies mais utilizadas



11 na arborização urbana nacional, cerca de 80% são exóticas, como *Ficus benjamina* (Figueira-
12 benjamim), *M. indica* e *Delonix regia* (Flamboyant). Ao analisar 938 espécies catalogadas, os
13 autores observaram predominância de espécies exótica tanto no número de citações (58,1%)
14 quanto na abundância de indivíduos (51%), confirmando a preferência por espécies alóctones
15 mesmo em regiões ricas em biodiversidade nativa.

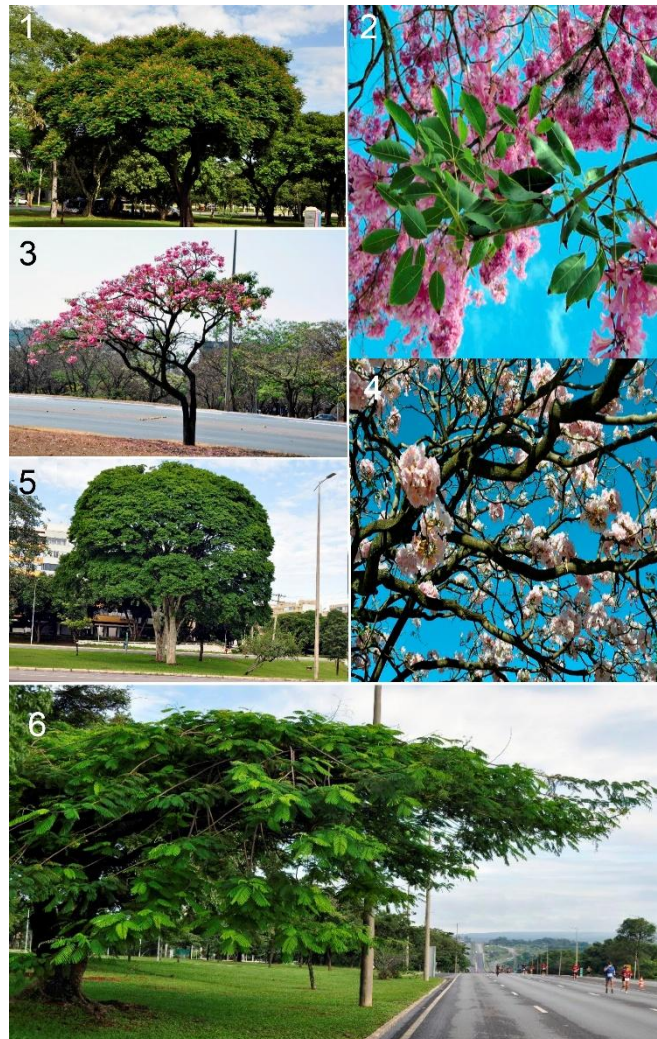
16 Figura 9 - Espécies identificadas como mais importantes de acordo com o Índice de Valor de Importância (IVI)
17 no Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).

18 Destaca-se a família Fabaceae como a mais representativa na arborização em cidades
19 brasileiras, sendo apontada em diversos estudos distribuídos por diferentes cidades e regiões.
20 A família Fabaceae, terceira maior família de Angiospermas, segunda em importância

1 econômica e com vasta distribuição geográfica, é amplamente utilizada na arborização urbana
2 por dispor de determinadas características que favorecem o convívio mais adequado com os
3 elementos urbanos. Além de suas características ornamentais, flores chamativas com cores
4 vibrantes, possuem frutos secos em forma de vagens, boa rusticidade e rápido crescimento
5 (Fonseca et al., 2017; Alves et al., 2023).

6 Pelo seu alto valor paisagístico e ornamental, as palmeiras (Arecaceae) também estão
7 entre as famílias botânicas de grande representatividade na arborização urbana nas cidades
8 brasileiras (Alves et al. 2023). Contudo, Antunes et al. (2020) apontam uma tendência ao uso
9 de espécies exóticas no Brasil também para a família Arecaceae.

10 Em contraponto, iniciativas mais recentes, como o Programa Cidades + Verdes (Brasil,
11 2021), têm enfatizado diretrizes para a priorização de espécies nativas, reforçando seu papel na
12 conservação da biodiversidade e no fortalecimento da identidade ecológica regional. A adoção
13 de espécies nativas permite maior capacidade adaptativa ao ambiente urbano, incluindo
14 resistência a estresse hídrico, variações térmicas e menor necessidade de manutenção (Biondi
15 & Leal, 2008).



1) *Peltophorum dubium*, 2) *Handroanthus heptaphyllus*,
 3) *Handroanthus impetiginosus*, 4) *Tabebuia rosea*, 5)
Libidibia ferrea var. *leiostachya*, 6) *Delonix regia*.

1 Figura 10 - Espécies que mais contribuíram para diversidade beta (SCBD) no Eixo Rodoviário de Brasília
 2 (ERB).

3 As áreas verdes urbanas exercem papel essencial na regulação microclimática, mas o
 4 desempenho varia conforme sua tipologia, composição e densidade arbórea (Martini et al.,
 5 2017). As tipologias de florestas urbanas mais frequentes nas cidades brasileiras são:
 6 Remanescente Florestal, Área Verde com Paisagismo e Arborização de Ruas. Os autores
 7 acrescentaram ainda, outras duas tipologias: Arborização de Rua e Árvore isolada, cuja
 8 principais características estão descritas no Quadro 4. Segundo os autores, apenas o
 9 remanescente florestal apresentou diferenças estatisticamente significativas em relação à
 10 temperatura e umidade relativa, demonstrando maior capacidade de estabilização
 11 microclimática, resultado associado à presença de estratos arbóreos complexos, alta densidade
 12 vegetal e dossel fechado (Hoffmann et al., 2010). As tipologias urbanas do tipo Árvore Isolada

1 e Arborização de Rua apresentaram maior diferença térmica, ainda que exerçam papel
2 mitigador do microclima urbano.

3 Quadro 4 - Tipologias florestais urbanas mais frequentes nas cidades brasileiras e suas principais características,
4 segundo Martini et al. (2017).

Tipologias Florestais	Características
Remanescente Florestal	Área de cobertura arbórea formada por remanescente de Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária), localizada em parques, bosques e RPPNs da cidade.
Área Verde Antiga	Área de cobertura arbórea composta por agrupamentos de árvores implantadas com paisagismo Eclético, caracterizada pelo predomínio de árvores de grande porte e grande quantidade de caminhos e pavimentação, podendo ser parques e praças da cidade.
Área Verde Moderna	Área de cobertura arbórea composta por agrupamentos de árvores implantadas com paisagismo Moderno, caracterizada principalmente pelo predomínio de gramado sob as árvores, podendo ser parques, praças, jardinetes, núcleos ambientais, largos, jardim ambiental e eixos de animação da cidade.
Arborização de Rua	Área de cobertura arbórea contínua composta por agrupamentos de árvores em plantio linear, acompanhando o sistema viário.
Árvore isolada	Área de cobertura arbórea composta por um único indivíduo arbóreo, plantado no sistema viário de forma espaçada, não seguindo um padrão da cidade.

5 De acordo com Zhou et al. (2011), é especialmente a presença de vegetação lenhosa, em
6 maior densidade e estratificação, que potencializa o resfriamento e a amortização térmica. Além
7 disso, nas regiões de clima temperado as espécies caducifólias são particularmente funcionais,
8 pois durante a estação mais quente proporcionam sombra e durante o inverno, quando perdem
9 suas folhas, permitem a incidência dos raios solares, aquecendo o ambiente (Ochoa de La Torre,
10 1999). Nos trópicos funciona de maneira oposta: as espécies mais funcionais na época seca são
11 as perenes. Com baixo índice de reflectância, as folhas das árvores interceptam e absorvem a

1 radiação solar incidente, bloqueando a radiação solar direta sobre as superfícies urbanas e
2 contribuindo com a redução das temperaturas tanto das edificações quanto do ar (Adamns e
3 Smith, 2014; Basso e Correa, 2014; Shashua-Bar et al., 2010). Parte dessa radiação absorvida
4 é transformada via fotossíntese, sendo dissipada pela evapotranspiração e evitando sua
5 conversão em energia térmica (Fryd et al., 2011; Chen et al., 2014).

6 Esses resultados reforçam que a contribuição ecológica das áreas verdes urbanas
7 depende não apenas da presença de vegetação, mas de sua composição florística, densidade,
8 estratificação e conectividade, como apontado por Bezerra et al. (2016). Assim, áreas
9 planejadas com maior diversidade e predominância de espécies nativas tendem a desempenhar
10 melhor sua função ambiental, cultural e paisagística, contribuindo para a qualidade de vida
11 urbana (Santos e Hardt, 2013).

12 A diversidade e conformação estrutural das plantas também podem interferir em
13 serviços ecossistêmicos (Nighswander et al., 2021). Ecossistemas com significativa diversidade
14 alfa, ou seja, com grande variedade de espécies e com expressiva diversidade beta, isto é, com
15 grande variação espacial na composição de espécies, tendem a abrigar uma maior diversidade
16 biológica. Similarmente, a presença de uma estrutura vegetal constituída por plantas de
17 diferentes alturas possibilita uma melhor ocupação espacial de áreas verdes, contribuindo para
18 a manutenção de temperaturas amenas e para a proliferação de inimigos naturais, micro-
19 organismos promotores do crescimento vegetal e antagonistas de fitopatógenos. Somado a isso,
20 Nighswander et al. (2021) destacam a importância do controle de insetos e ácaros herbívoros
21 que causam danos às plantas jovens e podem causar sérios prejuízos econômicos e ambientais.
22 (Rucci, 2024).

23 **3. CONCLUSÃO**

24 O Eixo Rodoviário de Brasília, um grande corredor verde com potencial para conectar
25 fragmentos e favorecer a biodiversidade típica do Cerrado, apresentou altos valores de
26 biodiversidade em comparação a outras cidades brasileiras. Diferentes métodos foram capazes
27 de expressar a importância da vegetação urbana regional sob diferentes perspectivas. Porém,
28 esses métodos demonstraram algo em comum: o predomínio de espécies exóticas na
29 arborização urbana do Eixo Rodoviário. Apesar de surgir sob a alcunha de cidade planejada,
30 Brasília não foi capaz, à época, de fugir ao padrão de plantio comum às demais cidades, limitado
31 pelo conhecimento sobre propagação de espécies do Cerrado e pela disponibilidade de mudas
32 nos viveiros. Uma inflexão nos padrões de espécies entre Eixo Rodoviário Sul e Eixo

1 Rodoviário Norte, no entanto, demonstrou os esforços ao longo das décadas de
2 desenvolvimento da Capital Federal no sentido de inserir espécies típicas da região, mais
3 adaptadas ao clima e solo local. Novos esforços mostram-se importantes para inclusão de mais
4 espécies com características compatíveis à fitofisionomia original da região, mais adaptadas às
5 especificidades não só abióticas, mas também ecológicas.

1 **CAPÍTULO 5: RELAÇÃO ENTRE AVIFAUNA, PRESSÃO SONORA E** 2 **ARBORIZAÇÃO NO EIXO RODOVIÁRIO DE BRASÍLIA**

3 **1. RESULTADOS**

4 **1.1. Árvores**

5 Os 32 canteiros amostrados ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília abrigavam 2.805
6 árvores e palmeiras de 111 espécies, das quais 52 espécies são nativas do Cerrado, 20 são
7 nativas de outros biomas brasileiros e 37 espécies são exóticas à flora brasileira (Quadro 5).
8 Duas espécies não foram identificadas e, portanto, não classificadas para origem e demais
9 atributos. Vinte e três espécies nativas do Cerrado, cinco espécies brasileiras e nove espécies
10 exóticas à flora brasileira ocorriam exclusivamente no Eixo Rodoviário Norte (ERN). A flora
11 exclusiva do Eixo Rodoviário Sul (ERS) era composta de nove espécies do Cerrado, nove
12 espécies brasileiras e cinco exóticas. Outras vinte espécies de Cerrado, dez espécies brasileiras
13 e dezenove espécies exóticas eram comuns aos ERN e ERS.

14 As aves são agentes de polinização de três espécies e de dispersão de doze espécies de
15 árvores e palmeiras no ERN. No ERS, cinco espécies são polinizadas e cinco são dispersadas
16 por aves. Entre as espécies de árvores e palmeiras comuns aos ERN e ERS, duas são polinizadas
17 e onze são dispersadas por aves. Dessa forma, no ERN 317 indivíduos (20,1%) de treze espécies
18 de árvores ou palmeiras são polinizados e/ou dispersados por aves, 230 indivíduos (18,8%) de
19 dez espécies são polinizados e/ou dispersados por aves no ERS. Outras doze espécies são
20 comuns aos dois Eixos, totalizando 547 indivíduos (19,5%) de 35 espécies de árvores e
21 palmeiras (31,5%) identificadas possuindo ornitofilia e/ou ornitocoria como síndromes de
22 polinização e/ou dispersão, respectivamente (Quadro 5).

23 Entre as 1.579 árvores encontradas nos dezesseis canteiros amostrados no ERN (Tabela
24 2), 605 (38%) são nativas do Cerrado, 214 (14%) são nativas de outros biomas brasileiros e 758
25 (48%) são exóticas à flora brasileira. No ERS foram encontradas 1.226 árvores, sendo 404
26 nativas do Cerrado, (33%) 403 nativas de outros biomas brasileiros (33%) e 419 exóticas (34%).

27 Os diferentes valores de riqueza e abundância entre os ERN e ERS não resultaram em
28 valores significativamente diferentes de diversidade total de árvores e palmeiras pelo Índice de
29 Shannon- Wiener: ERN = $2,4 \pm 0,4$ nats e o ERS = $1,9 \pm 0,4$ nats. As espécies nativas do
30 Cerrado apresentaram a maior contribuição para a diversidade e as espécies de outros biomas
31 brasileiros a menor contribuição (Quadro 5).

1 A área basal de árvores e palmeiras no ERN somou quase o dobro ($774 \pm 42 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) do
 2 valor encontrado no ERS ($420 \pm 10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Espécies nativas do Cerrado no ERN somaram o
 3 dobro do valor encontrado no ERS, e as espécies exóticas no ERN somaram quatro vezes o
 4 valor da área basal encontrado no ERS. Apenas as espécies de outros biomas brasileiros
 5 apresentaram maior área basal no ERS ($233 \pm 22 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) do que no ERN ($80 \pm 10 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$).

6 Quadro 5 - Espécies arbóreas e palmeiras encontradas nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília e alguns
 7 respectivos traços funcionais. Fonte: Carvalho, 2003; Carvalho, 2006; Carvalho, 2008; Carvalho, 2010; Carvalho,
 8 2014; Silva Júnior, 2005; Silva Júnior, 2012; Silva Júnior; Lima, 2010; Silva Júnior; Pereira, 2009.

Família/Gênero/Espécie	Nome comum	Eixo	Origem	Porte	Padrão Foliar	Polinização	Dispersão
Anacardiaceae <i>Anacardium occidentale</i> L. #	Cajueiro	N/S	Ce	Pp	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott #	Gonçalo-Alves	N	Ce	Pg	Dc	An	An
<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão	Aroeira	N	Ce	Pg	Dc	Is	An
<i>Spondias purpurea</i> L.*	Seriguela	N	Ex	Pp	Dc	Is	Av/Zo
Araliaceae <i>Heptapleurum actinophyllum</i> (Endl.) Lowry & G.M.Plunkett.*	Árvore guarda-chuva	N	Ex	Pm	Pr	Av/Is	Av
Arecaceae <i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart. #	Macaúba	N	Ce	Pg	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Caryota urens</i> L.	Palmeira-rabo-de-peixe	S	Ex	Pm	Pr	An/Zo	Mo/Zo
<i>Cocos nucifera</i> L.*	Coco-da-Bahia	N	Ex	Pm	Pr	An/Zo	Hd
<i>Dypsis lutescens</i> (H.Wendl.) Beentje & J.Dransf.*	Areca-bambu	N/S	Ex	Pp	Pr	An/Is/Zo	Av/Zo
<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O.F.Cook	Palmeira-real	S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Zo
<i>Syagrus oleraceae</i> Mart. Becc. #	Guariroba	N/S	Ce	Pm	Pr	Is	Zo
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham) Glassman #	Jerivá	N/S	Ce	Pm	Pr	Av/Is	Zo
<i>Washingtonia robusta</i> H.Wendl.*	Palmeira Washingtonia	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Zo
Bignoniaceae <i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart. Ex DC. #	Ipê-verde	N	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos #	Ipê-amarelo-cascudo	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-roxo-sete-folhas	N/S	Ce	Pg	Dc	Is	An

<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) #	Ipê-roxo	N/S	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos #	Ipê-amarelo-do-Cerrado	N	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.	Ipê-amarelo-flor-de-algodão	N/S	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Jacaranda mimosaefolia</i> D. Dom	Jacarandá-mimoso	S	Ex	P m	Dc	Is	An
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Espatódea	N/S	Ex	P m	Dc	Mo	An
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore #	Ipê-caraíba	N/S	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A.DC.	Ipê-rosa	N/S	Ex	Pg	Dc	Is	An
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith #	Ipê-branco	N/S	Ce	Pp	Dc	Is	An
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Ipê-de-jardim	N/S	Ex	Pp	Pr	Is	An
Bixaceae <i>Bixa orellana</i> L.*	Urucum	N	Br	P m	Pr	Is	Av/Ba/ Hd
Chrysobalanaceae <i>Moquilea tomentosa</i> Benth. Fritsch	Oiti	N/S	Br	Pg	Pr	Is	Av
Clusiaceae <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess	Landim	S	Ce	P m	Pr	Is	Av/Mo/ Zo
Combretaceae <i>Terminalia catappa</i> L.	Sete-copas	S	Ex	Pg	sDc	Is	Av/ /Mo Hd
Cupressaceae <i>Cupressus sp.*</i>	Cipreste	N	Ex	P m	Pr	An	An/Hd
Euphorbiaceae <i>Joannesia princeps</i> Vell. +	Cutieira	N	Ce	Pg	Dc	Is	Zo
Fabaceae <i>Adenanthera pavonina</i> L.	Tento-Carolina	N/S	Ex	P m	sDc	Is	Av/Ba
<i>Albizia lebbek</i> (L.) Benth.	Albízia	S	Ex	P m	Dc	Is	An
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth) Burkart	Farinha-seca	S	Ce	Pg	sDc	Is	An
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan #	Angico-branco	N/S	Ce	P m	Dc	Is	Ba
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg #	Angico-vermelho	N/S	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Bauhinia monandra</i> Kurz	Pata-de-vaca	N	Ex	P m	sDc	Av/Mo/I s	Av/Au
<i>Bauhinia variegata</i> L.	Pata-de-vaca	N/S	Br	P m	Pr	Av/Mo/I s	Av/Au
<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.*	Flamboyant-mirim	N	Ex	Pp	Dc	Is	Au
<i>Cassia grandis</i> L.f.	Cássia-rosa	S	Br	Pg	Pr	Is	Au/Ba
<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) Gagnon & G.P. Lewis	Sibiriruna	N/S	Br	Pg	Pr	Is	Au

<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Sombreiro	N/ S	Br	P m	Dc	Is	Au/Zo
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. #	Copaíba	S	Ce	P m	Dc	Is	Av/Mo
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. + #	Jacarandá- do-Cerrado	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Fr. Allem.	Jacarandá- da-Bahia	N/ S	Br	Pg	Dc	Is	An
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Flamboyant	N/ S	Ex	P m	Dc	Is	Ba
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth. #	Faveira	N	Ce	Pg	Dc	Is	Zo
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Mulungu	S	Ce	P m	Dc	Av/Is	Zo
<i>Hymenaea courbaril</i> L. #	Jatobá-da- mata	N	Ce	P m	Pr	Is/Mo	Hd/Zo
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá-mirim	N	Ce	P m	Pr	Is	Av/Zo
<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	N	Ce	Pg	Pr	Is	Av/Zo
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit*	Leucena	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>férrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Jucá	S	Br	Pp	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L.P.Queiroz	Pau-ferro	N/ S	Br	P m	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel. #	Jacarandá- do-campo	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	Pau-brasil	N	Br	Pg	Pr	Is	Au
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Cambui	N/ S	Br	Pg	Pr	Is	An/Ba
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pau-jacaré	N	Br	P m	Pr	Is	An/Ba
<i>Plathymentia reticulata</i> Benth. #	Vinhático- do-campo	N	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth. #	Sucupira- branca	N/ S	Ce	Pg	Dc	Is	An
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim- bravo	N/ S	Br	Pg	sD C	Is	An
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Guapuruvu	N/ S	Br	Pg	Pr	Is	An
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville) + #	Barbatimão	S	Ce	Pp	Pr	Is	Zo
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipuana	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	An
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn. #	Esponjinha	N	Ce	Pp	Pr	Is	Au
Lamiaceae <i>Vitex polygama</i> Cham. + #	Tarumã	N	Ce	P m	Dc	Is	Av
<i>Hyptis</i> sp.*		N					
Lauraceae <i>Persea americana</i> Mill.	Abacateiro	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba/Zo
Lecythidaceae <i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá- rosa	N	Ce	Pg	sDc	Is	An
<i>Cariniana rubra</i> Gardner ex Miers +	Jequitibá- vermelho	N/ S	Ce	P m	sDc	Is	An
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Sapucaia	N/ S	Br	Pg	Dc	Is	Mo/Zo

Lythraceae <i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne + #	Mirindiba-rosa	S	Ce	Pg	sDc	Mo	An
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl #	Cegamachado	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	Ba/Zo
Magnoliaceae <i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	Magnólia-amarela	N	Ex	Pp	Pr	Av	Av
Malpighiaceae <i>Malpighia emarginata</i> DC.	Acerola	N/S	Ex	Pp	Dc	Is	Av
Malvaceae <i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K. Schum.	Barriguda	S	Ce	Pg	Dc	Av/Is/Mo	An
<i>Ceiba rubriflora</i> Carv.-Sobr. & L. P.	Paineira-rubi	S	Br	Pg	Dc	Av/Is	An/Av/Zo
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna #	Paineira-rosa	S	Ce	Pg	Dc	Av/Mo	An
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl. #	Paineira-do-Cerrado	N	Ce	Pm	Dc	Is	An
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. #	Mutamba	N	Ce	Pg	Pr	Is	Zo
<i>Hibiscus tiliaceus</i> L.	Algodoeiro-da-praia	S	Ex	Pm	Pr	Is	Hd
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns #	Embiruçu	N	Ce	Pp	Dc	Mo/Zo	An
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart.) Dugand	Mungubeira	N	Br	Pm	Dc	Mo	An
Melastomataceae <i>Pleroma granulosum</i> (Desr.) D. Don	Quaresmeira-rosa	S	Br	Pm	sDc	Is	An
Meliaceae <i>Melia azedarach</i> L.	Cinamomo	S	Ex	Pg	Dc	Is	An
<i>Swietenia macrophylla</i> King	Mogno	N	Br	Pg	Dc	Is	An
Moraceae <i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Jaqueira	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Mo
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul*	Mama-cadela	N	Ce	Pm	Dc	Is	Av/Zo
<i>Ficus benjamina</i> L.	Figueira-benjamim	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Mo
<i>Ficus obliqua</i> G. Forst	Figueira-australiana	N	Ex	Pg	Pr	Is	An/Au/Zo
<i>Morus nigra</i> L.	Amoreira	N/S	Ex	Pm	Pr	Is	Av/Zo
Myrtaceae <i>Eucalyptus sp.</i>	Eucalipto	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	An
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitangueira	S	Br	Pp	Pr	Is	Av
<i>Psidium guajava</i> L. leuce	Goiabeira	N/S	Br	Pp	Dc	Is	Av
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Jamelão	N/S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Jambo-amarelo	S	Ex	Pm	Pr	Is	Ba/Zo
Nyctaginaceae <i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	Bougainville	N	Br	Pm	Pr	Is	Av/Is
Oleaceae <i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Alfineiro	N/S	Ex	Pp	Dc	Is	Av
Pinaceae							

<i>Pinus caribaea</i> Morelet	Pinheiro-do-Caribe	S	Ex	Pg	Pr	An/Av	Ba
Piperaceae <i>Piper aduncum</i> L. #	Jaborandi	N	Ce	Pp	Pr	Is	An/Mo/Zo
Polygonaceae <i>Triplaris gardneriana</i> Wedd. #	Pau-formiga	S	Ce	Pm	Pr	Is	An
Rhamnaceae <i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Uva-do-Japão	N	Ex	Pm	Dc	Is	Av/Zo
Rosaceae <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lind. Sinon	Nespeira	N	Ex	Pp	Pr	Is	Av/Mo
Rubiaceae <i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	N/S	Ce	Pm	Pr	Is	Ba/Zo
Rutaceae <i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck*	Limoeiro	N	Ex	Pp	Pr	Au/Is	Hd
<i>Citrus</i> sp.*		N/S	Ex	Pp	Pr	Au/Is	Hd
Sapindaceae <i>Sapindus saponaria</i> L. #	Saboneteira	N/S	Ce	Pm	Dc	Is	An
Sapotaceae <i>Micropholis</i> sp.*		S					
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk. #	Abiu	N	Ce	Pg	Dc	Is	Mo/Zo
Vochysiaceae <i>Qualea grandiflora</i> Mart. #	Pau-terra	N	Ce	Pg	Pr	Is	An

- 1 *Espécie não cultivada pelo Departamento de Parques e Jardins (DPJ) da Companhia Urbanizadora da Nova
2 Capital do Brasil (Novacap).
3 +Espécie endêmica do Cerrado, sem excluir outros biomas brasileiros.
4 #Espécie nativa de formação savânica de Cerrado.
5 Eixo: N (Eixo Norte), S (Eixo Sul).
6 Origem: Br (flora brasileira), Ce (flora do bioma Cerrado), Ex (exótica à flora brasileira).
7 Porte: ≤ a 6 m de altura (porte pequeno - Pp), > 6 m e ≤ 10 m de altura (porte médio - Pm), > 10 m de altura
8 (porte grande - Pg).
9 Padrão foliar: Dc (decíduo), Pr (perene), sDc (semidecúo).
10 Polinização: An (anemofilia), Av (ornitofilia), Au (autogamia), Is (entomofilia), Mo (quiropterofilia), Zo
11 (zoofilia).
12 Dispersão: An (anemocoria), Au (autocoria), Av (ornitocoria), Ba (barocoria), Hd (hidrocoria), Mo
13 (quiropterocoria), Zo (zoocoria).

14 1.2. Aves

15 Os dados de avifauna utilizados neste estudo foram obtidos a partir de Guimarães (2020)
16 e Guimarães et al. (2020), cujas coletas foram realizadas contemporaneamente ao levantamento
17 florístico conduzido nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).

18 Nos canteiros estudados do Eixo Rodoviário de Brasília foi registrada a presença de
19 2.039 aves distribuídas em 87 espécies, 34 famílias e 15 ordens, restando uma espécie não
20 identificada (Tabela 13). As famílias mais representadas na área de estudo foram Tyrannidae
21 (13 espécies) e Thraupidae (12 espécies), ambas da ordem Passeriformes. A curva de
22 acumulação de espécies se aproximou da assíntota ao se encontrarem 72 espécies de aves nos

1 primeiros 17 canteiros, A amostragem dos outros 15 canteiros acrescentou 16 espécies de aves
2 à comunidade estudada.

3 Registram-se 1.878 indivíduos e 78 espécies de aves que pousaram nas árvores ou no
4 gramado ou que nidificaram nas árvores presentes nos canteiros. Dessas, 1.074 indivíduos de
5 66 espécies pousaram nas árvores da área de estudo. As cinco espécies que mais pousaram nas
6 árvores foram *Brotogeris chiriri* (Periquito-de-encontro-amarelo) (103 indivíduos), *Tyrannus*
7 *melancholicus* (Suiriri) (90 indivíduos), *Patagioenas picazuro* (Asa-branca) (87 indivíduos),
8 *Furnarius rufus* (João-de-barro) (85 indivíduos) e *Pitangus sulphuratus* (Bem-te-vi) (84
9 indivíduos) (Tabela 13). Quanto à dieta das aves que pousaram nas árvores e no gramado, 29
10 espécies são onívoras, 19 são espécies insetívoras, sete são espécies granívoras, quatro são
11 espécies carnívoras e duas são frugívoras.

12 As famílias de aves não passeriformes mais representadas na área de estudo foram
13 Psittacidae (6 espécies), Columbidae (5 espécies) e Trochilidae (5 espécies). Houve predomínio
14 em abundância das espécies *F. rufus* (180 indivíduos), *Columba livia* (Pombo-doméstico) (176
15 indivíduos), *B. chiriri* (162 indivíduos), *P. sulphuratus* (153 indivíduos) e *Mimus saturninus*
16 (Sabiá-do-campo) (152 indivíduos), com os maiores valores de abundância na área de estudo.
17 *C. livia*, *P. sulphuratus* e *B. chiriri* foram as espécies mais frequentes, presentes em 84% dos
18 canteiros amostrados cada uma, seguidas por *F. rufus*, *Eupetionema macroura* (Beija-flor-
19 tesoura) e *M. saturninus*, presentes em 81% dos canteiros amostrados cada uma. Na ordem dos
20 Passeriformes, a família Tyrannidae foi a mais representativa em riqueza de espécies.

21 Das 87 espécies identificadas, 57 (65,5%) são sinantrópicas e 30 espécies (34,5%) não
22 se beneficiam da presença humana, não dependem ou preferem ambientes urbanos ou
23 modificados (Tabela 13). Sob condições naturais, 47 espécies de aves são típicas de Cerrado
24 sentido restrito, 34 são de hábito florestal, mas fazem uso também do Cerrado sentido restrito.
25 Apenas duas espécies foram consideradas restritas de formações florestais: *Galbula ruficauda*
26 (Ariramba) e *Myiodynastes maculatus* (Bem-te-vi-rajado). As espécies *Ardea alba* (Garça-
27 branca) e *Amazonetta brasiliensis* (Ananai) usam ambientes aquáticos e apenas três espécies
28 identificadas são exóticas à fauna brasileira: *C. livia*, *Passer domesticus* (Pardal) e *Estrilda*
29 *astrild* (Bico-de-lacre).

30 As 34 espécies de hábito florestal, mas que fazem uso do Cerrado sentido restrito (F_c),
31 somaram 731 indivíduos (35,9%) avistados no Eixo Rodoviário de Brasília. Em seguida,
32 detectou-se a presença de 634 indivíduos de 25 espécies de ambiente campestre, mas que usam

1 ambientes florestais (C_F). Seguem 445 indivíduos de 21 espécies restritas ao ambiente
 2 campestre e áreas abertas (C), 219 indivíduos de três espécies de aves exóticas à fauna brasileira
 3 (U_E), sete indivíduos de duas espécies aquática (A) e três indivíduos de duas espécies restritas
 4 a formações florestais (F): *G. ruficauda* e *M. maculatus* (Tabela 13).

5 Mais da metade das espécies de aves (54) e 86,0% dos indivíduos amostrados são
 6 onívoros. Todas as espécies com mais de uma centena de indivíduos amostrados nos canteiros
 7 são onívoras: *F. rufus* (180), *C. livia* (176), *B. chiriri* (162), *P. sulphuratus* (153), *M. saturninus*
 8 (152) e *T. melancholicus* (101) (Tabela 13). As aves insetívoras somaram treze espécies e 6,7%
 9 dos indivíduos amostrados. Seguem as espécies carnívoras (sete espécies e 3,9% dos
 10 indivíduos), granívoras (seis espécies e 1,9% dos indivíduos), herbívoras (cinco espécies e 1,0%
 11 dos indivíduos) e nectarívoras (duas espécies e 0,5% dos indivíduos).

12 Tabela 13 - Espécies de aves observadas nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília. Abundância é número
 13 total de indivíduos e frequência é o número de pontos em que as espécies ocorreram.

ORDEM /Família /Espécie	Nome Popular	Abundância	Frequência	Dieta	Habitat
ANSERIFORMES					
Anatidae					
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	Ananaí	4	1	On	A
PELECANIFORMES					
Ardeidae					
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	Garça-branca	3	2	Cn	A
* <i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	Maria-faceira	2	1	In	C
Threskiornithidae					
* <i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	Curicaca	28	9	Cn	C
CATHARTIFORMES					
Cathartidae					
* <i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	Urubu	7	2	Cn	C
ACCIPITRIFORMES					
Accipitridae					
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	Gavião-peneira	1	1	Cn	C
* <i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	Gavião-carijó	4	2	Cn	C _F
CHARADRIIFORMES					
Charadriidae					

<i>*Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	Quero-quero	23	7	Cn	C
COLUMBIFORMES					
Columbidae					
<i>*Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)1	Rolinha	13	6	Gr	C _F
<i>*Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	Fogo-apagou	17	10	Gr	C _F
<i>*Columba livia</i> Gmelin, 1789	Pombo-doméstico	176	27	On	U _E
<i>*Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	Asa-branca	84	25	On	C _F
<i>*Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	Avoante	11	5	On	C _F
CUCULIFORMES					
Cuculidae					
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Alma-de-gato	30	14	On	F _C
<i>*Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	Anu-preto	3	1	On	C _F
<i>*Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	Anu-branco	21	7	On	C _F
STRIGIFORMES					
Strigidae					
<i>*Glaucidium brasilianum</i> (Gmelin, 1788)	Caburé	2	1	Cn	F _C
<i>*Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	Coruja-buraqueira	19	4	Cn	C
NYCTIBIIFORMES					
Nyctibiidae					
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	Urutau	1	1	In	C _F
APODIFORMES					
Apodidae					
<i>*Chaetura meridionalis</i> Hellmayr, 1907	Andorinhão-do-temporal	5	1	In	C _F
Trochilidae					
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	Rabo-branco-acanelado	3	3	Nc	F _C
<i>*Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	Beija-flor-tesoura	98	26	On	F _C
<i>*Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	Besourinho-de-bico-vermelho	6	6	On	C _F
<i>*Thalurania furcata</i> (Gmelin, 1788)	Beija-flor-tesoura-verde	1	1	On	F _C
<i>*Amazilia fimbriata</i> (Gmelin, 1788)	Beija-flor-de-garganta-verde	7	6	On	C _F
GALBULIFORMES					
Galbulidae					
<i>Galbula ruficauda</i> (Cuvier, 1816)	Ariramba	2	1	In	F
PICIFORMES					
Ramphastidae					

<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	Tucanuçu	1	1	On	C _F
Picidae					
* <i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	Pica-pau-verde-barrado	24	14	On	F _C
* <i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	Pica-pau-do-campo	6	4	On	C _F
FALCONIFORMES					
Falconidae					
* <i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	Carcará	34	11	On	C
* <i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	Quiriquiri	5	3	Cn	C
PSITTACIFORMES					
Psittacidae					
<i>Diopsittaca nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	Maracanã-pequena	5	2	Hb	F _C
* <i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	Periquitão	13	4	On	C _F
* <i>Eupsittula aurea</i> (Gmelin, 1788)	Periquito-rei	6	2	Hb	C _F
* <i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	Tuim	7	3	Hb	F _C
* <i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)	Periquito-verde	2	1	Hb	F _C
* <i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	Periquito-de-encontro-amarelo	162	27	On	F _C
PASSERIFORMES					
Thamnophilidae					
<i>Taraba major</i> (Vieillot, 1816)	Choró-boi	1	1	On	F _C
Dendrocolaptidae					
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	Arapaçu-de-cerrado	9	6	In	C _F
Furnariidae					
* <i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	João-de-barro	180	26	On	C _F
<i>Phacellodomus rufifrons</i> (Wied, 1821)	João-de-pau	1	1	In	C _F
Rhynchocyclidae					
* <i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	Ferreirinho-relógio	17	9	On	F _C
Tyrannidae					
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	Risadinha	20	10	On	F _C
* <i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	Guaracava-de-barriga-amarela	22	10	On	C _F
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	Piolhinho	2	1	In	F _C
* <i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Bem-te-vi	153	27	On	F _C
* <i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	Suiriri-cavaleiro	17	10	In	C
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	Bem-te-vi-rajado	1	1		F

				On	
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	Neinei	19	7	On	F _C
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	Bentevizinho-de-penacho-vermelho	4	4	On	F _C
* <i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	Suiriri	101	19	On	C _F
<i>Tyrannus savana</i> Daudin, 1802	Tesourinha	31	11	On	C _F
<i>Griseotyrannus aurantioatrocristatus</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Peitica-de-chapéu-preto	3	2	On	F _C
* <i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	Peitica	4	4	On	F _C
<i>Xolmis cinereus</i> (Vieillot, 1816)	Primavera	15	10	On	C
Vireonidae					
* <i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Pitiguari	21	14	On	F _C
Hirundinidae					
* <i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	Andorinha-pequena-de-casa	63	9	In	C
* <i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	Andorinha-serradora	5	2	In	C
* <i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	Andorinha-grande	5	3	In	C _F
Troglodytidae					
* <i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	Corruíra	18	13	In	C _F
Poliptilidae					
<i>Poliptila dumicola</i> (Vieillot, 1817)	Balança-rabo-de-máscara	7	4	In	F _C
Turdidae					
* <i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	Sabiá-branco	4	4	On	F _C
* <i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	Sabiá-laranjeira	49	19	On	F _C
* <i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	Sabiá-poca	8	7	On	F _C
Mimidae					
* <i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	Sabiá-do-campo	152	26	On	C
Passerellidae					
* <i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	Tico-tico	4	2	On	C
Icteridae					
* <i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	Encontro	24	14	On	F _C
* <i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	Pássaro-preto	8	5	On	C
* <i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	Chupim	52	12	On	C
Thraupidae					
* <i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Sanhaço-cinzento	33	15	On	C _F
* <i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1821)	Sanhaço-do-coqueiro	1	1	On	F _C
* <i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Sáira-amarela	13	7	On	C _F

<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	Sáira-de-chapéu-preto	20	8	On	C _F
* <i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	Canário-da-terra	28	7	On	F _C
* <i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	Tiziu	2	1	Gr	C
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	Sai-andorinha	6	3	On	F _C
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Sai-azul	1	1	On	F _C
* <i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Cambacica	15	9	On	F _C
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)	Bigodinho	3	1	Gr	C
<i>Sporophila nigricollis</i> (Vieillot, 1823)	Baiano	1	1	Gr	C
<i>Sporophila caerulea</i> (Vieillot, 1823)	Coleirinho	2	1	Gr	C
Fringillidae					
* <i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	Fim-fim	1	1	On	F _C
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	Gaturamo	1	1	On	F _C
Estrildidae					
* <i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	Bico-de-lacre	2	1	On	U _E
Passeridae					
* <i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	Pardal	41	13	On	U _E
Não identificado	-	1	1		-

1 *espécie sinantrópica.

2 **Habitat** - **A**: espécie aquática. **C**: espécie restrita ao ambiente campestre e áreas abertas. **C_F**: espécie de ambiente
3 campestre e áreas abertas, mas que usam formações florestais. **F**: espécie restrita de formações florestais. **F_C**:
4 espécie de formações florestais, mas que usam *habitats* campestres e áreas abertas. **U_E**: espécie exótica adaptada
5 ao ambiente urbano.

6 **Dieta** - **Cn**: carnívoro. **Gr**: granívoro. **Hb**: herbívoro. **In**: insetívoro. **Nc**: nectarívoros, **On**: onívoro, onívoro
7 oportunista ou onívoro sazonal.

8 Fonte: adaptado de Guimarães, M. M.; Pena, J. C. C.; Corrêa, R. S. Aves do Eixo Rodoviário do Plano Piloto de
9 Brasília. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v. 11, n. 2, p. 333-349, 2020. Doi: 10.6008/CBPC2179-
10 6858.2020.002.0031.

11 1.3. Pressão sonora

12 Os dados de avifauna utilizados neste estudo foram obtidos a partir de Guimarães (2020)
13 e Guimarães et al. (2020), cujas coletas foram realizadas contemporaneamente ao levantamento
14 florístico conduzido nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília (ERB).

15 A pressão sonora medida durante o levantamento da avifauna variou de 52,0 a 60,2 dB
16 aos domingos, quando não há tráfego de veículos, e entre 59,7 e 69,8 dB às quartas-feiras,
17 quando há intenso tráfego de veículos no Eixo Rodoviário de Brasília (Figura 8). Os valores
18 médios de todas as medições efetuadas aos domingos e às quartas-feiras nos Eixos Rodoviários
19 Norte (ERN) e Sul (ERS) variaram em aproximadamente 9 dB em relação a esses dois dias da
20 semana (Tabela 14). Os valores médios das medições efetuadas em cada um dos 32 canteiros
21 estudados, n= 6 para cada canteiro, foram relacionados com os parâmetros medidos e calculados
22 das aves.

1

2 Tabela 14 - Parâmetros medidos e calculados no Eixo Rodoviário de Brasília.

Parâmetro	ERN	ERS
Árvores e palmeiras		
Abundância total (unidade)	1.579	1.226
Abundância total (unidade.ha ⁻¹)	103	80
Abundância de espécies do Cerrado (unidade)	605	404
Abundância de espécies do Cerrado (unidade.ha ⁻¹)	39	26
Abundância de espécies de outros biomas brasileiros (unidade)	214	403
Abundância de espécies de outros biomas brasileiros (unidade.ha ⁻¹)	14	26
Abundância de espécies exóticas (unidade)	758	419
Abundância de espécies exóticas (unidade.ha ⁻¹)	50	27
Riqueza total*	18 ± 6	13 ± 3
Riqueza de espécies do Cerrado*	8 ± 3	4 ± 2
Riqueza de espécies de outros biomas brasileiros*	3 ± 2	3 ± 2
Riqueza espécies exóticas*	7 ± 3	5 ± 1
Diversidade total de espécies* (nats)	2,4 ± 0,4	1,9 ± 0,4
Diversidade de espécies do Cerrado* (nats)	1,6 ± 0,4	1,1 ± 0,4
Diversidade de espécies de outros biomas brasileiros* (nats)	0,8 ± 0,4	0,8 ± 0,5
Diversidade de espécies exóticas* (nats)	1,4 ± 0,4	1,1 ± 0,3
Área basal de todas as espécies* (m ² ha ⁻¹)	774 ± 42	420 ± 10
Área basal de espécies do Cerrado* (m ² ha ⁻¹)	81 ± 4	40 ± 3
Área basal de espécies de outros biomas brasileiros* (m ² ha ⁻¹)	80 ± 10	233 ± 22
Área basal de espécies exóticas* (m ² ha ⁻¹)	613 ± 64	147 ± 18
Aves		
Domingo		
Abundância (unidade)	45 ± 13	30 ± 10
Riqueza (unidade)	18 ± 4	14 ± 5
Diversidade (nats)	2,6 ± 0,20	2,3 ± 0,40
Quarta-feira		
Abundância (unidade)	31 ± 10	26 ± 7
Riqueza (unidade)	12 ± 3	10 ± 3
Diversidade (nats)	2,2 ± 0,3	2,0 ± 0,4
Pressão sonora (dB)		
Domingo		
	55,3 ± 2,0	56,5 ± 2,2
Quarta-feira		
	64,3 ± 2,1	65,0 ± 2,2

3 *(média ± desvio padrão, n = 16)

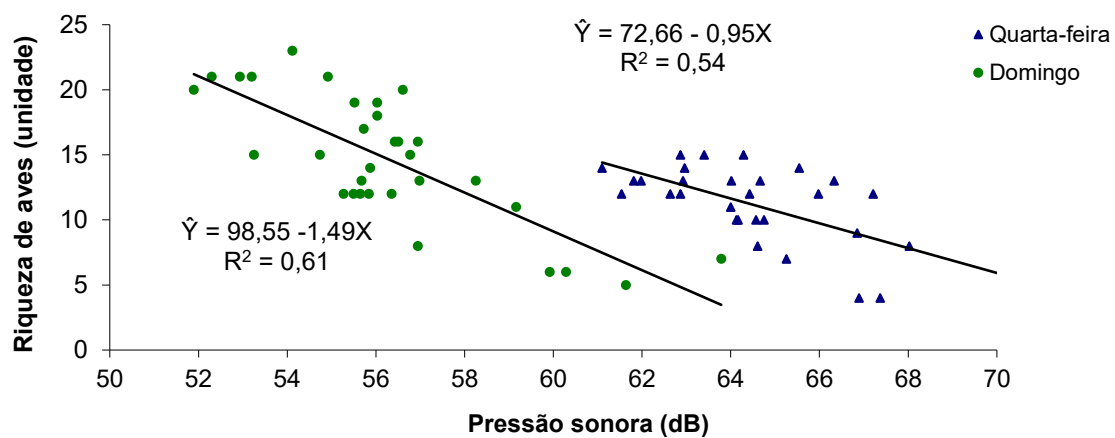
4 ERN: Eixo Rodoviário Norte

5 ERS: Eixo Rodoviário Sul

1 1.4. Relação entre pressão sonora e aves

2 O nível médio de pressão sonora nos canteiros que ladeiam o Eixo Rodoviário de
3 Brasília apresentou relação linear negativa com a riqueza (

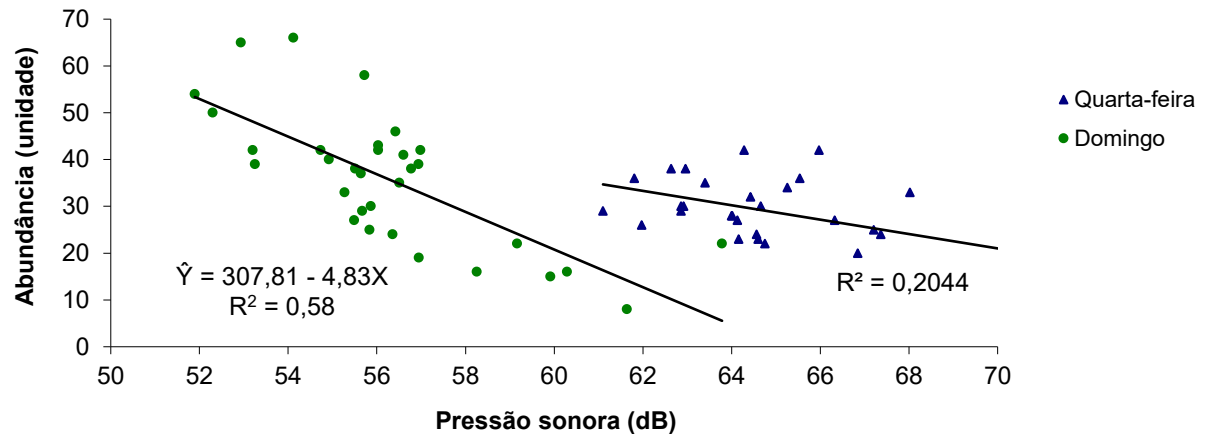
4), abundância (Gráfico 10) e diversidade de aves (Gráfico 11). As regressões lineares
5 revelaram a ocorrência de maiores níveis de ruído às quartas-feiras em relação aos domingos.
6 Apesar dos menores níveis de pressão sonora aos domingos (Tabela 14), os coeficientes
7 angulares das regressões lineares revelaram um efeito mais pronunciado sobre a riqueza de aves



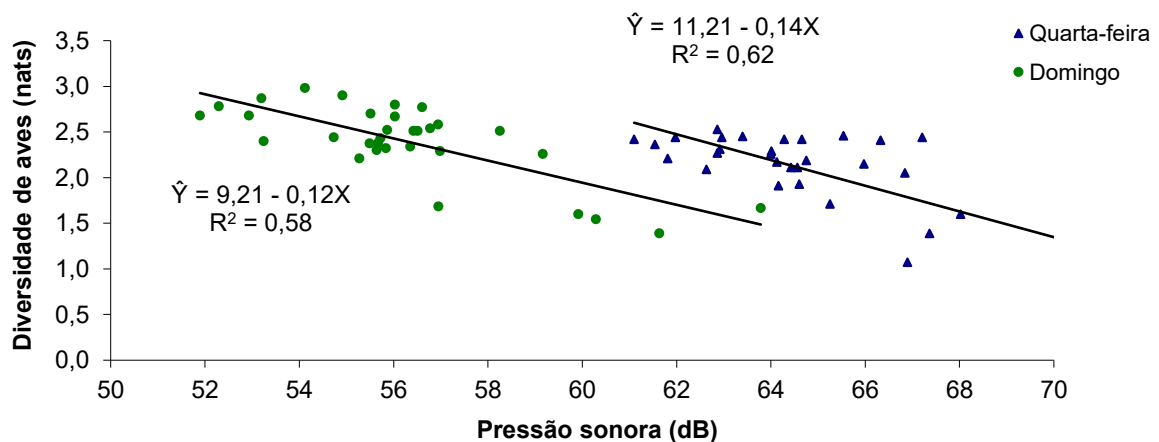
8 no domingo do que às quartas-feiras.

9 Gráfico 9 - Relação entre pressão sonora e a riqueza de aves na quarta-feira (ruído mais elevado) e no domingo
10 (ruído menor).

11 A abundância de aves sofreu influência linear negativa dos níveis de pressão sonora
12 entre 51 e 61 dB (domingos), não sendo tal relação significativa a partir de 61dB (quartas-
13 feiras) (Gráfico 10). Diferentemente da abundância de aves, cuja redução foi mais intensa aos
14 domingos, a diversidade de aves reduziu na mesma intensidade com o aumento dos níveis de
15 pressão sonora aos domingos e às quartas-feiras (Gráfico 11).



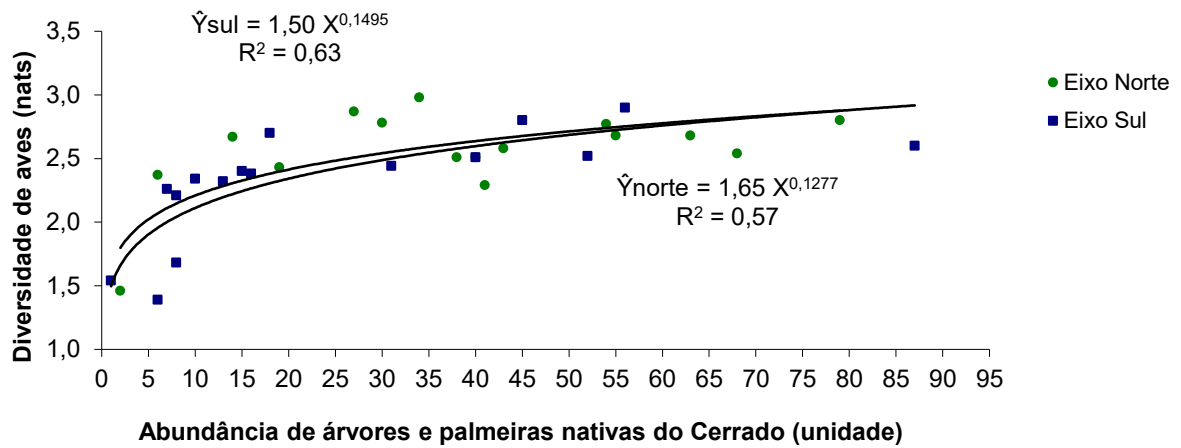
- 1 Gráfico 10 - Relação entre pressão sonora e a abundância de aves na quarta-feira (ruído mais elevado) e no
 2 domingo (ruído menor).



- 3 Gráfico 11 - Relação entre pressão sonora e a diversidade de aves na quarta-feira (ruído mais elevado) e no
 4 domingo (ruído menor).

5 1.5. Relação entre árvores e aves

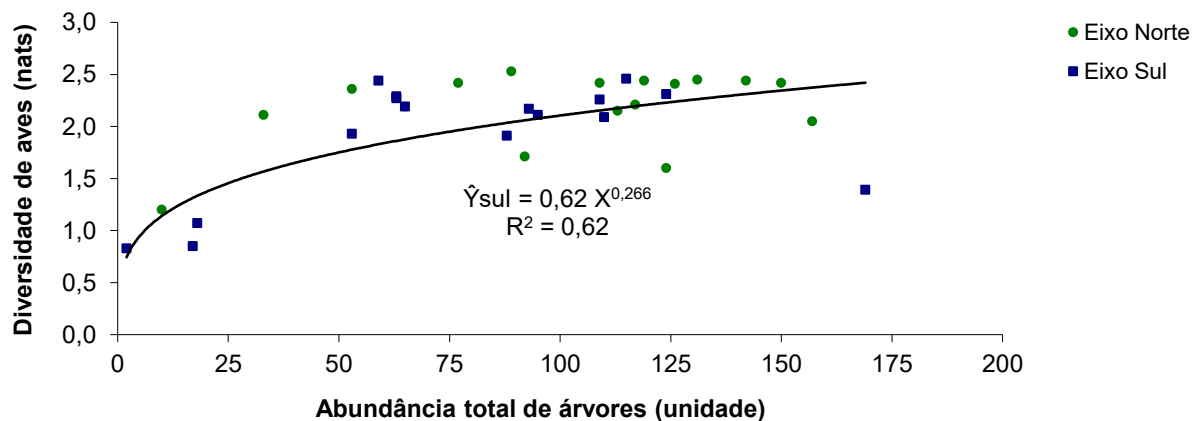
6 Dentre os diversos parâmetros mensurados e calculados neste estudo (Tabela 14), foram
 7 encontradas regressões positivas simples entre três parâmetros das árvores e palmeiras e dois
 8 parâmetros relativos às aves (Gráfico 12 aGráfico 15). O aumento da abundância de árvores e
 9 palmeiras de espécies nativas do Cerrado relacionou-se positivamente com a riqueza e a
 10 diversidade das aves observadas nos canteiros que ladeiam o Eixo Rodoviário de Brasília
 11 (Gráfico 12). As curvas que retratam as equações descritivas dos Eixos Rodoviários Norte
 12 (ERN) e Sul (ERS) são similares e quase sobrepostas (Gráfico 12 e



1

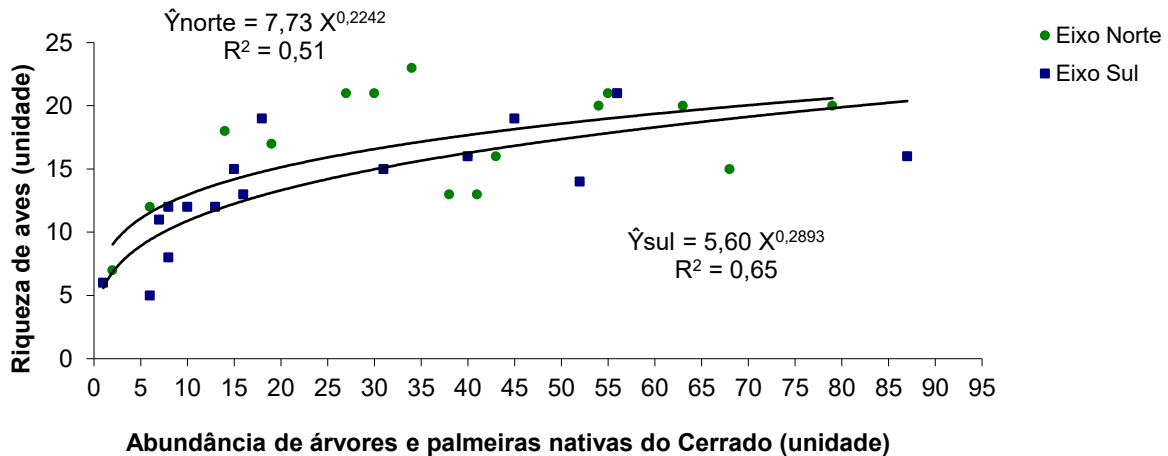
2 Gráfico 13).

3 A diversidade de árvores e palmeiras de espécies do Cerrado relacionou-se
 4 positivamente com a diversidade de aves, sendo o efeito mais pronunciado no ERS (Gráfico
 5 14). Finalmente, a abundância total de árvores também apresentou regressão simples com a
 6 diversidade de aves, sendo a relação válida somente para o ERS às quartas-feiras (



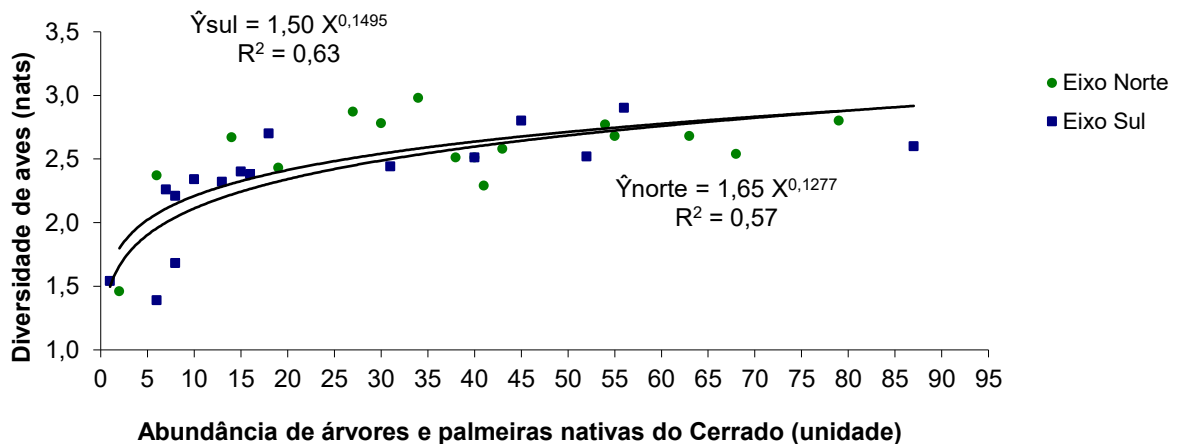
7

8 Gráfico 15). As curvas que retratam as equações descritivas dos dados obtidos nos Eixos
 9 Rodoviários Norte (ERN) e Sul (ERS) são similares e quase sobrepostas. Dessa forma, apesar
 10 da diferença da composição florística entre o ERN e o ERS (Ribeiro et al., 2025), as respostas
 11 da avifauna à arborização dos canteiros foram similares.



1 Gráfico 12 - Relação entre abundância de árvores de espécies do Cerrado e riqueza de aves nos Eixos Rodoviários
 2 Norte e Sul no domingo (menor ruído).

3 A diversidade de árvores e palmeiras de espécies do Cerrado relacionou-se
 4 positivamente com a diversidade de aves, sendo o efeito mais pronunciado no ERS (Gráfico
 5 14). Finalmente, a abundância total de árvores também apresentou relação de regressão simples
 6 com a diversidade de aves, sendo a relação válida somente no ERS às quartas-feiras (Gráfico
 7 15).



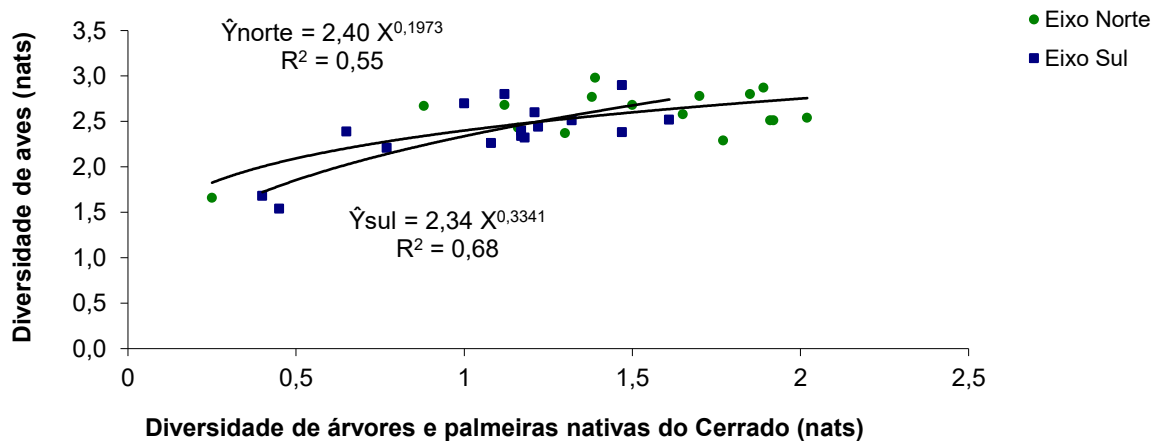
8
 9 Gráfico 13 - Relação entre abundância de árvores de espécies do Cerrado e diversidade de aves nos Eixos
 10 Rodoviários Norte e Sul no domingo (menor ruído).

11 As regressões simples mostraram que parâmetros da avifauna se relacionaram
 12 negativamente com os níveis de ruído (
 13 aGráfico 11) e positivamente com as árvores e palmeiras (Gráfico 12 aGráfico 15). O
 14 efeito combinado do ruído e das árvores sobre a avifauna foi avaliado por meio de regressões
 15 múltiplas (Tabela 15). Da mesma forma, o ruído automotivo às quartas-feiras reduziu a
 16 diversidade de aves e a diversidade de espécies de árvores do Cerrado a incrementou na área de
 17 estudo. Nesse modelo, a influência positiva da diversidade de árvores nativas do Cerrado

1 superou em mais de uma vez a influência negativa do ruído sobre a diversidade de aves. Outras
 2 tentativas de se obterem regressões múltiplas resultaram em regressões simples, tendo a pressão
 3 sonora como única variável significativa.

4 Em todos os modelos significativos de regressão múltipla ($p \leq 0,05$), a pressão sonora
 5 se relacionou negativamente com a riqueza, abundância e diversidade da avifauna. Aos
 6 domingos, quando não há ruído automotivo na via, a riqueza de aves se relacionou
 7 negativamente com a pressão sonora e positivamente com a abundância das espécies de árvores
 8 nativas do Cerrado, corroborando os modelos definidos por regressões simples (
 9 a Gráfico 11). Nesse modelo, a influência da pressão sonora na redução da riqueza de
 10 aves foi maior do que a influência da abundância de árvores do Cerrado em aumentar essa
 11 riqueza.

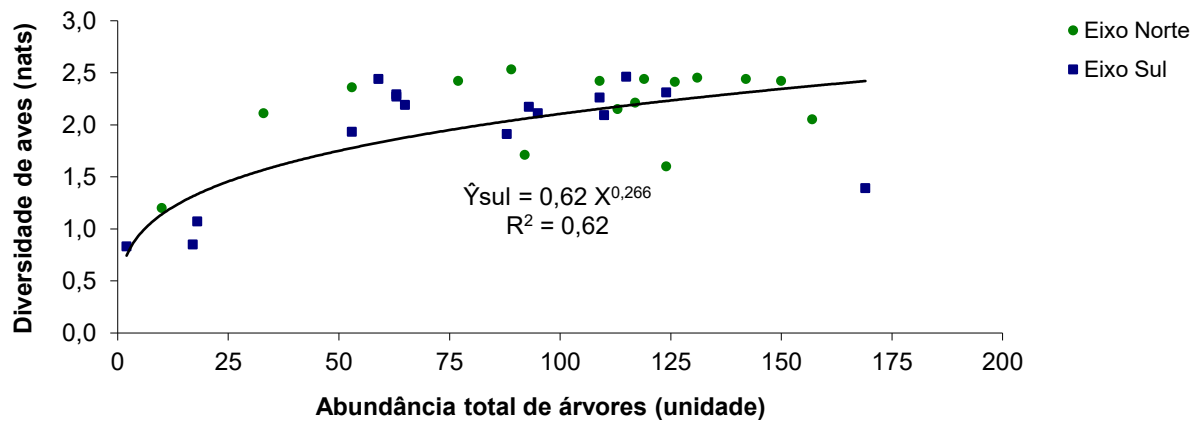
12 Similarmente, a diversidade de aves se relacionou negativamente com a pressão sonora
 13 e positivamente com a abundância e a diversidade de espécies arbóreas do Cerrado. Dentre as
 14 variáveis diversidade, riqueza e abundância, a diversidade de árvores nativas do Cerrado foi a
 15 que mais influenciou a diversidade de aves na ausência de ruído veicular.



16

17 Gráfico 14 - Relação entre diversidade de árvores de espécies do Cerrado e diversidade de aves nos Eixos
 18 Rodoviários Norte e Sul no domingo (menor ruído).

19



- 1
- 2 Gráfico 15 - Relação entre abundância total de árvores e diversidade de aves no Eixo Rodoviário Sul na quarta-
- 3 feira (ruído mais elevado).
- 4 Tabela 15 - Regressões múltiplas entre os parâmetros medidos e calculados.

Domingo - Eixo Norte e Eixo Sul		Significância (teste F)	
Av-Riqueza = 75,95 - 1,13dB** + 0,09Abud-Ce*		R² = 0,75	P < 0,01
Av-Abundância = 273,44 - 4,19dB**		R² = 0,61	P < 0,01
Av-Diversidade = 6,20 - 0,08dB** + 0,01Abud-Ce* + 0,38H-Ce*		R² = 0,78	P < 0,01
Quarta-feira - Eixo Norte e Eixo Sul			
Av-Riqueza = 72,66 - 0,95dB**		R² = 0,54	P < 0,01
<ul style="list-style-type: none"> • Cada aumento de 1 unidade em dB-Média reduz a Av-Riqueza em aproximadamente 0,95 unidades. 			
Av-Diversidade = 9,23 - 0,12dB** + 0,28H-Ce*		R² = 0,67	P < 0,01
<ul style="list-style-type: none"> • Cada aumento de 1 unidade em dB-Média reduz a diversidade média em 0,12 unidades. • Cada aumento de 1 unidade em H-Ce aumenta a diversidade média em 0,28 unidades. 			

- 5 *p ≤ 0,05
- 6 **p ≤ 0,01

7 2. DISCUSSÃO

8 Os 64 canteiros que ladeiam o Eixo Rodoviário de Brasília foram concebidos na década

9 de 1950 para serem espaços arborizados de contemplação paisagística e estruturação urbanística

10 da cidade. A percepção de que esse corredor verde de 13,8 km de extensão pudesse atuar como

11 corredor ecológico, por conta de seu conjunto arbóreo, é mais recente (Corrêa et al., 2006).

12 Processos ecológicos são vitais para o funcionamento de ecossistemas urbanos (McDonnell;

13 MacGregor-Fors, 2016) e as plantas são a base desses processos (Vailshery et al., 2013), que

1 promovem também o engajamento entre humanos e a natureza em paisagens urbanas (Evans et
2 al., 2021).

3 Árvores apresentam multifunções ao fornecerem lazer, poleiro, local de repouso, abrigo,
4 alimento e funcionarem como barreiras físicas contra a propagação de ruído (Oliveira et al.,
5 2018). A arborização das cidades com espécies nativas do local legitima-se pela adaptação ao
6 clima, aos solos e pela importância ecológica que representam para a fauna nativa (Cardoso et
7 al., 2010; Corrêa; Ramos, 2021). Espécies nativas representam melhores recursos forrageiros
8 do que espécies exóticas (Berthon et al., 2021; Cecchetto et al., 2014; Pena et al., 2017). O uso
9 de espécies vegetais nativas é uma estratégia de aproximação funcional do meio urbano a áreas
10 naturais (Aronson et al., 2017; Hwang et al., 2025).

11 A avaliação florística do Eixo Rodoviário de Brasília apontou para a predominância de
12 espécies nativas do Cerrado (Ribeiro et. al., 2025), e o estabelecimento de relações de
13 dependência entre flora e fauna corrobora a função ecológica instalada ao longo da via (Figuras
14 10 e 11). A composição florística dos 32 canteiros em que as aves foram amostradas e a pressão
15 sonora aferida não difere daquela encontrada ao longo de todo o Eixo Rodoviário de Brasília
16 (Ribeiro et. al., 2025). Todas as 111 espécies de árvores e palmeiras existentes ao longo da via
17 foram encontradas nos 32 canteiros amostrados (Quadro 5).

18 Pouco mais de 36% dos espécimes de árvores e palmeiras identificados são de espécies
19 nativas do Cerrado, 42% são exóticas à flora brasileira e o restante dos indivíduos (22%) são
20 de espécies de outros biomas brasileiros (Quadro 5). A área basal dos indivíduos de espécies
21 exóticas representa 63,7% da área basal total e as espécies nativas do Cerrado contribuem com
22 apenas 10,1% desse montante. A teoria da biomassa dominante defende que as espécies que
23 contribuem com mais biomassa influenciam mais os processos ecológicos (Ohlert et al., 2025).
24 Todavia, não se pode desprezar o papel ecológico das espécies de menor dominância. No caso
25 da área de estudo, pouco mais de 1/3 dos indivíduos nativos do Cerrado, cujo porte lhes rendeu
26 apenas 10,1% da área basal total, explicaram de forma significativa a riqueza e diversidade da
27 comunidade de aves que frequenta o Eixo Rodoviário de Brasília (Gráfico 12 e 13). A
28 diversidade de árvores e palmeiras de espécies do Cerrado relacionou-se positivamente com a
29 diversidade de aves, sendo o efeito mais pronunciado no ERS (Gráfico 14). Finalmente, a
30 abundância total de árvores também apresentou relação de regressão simples com a diversidade
31 de aves, sendo a relação válida somente no ERS às quartas-feiras (Gráfico 15).

1 A diversidade arbórea implantada com espécies nativas do Cerrado no Eixo Rodoviário
 2 visou inicialmente ao controle fitossanitário (Ribeiro et al., 2025), porque o plantio
 3 monoespecífico de árvores em grandes blocos na década de 1960 favoreceu o desenvolvimento
 4 de parasitas e doenças nas plantas (Garcia et al., 2022). A maior diversidade vegetal implantada
 5 conseguiu mitigar a ação de pragas e patógenos e resultou em melhorias das condições
 6 ecológicas (Figura 11). Nos trópicos, a estrutura da vegetação e a sazonalidade regulam a
 7 capacidade de áreas verdes em manterem populações de aves nas cidades (Oropeza-Sánchez et
 8 al., 2025). A diversidade de espécies e a diversidade funcional são necessárias para a
 9 estruturação de comunidades complexas, que são mais resilientes e capazes de abrigar um maior
 10 número de nichos ecológicos e, conseqüentemente, de aves (Egerer et al. 2018; Garcia et al.,
 11 2022; Philpott et al., 2014).



12 Figura 11 - Espécimes de a) *Mimus saturninus* (Sabíá-do-campo), b) *Furnarius rufus* (João-de-barro), c) *Athene*
 13 *cunicularia* (Coruja-buraqueira), d) *Rupornis magnirostris* (Gavião-carijó), e) *Theristicus caudatus* (Curicaca) e
 14 f) *Patagioenas picazuro* (Asa-branca) no Eixo Rodoviário de Brasília.

15 A riqueza de aves é dependente da disponibilidade de recursos no ambiente
 16 (Chamberlain et al., 2016; Herzog et al., 2005; McCain, 2009; Schumm et al., 2020), e em
 17 ambientes menos diversos, há um reduzido número de espécies similares de aves (Amaya-
 18 Espinel et al., 2019; Silva et al., 2021). Estima-se que a urbanização reduza entre 30% a 50% a
 19 riqueza regional de aves (Cao, 2025), mas no Eixo Rodoviário de Brasília encontraram-se
 20 apenas 19% das espécies que ocorrem no Distrito Federal (Faria, 2008).

1 Dessa forma, a urbanização causa mudanças na taxonomia de comunidades e em sua
2 composição funcional, selecionando um reduzido grupo de espécies com traços funcionais
3 semelhantes (Morelli et al., 2021a; Pena et al., 2023). No Eixo Rodoviário de Brasília, 86% das
4 aves amostradas são de espécies onívoras e 70% delas são espécies de ambientes florestal e
5 campestre mutuamente facultativos (Tabela 13). Nichos amplos e estratégias alimentares menos
6 especializadas são essenciais para se adaptar e persistir no ambiente urbano (Croci et al., 2008;
7 Callaghan et al; 2019) em oposição à especialização de dieta e de *habitat* (Bagno; Marinho-
8 Filho, 2001).

9 Os canteiros estudados apresentam o solo coberto por gramínea e árvores de variados
10 portes, sem existir um estrato intermediário. Essa estrutura simplificada selecionou espécies de
11 dieta generalista e facultativas de ambientes campestres e florestais (Figura 11). A estruturação
12 de diferentes camadas de vegetação obtém melhores respostas ecológicas (Salvo-Tierra; Ruiz-
13 Valero, 2025). Enriquecer a estrutura e aumentar a disponibilidade de recursos incrementam a
14 biodiversidade da avifauna, provê *habitats* seguros e contribui para o equilíbrio das relações
15 ecológicas. Áreas verdes amplas, fonte de água, alta complexidade estrutural da vegetação,
16 poleiros e ninhos artificiais se destacam entre as medidas que ampliam a diversidade da
17 avifauna nas cidades (Oropeza-Sánchez et al., 2025). Portanto, existem meios de aumentar a
18 oferta de recursos para aves, fomentar a biodiversidade e estruturar melhor a cadeia trófica no
19 Eixo Rodoviário de Brasília, tais como:

20 • cultivar espécies nativas do local que atraiam insetos e forneçam frutos,
21 sementes e néctar (Eiserhardt et al., 2011).

22 • cultivar outras espécies de árvores nativas de diferentes portes, visando ao
23 enriquecimento da estrutura da vegetação, pois comunidades de aves precisam de
24 estrutura heterogênea, heterogeneidade funcional, fenológica e conectividade entre
25 fragmentos vegetados para prosperar nas cidades (Lessi et al. 2016; Oropeza-Sánchez et
26 al., 2025). A estrutura das plantas desempenha papel dominante na determinação da
27 riqueza e abundância de aves em áreas urbanas (Li et al., 2025).

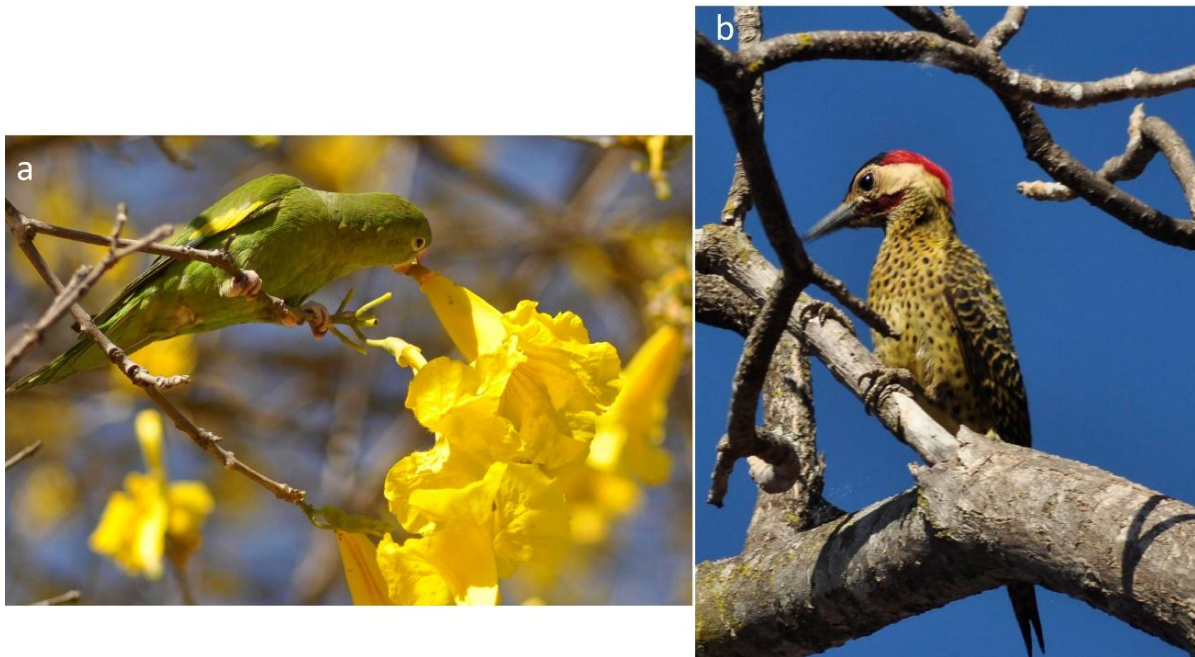
28 • utilizar a nucleação, construindo abrigos artificiais nas árvores e instalando
29 pontos de água limpa. Estudo conduzido na Austrália revelou que as sete estruturas mais
30 comuns para atrair fauna eram usadas diferentemente por diferentes táxons: fontes de
31 água eram utilizadas por um maior número de espécies e abrigos eram preferencialmente
32 ocupados por espécies raras e em risco de extinção (van Helden et al., 2024).

1 Como Brasília, o Eixo Rodoviário nasceu arborizado (Romero; Silva, 2022) e
2 acompanhou nas décadas seguintes a evolução funcional da presença do verde nas cidades. A
3 via é urbanisticamente simétrica (Costa, 2009), mas sua arborização é assimétrica em
4 composição florística (Ribeiro et al., 2025) e fitossociológica (Capítulo 2), por conta da
5 ocupação de partes da cidade em diferentes épocas. O ERN abriga uma maior riqueza de
6 espécies de árvores do que o ERS, sobretudo nativas do Cerrado (Ribeiro et al., 2025). A riqueza
7 elevada de espécies arbóreas em áreas urbanas facilita as interações ecológicas com aves, e
8 essas interações são essenciais para a manutenção das comunidades desses animais (Oropeza-
9 Sánchez et al., 2025).

10 Todavia, a variação na arborização ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília não foi
11 suficiente para imprimir traços diferenciados em sua relação com a avifauna. As relações de
12 regressão entre flora e fauna são similares entre as partes norte e sul do Eixo Rodoviário. Pela
13 sua maior riqueza e abundância de espécies de árvores e palmeiras nativas do Cerrado, a
14 hipótese adotada neste trabalho previa que o Eixo Rodoviário Norte (ERN) apresentaria maior
15 riqueza, abundância e diversidade de aves e relações mais robustas entre flora e fauna do que o
16 Eixo Rodoviário Sul (ERS).

17 Espécies nativas de plantas dão suporte a uma fauna nativa mais diversificada e,
18 portanto, esperava-se que o ERN fosse ecologicamente mais ativo do que o ERS (Aronson et
19 al., 2017; Cecchetto et al., 2014; Hwang et al., 2025). Ainda assim, baseado na composição
20 florística (Ribeiro et al., 2025), o ERN abriga um conjunto mais rico de árvores e palmeiras
21 nativas do Cerrado e, portanto, apresenta maior potencial ecológico.

22 Nos 32 canteiros amostrados, as espécies de ipê (Quadro 5) serviram de poleiro e
23 alimento para algumas aves (Figura 12). Encontram-se 1.097 árvores de dez espécies de ipês
24 no ERN e 782 no ERS, que representam 69,5% de todas as árvores presentes no ERN e 63,8%
25 no ERS. Essas espécies apresentam floração intensa, forrageada por aves. Apesar de não
26 apresentarem ornitofilia como síndrome de polinização e ornitocoria como síndrome de
27 dispersão, observou-se que as flores dessas espécies são forrageadas por aves, fornecendo-lhes,
28 portanto, recurso alimentar (Silva, 2018). A abundância floral é decisiva para explicar a riqueza
29 da avifauna nectarívora (Oropeza-Sánchez et al., 2025). Flores são também benéficas para a
30 maioria das espécies de aves e pode explicar a ocupação de espaços urbanos pela avifauna
31 (Oropeza-Sánchez et al., 2025). Para sobreviver nas cidades, algumas aves podem adotar
32 diferentes hábitos de forrageio e consumir novos itens alimentares no período de escassez de
33 recursos (Silva, 2018).



1 Figura 12 - Espécime de a) *Brotogeris chiriri* (Periquito-do-encontro-amarelo) consumindo a base da corola de
 2 uma flor de *Handroanthus serratifolius* (Ipê-amarelo-flor-de algodão) e b) *Colaptes melanochloros* (Pica-pau-
 3 verde-barrado) empoleirado sobre espécime de *Handroanthus impetiginosus* (Ipê-roxo), ambos no Eixo
 4 Rodoviário Sul.

5 O plantio de ipês no Eixo Rodoviário de Brasília se intensificou a partir da década de
 6 1980 (Ribeiro et al, 2025). Nos primórdios da arborização de Brasília, o cultivo de *Albizia*
 7 *niopoides* (Spruce ex Benth.) Burkart (Farinha-seca), *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan
 8 (Angico-branco), *Leucaena leucocephala* (Leucena), *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.)
 9 L.P.Queiroz (Pau-ferro), *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (Sabiá), *Pterogyne nitens* Tul.
 10 (Amendoim-bravo), *Cenostigma pluviosum* (DC.) Gagnon & G.P.Lewis (Sibipiruna), *Cassia*
 11 *grandis* L.f. (Cássia-gigante) e *Citrus* sp. era comum e essas espécies, todas de dispersão
 12 autocóricas, não oferecem recursos atrativos para aves (Guimarães, 2020). Os frutos dessas
 13 espécies autocóricas são vargens ou bagas secas, pouco atrativas para fauna (Domingues et al.,
 14 2013). Por outro lado, árvores com frutos carnosos, como é o caso do *Syzygium cumini*
 15 (Jamelão) (Quadro 5), são atrativas para aves frugívoras (Sinu et al., 2012), como constatado
 16 no Distrito Federal (Imanã- Kurihara; Encinas, 2003).

17 Todavia, a riqueza de 35 espécies (31,5%) e a abundância de 547 indivíduos (34,6%) de
 18 polinização e dispersão ornitófila e/ou ornitocórica, respectivamente, não se relacionaram com
 19 a riqueza, abundância e diversidade da avifauna da área estudada. Aves frugívoras são menos
 20 frequentes em ambientes urbanos, porque não encontram áreas extensas o suficiente para
 21 satisfazer suas necessidades e manter populações viáveis (Pizo, 2001; Purificação et al. 2014).

1 Existe divergência sobre o papel ecológico de espécies de árvores exóticas nas cidades:
2 uma corrente defende que elas representam um problema, e outra corrente defende que elas
3 representam recurso para a avifauna, principalmente em períodos de escassez (Oliveira, 2015;
4 Schlaepfer et al., 2011). Espécies exóticas, tais como *S. cumini*, são fonte de alimento para aves
5 (Gray; van Heezik, 2016). Neste trabalho, as relações entre espécies vegetais do Cerrado e aves
6 prevaleceu (Gráfico 12 a Gráfico 14), mas a abundância total de árvores, que inclui as espécies
7 exóticas, relacionou-se com a diversidade de aves às quartas-feiras no ERS (Gráfico 15), dia de
8 nível pressão sonora mais elevado (Tabela 14). O efeito da mitigação do ruído pela vegetação
9 no ERS às quartas-feiras pode ser o fator que possibilitou relacionar a abundância total de
10 árvores e a diversidade de aves (Blickley et al., 2010).

11 Estudos relatam numerosas relações entre a origem das espécies de árvores plantadas
12 no meio urbano e o uso delas por aves (Lessi et al., 2016; Pena et al., 2017). Todavia, as espécies
13 de aves que habitam cidades são aquelas que suportam as limitações impostas pela urbanização.
14 As 87 espécies de aves encontradas no Eixo Rodoviário de Brasília são frequentemente
15 relatadas em cidades brasileiras (Pena et al., 2017ab). Aves nas cidades apresentam conjuntos
16 variados de adaptações, tais como a alteração do comportamento e dos intervalos de
17 forrageamento, a utilização de recursos de origem humana, a coexistência por diferenciação de
18 nicho ecológico, entre outros (Cao, 2025; Santini et al., 2018).

19 Passeriformes, que são abundantes na área de estudo, compõem um clado rico em
20 espécies em todo mundo (Ricklefs, 2012) e são variadas as suas estratégias de adaptação e
21 sobrevivência no ambiente urbano (Cao, 2025; Santini et al., 2018). O sucesso dos
22 Passeriformes nas cidades reside na capacidade de esse táxon ocupar diferentes locais (Ricklefs,
23 2012). *Furnarius rufus* (João-de-barro), por exemplo, é uma espécie tolerante à urbanização
24 (Abilhoa; Amorin, 2017) e é favorecida pelo desmatamento, colonizando ambientes diversos
25 de sua distribuição original (Sick, 1997). *Mimus saturninus* (Sabiá-do-campo) não é tolerante
26 ao meio urbano (Abilhoa; Amorin, 2017), mas possui sucesso reprodutivo em vários *habitats*
27 (Sick, 1997) e é comum na área residencial do Plano Piloto de Brasília (Oliveira et al. 2011).

28 *Pitangus sulphuratus* (Bem-te-vi) é espécie adaptada a ambientes urbanos brasileiros
29 (Sick, 1997) e neste estudo foi frequente nos canteiros estudados (Liliane et al., 2012). Na
30 família Psittacidae, a espécie *Brotogeris chiriri* (Periquito-de-encontro-amarelo) é versátil em
31 explorar variadas fontes de alimento (Souza et al., 2019) e são pouco exigentes para tipo de
32 *habitat* (Sick, 1997; Marques et al., 2018), sendo frequente no Eixo Rodoviário de Brasília. Na

1 falta de habitats nativos, plantas no meio urbano podem fornecer recursos diversificados e servir
2 de proteção para aves, suprimindo uma dieta mais adaptada para onívoros e várias oportunidades
3 de nidificação (Murgui, 2007).

4 Observou-se na área de estudo que *Eupetionema macroura* (Beija-flor-tesoura) visitou
5 diferentes espécies de árvores dos gêneros *Handroanthus*, *Tabebuia* e *Ceiba* (Quadro 5). Apesar
6 de ostentar a segunda maior abundância na área de estudo, não se presenciou o uso de recursos
7 arbóreos por *Columba livia* (Pombo-comum), espécie exótica ao continente americano (Sick,
8 1997). Todavia, além de recursos alimentares, os canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília
9 ofereceram locais de pouso, descanso e ambientes para reprodução, sendo, portanto,
10 frequentados por essa espécie.

11 A qualidade ecológica de um ecossistema pode ser avaliada pela diversidade de
12 espécies, pela presença de diferentes grupos tróficos, pela abundância dessas espécies, entre
13 outros (Begon et al., 2006). Dessa forma, a dieta das aves que frequentam o Eixo Rodoviário
14 de Brasília permite discorrer sobre a cadeia trófica presente nesse corredor arborizado (Ricklefs,
15 2012). As aves granívoras, herbívoras e nectarívoras, que dependem exclusivamente da
16 vegetação, somam apenas treze espécies (15,1%) e 3,4% dos indivíduos amostrados (Tabela
17 13). Em áreas tropicais, comunidades de aves sofrem frequentemente mudanças em sua
18 composição devido à escassez de recursos associada à sazonalidade entre as estações seca e
19 chuvosa (Oropeza-Sánchez et al., 2025).

20 Apesar do longo e bem vegetado corredor verde que ladeia o Eixo Rodoviário de
21 Brasília, a baixa riqueza e a baixa abundância dessas guildas de aves pode indicar uma oferta
22 limitada de sementes, partes vegetativas palatáveis, frutos e néctar. Os canteiros estudados,
23 predominantemente arborizados, apresentam monodominância de grama Batatais (*Paspalum*
24 *notatum*) como estrato herbáceo. A espécie fornece sementes durante a primavera e o verão,
25 deixando de fornecer esse recurso nas demais épocas do ano (Oropeza-Sánchez et al., 2025).
26 Da mesma forma, flores e frutos não são ofertados pela comunidade arbórea em todos os meses
27 do ano (Cardoso et al., 2010). Uma comunidade vegetal com maior diversidade herbácea ou
28 maior produtividade primária seria necessária para dar suporte a uma maior riqueza e
29 abundância de aves herbívoras, granívoras e nectarívoras (Begon et al., 2006).

30 As treze espécies de aves insetívoras (15,1%), que somaram 6,7% da abundância total
31 de aves, desempenham um papel importante no controle de populações de insetos e outros
32 artrópodes (Dajoz, 2005). A baixa abundância dessas espécies sugere uma baixa

1 disponibilidade de pequenos artrópodes. Do ponto de vista sanitário, o controle de algumas
2 espécies de insetos e de outros artrópodes é uma característica positiva (Goddard et al., 2010).

3 No Cerrado, alguns grupos de insetos ocorrem com elevada abundância durante todo o
4 ano (Pinheiro et al. 2002). Esses grupos podem contribuir para manutenção de aves insetívoras
5 e onívoras nas cidades durante a estação seca (Oliveira, 2015). Muitas espécies de aves onívoras
6 e insetívoras atuam de maneira oportunista nas cidades, aproveitando os recursos disponíveis à
7 medida que aparecem (Oliveira et al., 2015). Além disso, aves migratórias são abundantes no
8 Cerrado na estação seca (Negret, 1988), e elas podem ter influenciado a ocorrência de algumas
9 espécies amostradas no Eixo Rodoviário de Brasília, tais como o *Myiodynastes maculatus*
10 (Bem-te-vi-rajado), *Empidonomus varius* (Peitica), *Griseotyrannus aurantioatrocristatus*
11 (Peitica-de-chapéu-preto), *Tyrannus melancholicus* (Suiriri) e *Tyrannus savana* (Tesourinha).

12 O predomínio de aves onívoras (62,8% das espécies e 86,2% dos indivíduos) e
13 sinantrópicas (65,5% das espécies e 89,7% dos indivíduos) no Eixo Rodoviário de Brasília
14 aponta para a plasticidade comportamental, fisiológica e ecológica dessas espécies frente a
15 limitações urbanas e de recursos alimentares na área de estudo. A grande abundância de
16 espécimes de *F. rufus*, *B. chiriri* e *C. livia* mostra a boa adaptação dessas espécies às condições
17 do Eixo Rodoviário de Brasília (Bonier et al., 2007; Goddard et al., 2010). A predominância de
18 espécies onívoras pode indicar um certo grau de simplificação na cadeia trófica (Ricklefs,
19 2012), em que as relações entre as espécies não são tão diferenciadas (Amaya-Espinel et al.,
20 2019; Silva et al., 2021). Aves generalistas dominam as áreas verdes de cidades muito
21 urbanizadas, que são pouco ocupadas por espécies de dieta especializada, tais como insetívoras
22 e frugíferas (Oropeza-Sánchez et al., 2025).

23 Finalmente, no topo da cadeia alimentar foi constatada a presença de sete espécies de
24 aves carnívoras (8,1%), que representam 3,9% da abundância total. A presença dessa guilda é
25 fundamental para o controle das populações de aves e de outros animais. A baixa porcentagem
26 de indivíduos carnívoros pode retratar uma baixa densidade de presas disponíveis (Krebs, 2014)
27 ou a influência deletéria do ruído. Muitos carnívoros, incluindo aves insetívoras e predadoras,
28 dependem de pistas acústicas para localizar presas. O ruído antrópico mascara esses sinais,
29 reduzindo o sucesso de caça e levando ao abandono da área (Francis et al., 2009). Nesse sentido,
30 áreas urbanas com maior riqueza de espécies de árvores e maior proporção de espécies nativas
31 minimizam os efeitos do ruído sobre as aves por meio de variados mecanismos (Morelli et al.,
32 2021b; Pena et al., 2017).

1 Apesar das limitações constatadas, a presença de espécies de aves carnívoras,
2 insetívoras, granívoras, herbívoras e nectarívoras nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília
3 retrata a presença de diferentes nichos ecológicos, o que é um indicativo positivo da qualidade
4 ambiental. A diversidade de dietas está diretamente relacionada à diversidade de recursos no
5 ambiente e às estratégias de exploração deles pelas aves (Bonier et al., 2007). Os resultados
6 mostram que nos canteiros arborizados opera uma cadeia trófica funcional, embora predomine
7 um padrão de onivoria. A maior abundância de aves onívoras e a menor presença de
8 representantes dos demais grupos tróficos indicam uma dinâmica alimentar simplificada
9 (Ricklefs, 2012).

10 A diversidade de presas e recursos alimentares parece ser suficiente para sustentar uma
11 variedade de aves, embora a vegetação e os insetos não sejam abundantes o suficiente para
12 suportar grandes populações de granívoros e nectarívoros. Áreas arborizadas representam
13 refúgios de fauna em ambientes antropizados (Brun et al., 2007), e o corredor estudado é
14 ecologicamente funcional, apesar de haver espaço para melhorias na diversidade dos recursos
15 alimentares e na complexidade estrutural da vegetação.

16 Entre as 87 espécies de aves identificadas neste estudo (Tabela 1), não se encontrou
17 espécie endêmica do Cerrado (Gwynne et al. 2010; Oliveira et al. 2011). O corredor verde
18 (Corrêa et al. 2006) não apresentou condições ecológicas suficientes para dar suporte a espécies
19 de aves especializadas. Esse fato é comum em ambientes urbanos arborizados (Blair, 1996;
20 Cavalcanti, 1999), mas o manejo dos canteiros direcionado para um paisagismo de base
21 ecológica (Pellegrino et al., 2006) pode oferecer melhores condições para a frequência de
22 espécies de aves mais especialistas.

23 Os efeitos positivos da arborização sobre a comunidade de aves foram
24 contrabalanceados pelos efeitos negativos do ruído no Eixo Rodoviário de Brasília. Da mesma
25 forma, o ruído automotivo às quartas-feiras reduziu a diversidade de aves e a diversidade de
26 espécies de árvores do Cerrado a incrementou na área de estudo. Nesse modelo, a influência
27 positiva da diversidade de árvores superou em mais de uma vez a influência negativa do ruído
28 sobre a diversidade de aves. Outras tentativas de se obterem regressões múltiplas resultaram
29 em regressões simples, tendo a pressão sonora como única variável significativa.

30 A infraestrutura viária e seus efeitos colaterais, tais como o ruído, são reconhecidas
31 como causas significativas da perda da biodiversidade (Cao, 2025). O fechamento da via para
32 o tráfego de veículos aos domingos contribuiu para aumento da riqueza, abundância e

1 diversidade de aves avistadas nas árvores e da abundância de aves que forrageavam (Guimarães,
2 2020). Locais urbanos menos ruidosos sustentam um maior número de espécies de aves
3 (Fontana et al., 2011; Pena et al., 2017a; Perillo et al., 2017; Rodrigues et al., 2018).

4 Ao ampliar os níveis de ruído, muitas espécies optam por escolher outros locais mais
5 silenciosos para exercer suas atividades (Ortega, 2012). A diminuição da riqueza e abundância
6 de aves em locais barulhentos pode estar relacionada ao grau de tolerância, oportunismo e
7 adaptabilidade da espécie ao nível de ruído (Slabbekoorn; Peet, 2003; Hu; Cardoso, 2009). A
8 capacidade de lidar com áreas ruidosas é um fator importante para a sobrevivência de animais
9 em centros urbanos (Ortega, 2012).

10 Em geral, as espécies mais sensíveis ao ruído tendem a abandonar locais barulhentos
11 (Slabbekoorn; Peet, 2003; Jaeger et al.; 2005). A evasão de aves sensíveis ao ruído oportuniza
12 nichos a serem ocupados por espécies de aves mais generalistas, principalmente as onívoras
13 (Patón et al., 2012) e, nas regiões neotropicais, insetívoras (Reis et al., 2012). No Eixo
14 Rodoviário de Brasília, *B. chiriri*, *T. melancholicus*, *Patagioenas picazurom* (Asa-branca), *F.*
15 *rufus* e *P. sulphuratus* são exemplos dessa dinâmica (Concepción et al., 2017; Katti; Warren,
16 2004; Oliveira et al., 2015; Ortega, 2012; Pena et al., 2017a).

17 Níveis elevados de pressão sonora atrapalham a comunicação vocal de aves (Shannon
18 et al., 2016), por conta do mascaramento acústico, que é a principal ameaça a aves em áreas
19 ruidosas (Barber et al., 2010). Por meio da vocalização, as aves reconhecem coespecíficos,
20 atraem parceiros, competem por fêmeas, defendem territórios, localizam presas, orientam-se
21 espacialmente e melhoram a percepção de possíveis predadores (Patricelli; Blickley, 2006). O
22 mascaramento acústico interfere na comunicação entre emissor e receptor, tornando mais difícil
23 a detecção, discriminação e reconhecimento de riscos e oportunidades pelas aves (Patricelli;
24 Blickley, 2006). No contexto sonoro das cidades, espaços mais arborizados geralmente
25 apresentam maior riqueza e abundância de espécies de aves. Todavia, esse efeito positivo pode-
26 se tornar nulo quando os níveis de ruído são muito altos.

27 Árvores são portfólios de serviços (Corrêa; Ramos, 2021), e o efeito da arborização
28 sobre a maior abundância de aves pode estar também relacionado à diminuição de chances de
29 predação desses indivíduos, pelo abrigo que as árvores proporcionam (Morelli et al., 2014).

30 Neste estudo não foram obtidas relações significativas entre traços funcionais
31 específicos das árvores e palmeiras (Quadro 5) e a riqueza, abundância e diversidade das aves

1 (Tabela 13). Dessa forma, os atributos da avifauna relacionados à vegetação nativa de Cerrado
2 (Gráfico 12 a Gráfico 15) devem-se provavelmente ao conjunto de características das espécies
3 de árvores e palmeiras presentes nos canteiros estudados. Os canteiros com menor riqueza e
4 abundância de aves estão próximos ao terminal rodoviário da cidade, onde há pouca cobertura
5 arbórea e muito ruído. *C. livia*, *Caracara plancus* (Carcará) e *Coragyps atratus* (Urubu), que
6 não forrageiam a vegetação, dominaram a avifauna nesses locais.

7 3. CONCLUSÃO

8 A estrutura linear e arborizada do Eixo Rodoviário de Brasília aproxima-se
9 conceitualmente da definição de corredor verde, que inclui elementos vegetados estreitos e
10 contínuos capazes de facilitar deslocamentos, promover fluxo genético e sustentar comunidades
11 biológicas em cidades. Os canteiros do Eixo atendem a esses critérios ao abrigar uma
12 comunidade arbórea diversa, com forte presença de espécies nativas do Cerrado, que atraem e
13 sustentam uma avifauna igualmente diversificada. A riqueza registrada de 111 espécies de
14 árvores e 87 de aves, estatisticamente relacionadas de forma contínua ao longo de 32 canteiros,
15 demonstra que a estrutura não funciona como fragmentos isolados, mas como uma sequência
16 conectada de *habitats*. Mesmo com diferenças florísticas entre as partes norte e sul do Eixo, as
17 aves usam ambos os lados de forma ecologicamente equivalente, indicando fluxo entre eles.
18 Além disso, a espécies de aves identificadas aparecem em quase todos os canteiros, mostrando
19 uso contínuo da estrutura arbórea para alimentação, pouso e nidificação.

20 O ruído veicular reduz a diversidade da avifauna na área estudada, tornando o corredor
21 verde uma estrutura funcional, porém subótima. O efeito positivo da vegetação nativa de
22 Cerrado se contrapõe ao impacto negativo do ruído, reforçando a importância do manejo
23 voltado à ampliação e à conservação das espécies arbóreas do Cerrado ao longo da via.

REFERÊNCIAS

- ABILHOA V.; AMORIN R. Effects of Urbanization on the Avian Community in a Southern Brazilian City. **Revista Brasileira de Ornitologia** v. 25 n. 1, p. 31–39. 2017
- ADAMS, D.; HARDMAN, M.; LARKHAM, P. Exploring guerrilla gardening: gauging public views on the grassroots activity. **Local Environment - The International Journal of Justice and Sustainability**, v. 20, n. 10, p. 1231-1246, 2014. DOI: [10.1080/13549839.2014.980227](https://doi.org/10.1080/13549839.2014.980227). Acesso em: 15 dez. 2024.
- ADAMS, M. P.; SMITH, P. L. A systematic approach to model the influence of the type and density of vegetation cover on urban heat using remote sensing. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdã, v. 132, p. 47–54, 2014.
- AHERN, J. Urban landscape sustainability and resilience: the promise and challenges of integrating ecology with urban planning and design. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 28, n. 6, p. 1203–1212, 2013. DOI: [10.1007/s10980-012-9799-z](https://doi.org/10.1007/s10980-012-9799-z).
- ALENCAR, F. O. C. C.; MARTINS, J. L.; RODRIGUES, M. G. R.; CORDEIRO, R. G.; LIMA FILHO, R. M.; ULHÔA, S. C.; LIMA, S. C. **Arborização urbana no Distrito Federal: história e espécies do cerrado**. Brasília: NOVACAP, 2012. 387 p.: il. color.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. DOI: [10.1127/0941-2948/2013/0507](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507). Acesso em: 15 dez. 2024.
- ALVES, L. P.; COSTA, J. A. S.; COSTA, C. B. N. Arborização urbana dominada por espécies exóticas em um país megadiverso: falta de planejamento ou desconhecimento? **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 3, p. 1304–1375, 2023. DOI: [10.26848/rbgf.v16.3.p1304-1375](https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.3.p1304-1375).
- ALVES, L. P.; COSTA, J. A. S.; COSTA, C. B. N.; JESUS, U. M. A. Arborização urbana em Teixeira de Freitas-BA: um estudo de caso visando subsidiar o desenvolvimento sustentável no planejamento urbano. **Revista de Geografia**, Recife, v. 41, n. 2, p. 223–248, 2024. DOI: [10.51359/2238-6211.2024.260843](https://doi.org/10.51359/2238-6211.2024.260843).
- AMAYA-ESPINEL, J. D., HOSTETLER, M., HENRÍQUEZ, C., BONACIC, C. The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. **Landscape and Urban Planning**, 190. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.009>
- ANDERSSON, E. Urban landscapes and sustainable cities. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, 34, 2006. DOI: [10.5751/ES-01639-110134](https://doi.org/10.5751/ES-01639-110134). Acesso em: 5 jan. 2025.
- ARAGÃO, S. de. História da arte e história do paisagismo no Brasil: inter-relações na análise de projetos paisagísticos. **Encontro de História da Arte**, Campinas, SP, n. 10, p. 469–475, dez. 2014. DOI: [10.20396/eha.10.2014.4192](https://doi.org/10.20396/eha.10.2014.4192). Disponível em: <https://econtents.sbu.unicamp.br/eventos/index.php/eha/article/view/4192>. Acesso em: 10 dez. 2025.
- ARILUOMA, M.; OTTELIN, J.; HAUTAMÄKI, R.; TUHKANEN, E. M.; MÄNTTÄRI, M. Carbon sequestration and storage potential of urban green in residential yards: A case study

from Helsinki. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 57, 126939, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126939>. Acesso em: 19 dez. 2024.

ARONSON, M. F. J., LEPCZYK, C. A., EVANS, K. L., GODDARD, M. A., LERMAN, S. B., MACIVOR, J. S., NILON, C. H., & VARGO, T. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 15, n. 4, pp. 189-196, 2017. <https://doi.org/10.1002/fee.1480>. Acesso em: 14 dez. 2024.

ARONSON, M. F. J.; LA SORTE, F. A.; NILON, C. H.; KATTI, M.; GODDARD, M. A.; LEPCZYK, C. A.; WARREN, P. S.; WILLIAMS, N. S. G.; CILLIERS, S.; CLARKSON, B.; DOBBS, C.; DOLAN, R.; HEDBLUM, M.; KLOTZ, S.; KOOIJMANS, J. L.; KÜHN, I.; MACGREGOR-FORS, I.; MCDONNELL, M.; MÖRTBERG, U.; PYŠEK, P.; SIEBERT, S.; SUSHINSKY, J.; WERNER, P.; WINTER, M. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 281, n. 1780, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>. Acesso em: 14 dez. 2024.

BAGNO, M. A.; MARINHO-FILHO, J. A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças, *In*: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L. & SOUSA-SILVA, J. C. (eds.). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina, EMBRAPA Cerrados, 2001. p. 495–528.

BARBER, J. R., CROOKS K. R., FRISTRUP K. M. The Costs of Chronic Noise Exposure for Terrestrial Organisms. **Trends in Ecology and Evolution** v. 25 n. 3, p. 180–89. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.08.002>.

BARTHEL, S.; PARKER, J.; ERIKSSON, R. Food and green space in cities: a resilience lens on gardens and urban environmental movements. **Urban Studies**, v. 52, n. 7, p. 1321–1338, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0042098012472744>. Acesso em: 9 dez. 2024.

BASSO, J. M.; CORRÊA, R. S. Arborização urbana e qualificação da paisagem. **Paisagem e Ambiente**, São Paulo, n. 34, p. 129–148, 2014.

BEGON, M., TOWNSEND, C. R., & HARPER, J. L. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4 .ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2006.

BENEDICT, M. A.; MCMAHON, E. T. **Green infrastructure: linking landscapes and communities**. Washington, DC: Island Press, 2006.

BENINDE, J.; VEITH, M.; HOCHKIRCH, A. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. **Ecology Letters**, v. 18, p. 581–592, 2015. DOI: 10.1111/ele.12427. Acesso em: 3 jun. 2025.

BERTHON, K.; THOMAS, F.; BEKESSY, S. The role of ‘nativeness’ in urban greening to support animal biodiversity. **Landscape and Urban Planning**, v. 205, 103959, 2021. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2020.103959. Acesso em: 6 fev. 2025.

BEZERRA, M. C. L.; ROCHA, M. A.; BOGNIOTTI, G. M. C. Qualidade dos espaços verdes urbanos: o papel dos parques de lazer e de preservação. **arq.Urb**, São Paulo, v. 15, p. 128–142, jan./abr. 2016. Disponível em: <https://revistaarqurb.com.br/arqurb/article/view/235>. Acesso em: 19 dez. 2025.

BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A. MUSTOE, S. H. 2000. **Birds Census Techniques**. British Trust for Ornithology and Royal Society for the Protection of Birds. 2ed.

BIONDI, D.; LEAL, L. Caracterização das plantas produzidas no Horto Municipal da Barreirinha–Curitiba/PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 3, n. 2, p. 20–36, jun. 2008. DOI: 10.5380/revsbau.v3i2.66340.

BIONDI, D.; MACEDO, J. H. P. Plantas invasoras encontradas na área urbana de Curitiba (PR). **Floresta**, v. 38, n. 1, 2008. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/11034/7505>. Acesso em: 27 mar. 2025.

BLAIR, R. B. Land Use and Avian Species Diversity along an Urban Gradient. **Ecological Applications**, v. 6 n. 2, p. 506–519. 1996. <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.2307/2269387>.

BLICKLEY, J. L.; PATRICELLI, G. L. Impacts of Anthropogenic Noise on Wildlife: Research Priorities for the Development of Standards and Mitigation. **Journal of International Wildlife Law and Policy**, v. 13, n. 4, p. 274–92. 2010. <https://doi.org/10.1080/13880292.2010.524564>.

BOBROWSKI, R.; BIONDI, D. Comportamento de índices de diversidade na composição da arborização de ruas. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 23, n. 4, p. 475–486, 2016. DOI: 10.1590/2179-8087.147915.

BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S. Ecosystem services in urban areas. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 293–301, 1999.

BONIER, F.; MARTIN, P. R.; WINGFIELD, J. C. Urban birds have broader environmental tolerance. **Biology Letters**, v. 3, n. 6, p. 670-673. 2007. Doi: 10.1098/rsbl.2007.0349.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. New York: Springer, 2012.

BORGES, D. A. B. **Arborização na cidade de Patos/PB: diagnóstico, benefícios térmicos da vegetação urbana e potencialidades paisagísticas de espécies nativas da Caatinga**. 2019. 181 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2019.

BOTELHO, L. A. O princípio das escalas no plano urbanístico de Brasília: sentido e valor além de proporção. In: LEITÃO, F. (Org.). **Brasília 1960–2010: passado, presente e futuro**. Brasília: Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2009. p. 87–98.

BRAGA, F. V.; NEGRÃO, M. V. **Caracterização da arborização urbana no centro da cidade de Barcarena-PA**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2019.

BRASÍLIA. **Decreto nº 39.469, de 22 de novembro de 2018**. Dispõe sobre a autorização de supressão de vegetação nativa, a compensação florestal, o manejo da arborização urbana em áreas verdes públicas e privadas e a declaração de imunidade ao corte de indivíduos arbóreos situados no âmbito do Distrito Federal. Brasília [2018]. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/5a683083abb040f4abd5a801055bd288/exec_dec_39469_2018.html#capVII_art62. Acesso em: 14 jul. 2025.

BRASÍLIA. **Lei complementar nº 803, de 25 de abril de 2009**. Aprova a revisão do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal — PDOT e dá outras providências. Brasília [2009]. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/60298/Lei_Complementar_803_25_04_2009.h. Acesso em: 14 jul. 2025.

BRITO, V. V.; BORELLI, S. Urban food forestry and its role to increase food security: A Brazilian overview and its potentialities. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 56, 126835, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126835>. Acesso em: 6 dez. 2024.

BRUN, F. G. K.; LINK, D.; BRUN, E. J. O emprego da arborização na manutenção da biodiversidade de fauna em áreas urbanas. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n. 1, p. 117–127, 2007. Doi: <https://doi.org/10.5380/revsbau.v2i1.66253>

BRUNDTLAND, G. H. **Our common future. The Brundtland Report**. Oxford: Oxford University Press, 1987. 400 p.

BUISSON, E.; STRADIC, S. L.; SILVEIRA, F. A. O.; DURIGAN, G.; OVERBECK, G. E.; FIDELIS, A.; FERNANDES, G. W.; BOND, W. J.; HERMANN, J. M.; MAHY, G.; ALVARADO, S. T.; ZALOUMIS, N. P.; VELDMAN, J. W. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, v. 94, n. 2, p. 1–19, 2019. DOI: 10.1111/brv.12470.

CALLAGHAN, C. T., MAJOR, R. E., WILSHIRE, J. H., MARTIN, J. M., KINGSFORD, R. T., CORNWELL, W. K. Generalists Are the Most Urban-Tolerant of Birds: A Phylogenetically Controlled Analysis of Ecological and Life History Traits Using a Novel Continuous Measure of Bird Responses to Urbanization Corey. **Oikos**, p. 1–14. 2019. <https://doi.org/10.1111/oik.06158>.

CAMPOS-SILVA, L. A.; PIRATELLI, A. J. Vegetation structure drives taxonomic diversity and functional traits of birds in urban private native forest fragments. **Urban Ecosyst.**, v. 24, p. 375–390, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01045-8>. Acesso em: 2 jul. 2025.

CAO, C. Adaptive Strategies for Bird Survival in Modern Cities. **Theoretical and Natural Science**, v. 93, p. 124-129, 2025. Doi: <https://doi.org/10.54254/2753-8818/2025.23358>.

CAPUCHO, M. L.; NEVES, F. M. Espaços verdes urbanos e sua influência na saúde e qualidade de vida da população mundial: uma revisão integrativa. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 14, n. 1, p. 258–270, 2025. DOI: <http://dx.doi.org/10.21664/12238-8869.2025v14i1p258-270>.

CARDOSO, E. S.; GUIMARÃES, G. S.; CORRÊA, R. S.; MOTTA, E. D. H.; NETTO, P. B. Levantamento florístico da arborização urbana no Distrito Federal: espécies, o estado de conservação e a formação de corredor ecológico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARBORIZAÇÃO URBANA, 14., 2010, Bento Gonçalves. **Anais [...]**. Bento Gonçalves: Sociedade Brasileira de Arborização Urbana e International Society of Arboriculture, 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/381189501_LEVANTAMENTO_FLORISTICO_D_A_ARBORIZACAO_URBANA_NO_DISTRITO_FEDERAL_ESPECIES_O_ESTADO_DE_CONSERVACAO_E_A_FORMACAO_DE_CORREDOR_ECOLOGICO. Acesso em: 12 mar. 2025.

CARNEIRO, ANA RITA SÁ. A produção paisagística brasileira entre 1930 e 1976. In: TARDIN, R (Org). **Arquitetura paisagística contemporânea no Brasil**. São Paulo: Senac São Paulo, 2010. p. 49-74. ISBN 978-85-7359-919-0.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. v. 1. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003.

- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. v. 2. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2006.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. v. 3. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2008.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. v. 4. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2010.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. v. 5. Brasília, DF: Embrapa, 2014.
- CASE, T. J. Global Patterns in the Establishment and Distribution of Exotic Birds. **Biological Conservation**, v. 78, n. 1–2, p. 69–96. 1996. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00019-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00019-5).
- CASTAGNINO, G. L. B.; MEANA, A.; CUTULI DE SIMÓN, M. T.; PINTO, L. F. B. Mortality of stingless bees on *Spathodea campanulata* Beauv. (Bignoniaceae) flowers. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 25, 1–12, 2024. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-994020230031>. Acesso em: 18 ago. 2025.
- CAVALCANTI, R. B. Bird Species Richness and Conservation in the Cerrado Region of Central Brazil. **Studies in Avian Biology**, n. 19, p. 244–249. 1999.
- CECCHETTO, C. T.; CHRISTMANN, S. S.; OLIVEIRA, T. D. Arborização urbana: importância e benefícios no planejamento ambiental das cidades. **XVI Seminário Internacional de Educação no Mercosul**. Universidade de Cruz Alta - UniCruz. Cruz Alta / RS, 2014. Disponível em: <https://www2.ufrb.edu.br/petmataatlantica/images/PDFs/ARTIGO--ARBORIZACAO-URBANA-IMPORTANCIA-E-BENEFICIOS-NO-PLANEJAMENTO-AMBIENTAL-DAS-CIDADES-1.PDF>.
- CHACE, J. F.; WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. **Landscape and Urban Planning**, v. 74, n. 1, p. 46–69, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>. Acesso em: 4 jul. 2025.
- CHAMBERLAIN, D., BRAMBILLA, M., CAPRIO, E., PEDRINI, P., ROLANDO, A. Alpine bird distributions along elevation gradients: the consistency of climate and habitat effects across geographic regions. **Oecologia**, v. 181, n. 4, p. 1139–1150. 2016. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3637-y>
- CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, Washington, DC, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 2008. DOI: 10.1126/science.1155365.
- CHEN, A.; Yao, X. A.; SUN, R.; Chen, L. Effect of urban green patterns on surface urban cool islands and its seasonal variations. **Urban Forestry & Urban Greening**, Amsterdã, v. 13, p. 646–654, 2014.
- COMPANHIA URBANIZADORA DA NOVA CAPITAL DO BRASIL - NOVACAP. **Áreas verdes**. Brasília, 2025. Disponível em: <https://www.novacap.df.gov.br/dpjl/>. Acesso em: 31 jul. 2025.
- CONCEPCIÓN, E. D., GÖTZENBERGER L., NOBIS M. P., BELLO F., OBRIST M. K., MORETTI M.. Contrasting Trait Assembly Patterns in Plant and Bird Communities along Environmental and Human-Induced Land-Use Gradients. **Ecography**, v. 40, n. 6, p. 753–63. 2017. <https://doi.org/10.1111/ecog.02121>.

CORRÊA, R. S. Reabilitação ambiental: a vegetação além do paisagismo. **Paranoá**, Brasília, v. 8, n. 14, 2015. DOI: 10.18830/issn.1679-0944.n14.2015.16930.

CORRÊA, R. S.; BALDUÍNO, A. P. C. **Levantamento censitário da arborização do Jardim Zoológico de Brasília Sgt. Int. Sílvio Delmar Hollenbach - relatório**. Projeto Requalificação Ambiental e de Acessibilidade do Zoológico de Brasília, LaSUS/FAU/UnB. Brasília, 2024. 57 p.

CORRÊA, R. S.; CARDOSO, E. S.; BAPTISTA, G. M. de M.; MÉLO FILHO, B. Zoneamento do território para identificação de corredores ecológicos no Distrito Federal. **Geografia**, v. 31, n. 1, p. 137–149, Rio Claro, jan./abr. 2006. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/view/1351>. Acesso em: 3 jan. 2025.

CORRÊA, R. S.; RAMOS, M. B. Revegetação. *In*: Romero, M. A. B.; Silva, C. F. Teixeira, E.O. (orgs.). **Reabilita: reabilitação ambiental sustentável, arquitetônica e urbanística**. Volume 1 - Conceituação, 3ª ed. revisada e ampliada. Brasília: Editora da Universidade de Brasília. 2021. p. 199 – 246. Doi: 10.29327/553059.3-4.

CORREIA, T. B. A cidade-jardim: os conjuntos residenciais de fábricas (Brasil, 1918-1953). **Anais do Museu Paulista: História e Cultura Material**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 161–198, 2014. DOI: 10.1590/0101-4714v22n1a06.

COSTA, L. Relatório do Plano Piloto de Brasília. *In*: LEITÃO, F. (Org.). **Brasília 1960–2010: passado, presente e futuro**. Brasília: Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2009. p. 35–44.

CROCI, S., BUTET A., CLERGEAU P. Does Urbanization Filter Birds on the Basis of Their Biological Traits? **The Condor**, v. 110, n. 2, p. 223–40. 2008. <https://doi.org/10.1525/cond.2008.8409>.

CRUZ, J. C., RAMOS J. A., SILVA L. P., TENREIRO P. Q., HELENO R. H. Seed Dispersal Networks in an Urban Novel Ecosystem. **European Journal of Forest Research**, v. 132, n. 5–6, p. 887–897. 2013. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0722-1>

CURZEL, F. E.; BELLOCQ, M. I.; LEVEAU L.M. Local and landscape features of wooded streets influenced bird taxonomic and functional diversity. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 66, 127369, 2021. Doi: 10.1016/j.ufug.2021.127369.

DAJOZ, R. **Princípios de ecologia**. 7 ed. Porto Alegre: Artmed, 2005. 474 p.

DOMINGUES, C. A. J., GOMES V. N. , QUIRINO, Z. G. M. Síndromes de Dispersão Na Maior Área de Proteção Da Mata Atlântica Paraibana. **Biotemas**, v. 26n. 3, p. 99–108. 2013. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n3p99>.

DOOLING, R. J.; POPPER, A. N. The effects of highway noise on birds. **Journal of the Acoustical Society of America**, v. 122, n. 5, p. 1–74, 2007. DOI: 10.1121/2.0000244.

EGERER, M. H.; LIERE, H.; BICHER, P.; PHILPOTT, S. M. Cityscape quality and resource manipulation affect natural enemy biodiversity in and fidelity to urban agroecosystems. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 6, p. 985–998, 2018. DOI: 10.1007/s10980-018-0645-9.

EGERER, M. H.; LIERE, H.; LIN, B. B.; JHA, S.; BICHER, P.; PHILPOTT, S. M. Herbivore

regulation in urban agroecosystems: direct and indirect effects. **Basic and Applied Ecology**, v. 29, p. 44–54, 2018. DOI: 10.1016/j.baae.2018.02.006.

EISERHARDT, W. L.; SVENNING, J. C.; KISSLING, W. D.; BALSLEV, H. Geographical ecology of the palms (Arecaceae): determinants of diversity and distributions across spatial scales. **Annals of Botany**, v. 108, n. 8, p. 1391–1416, 2011. DOI: 10.1093/aob/mcr146.

ELMQVIST, T., FOLKE, C., NYSTRÖM, M., PETERSON, G., BENGTSSON, J., WALKER, B. AND NORBERG, J. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, DC, v. 1, n. 9, p. 488–494, 2003.

ESTEVEZ, M. C.; CORRÊA, R. S. Natividade da flora usada na arborização de cidades brasileiras. **Paranoá: Cadernos de Arquitetura e Urbanismo**, v. 22, p. 159–171, 2018.

ESTEVO, C. A.; NAGY-REIS, M. B.; SILVA, W. R. Urban parks can maintain minimal resilience for Neotropical bird communities. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 27, p. 84–89, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.06.013>. Acesso em: 10 abr. 2025.

EVANS, K. L.; NEWSON, S. E.; GASTON, Kevin J. Habitat influences on urban avian assemblages. **Ibis**, v. 151, n. 1, p. 19–39, 2009. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2008.00898.x.

EVANS, M. J.; BARTON, P. S.; WESTGATE, M. J.; SOGA, M.; FUJITA, G.; MIYASHITA, T. Ecological processes associated with different animal taxa in urban environments. **Ecosphere**, v. 12, n. 8, e03712, 2021. DOI: 10.1002/ecs2.3712.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487–515, 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FARIA, I. P. Novas ocorrências e registros relevantes de aves no Distrito Federal, Brasil, com comentários sobre distribuição local. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 16, n. 1, p. 40–43, 2008.

FERNÁNDEZ-JURICIC, E. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. **Conservation Biology**, v. 14, n. 2, p. 513–521, 2000a. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.98600.x.

FERNÁNDEZ-JURICIC, E. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation. **Ecological Research**, v. 15, n. 4, p. 373–383, 2000b. DOI: 10.1046/j.1440-1703.2000.00358.x.

FERREIRA, R. L.; LIMA, L. F. (org.). **Ecologia das aves: comportamentos e estratégias adaptativas**. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2010.

FIGUEIRA E. O.; MAESTRI M. P.; AQUINO M. C.; SILVA J. J.; ALVES F. N.; SANTOS J. L.; TENÓRIO R. S. Diversidade florística em quatro bairros de Santarém, Pará. **Biodiversidade**, v. 19, n. 2, p. 69–81, 2020.

FONSECA, C. S.; QUEIROZ, E. D.; VENTUROLI, F. **Identificação de espécies florestais na Escola de Agronomia da UFG**. Goiânia: Universidade Federal de Goiás, 2017. Disponível em:

https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/417/o/Fonseca_C.S._Queiroz_E.D._Venturoli

[F. Identifica%C3%A7%C3%A3o de esp%C3%A9cies florestais na Escola de Agronomia da UFG. 2017..pdf](#). Acesso em: 08 jan. 2026.

FONTANA, C. S.; BURGER, M. I. ; MAGNUSSON, W. E. Bird diversity in a subtropical South-American city: effects of noise levels, arborisation and human population density. **Urban Ecosystems**, v. 14, n. 3, p. 341–360, 2011. DOI: 10.1007/s11252-011-0156-9.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

FORMAN, R. T. T. **Urban Regions: Ecology and Planning Beyond the City**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. ISBN 978-0-521-67076-0.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, p. 207–231, 1998. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986.

FRANCIS, C. D. Vocal traits and diet explain avian sensitivities to anthropogenic noise. **Global Change Biology**, v. 21, n. 5, p. 1809–1820, 2015. DOI: 10.1111/gcb.12862.

FRANCIS, C. D.; ORTEGA, C. P.; CRUZ, A. Noise pollution changes avian communities and species interactions. **Current Biology**, v. 19, n. 16, p. 1415–1419, 2009. DOI: 10.1016/j.cub.2009.06.052.

FRYD, O.; PAULEIT, S.; BÜHLER, O. The role of urban green space and trees in relation to climate change. **CAB Reviews**, v. 6, n. 53, p. 1–14, 2011.

FULLER, R. A.; WARREN, P. H.; GASTON, K. J. Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. **Biology Letters**, v. 3, n. 4, p. 368–370, 2007. DOI: 10.1098/rsbl.2007.0134.

GALVIN, M. F. A methodology for assessing and managing biodiversity in street tree populations: a case study. **Journal of Arboriculture**, Champaign, v. 25, n. 3, p. 124–128, 1999.

GARAVELLI, S. L.; MAROJA, A. M.; COSTA, C. A.; CARVALHO JÚNIOR, E. B.; SILVA, E. S.; MELO, W. C.; ALBUQUERQUE, S. M. **Mapa de ruído de Brasília: anexo**. Brasília, DF: Instituto Brasília Ambiental (IBRAM), 2013.

GARCIA, A.; VAZ, P. G.; FRANCO, J. C.; NUNES, P.; JACTEL, H.; BRANCO, M. Urban tree isolation affects the abundance of its pests and their natural enemies. **Landscape and Urban Planning**, v. 227, 104515, 2022. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2022.104515.

GATARIĆ, D.; BELIJ, M.; ĐERČAN, B.; FILIPOVIĆ, D. The origin and development of garden cities: an overview. **Collection of Papers - Faculty of Geography at the University of Belgrade**, v. 67, n. 1, p. 33–43, 2019. DOI: 10.5937/zrgfub1901033G.

GENTRY, K. E.; McKENNA, Megan F.; LUTHER, David A. Evidence of suboscine song plasticity in response to traffic noise fluctuations and temporary road closures. **Bioacoustics**, v. 27, n. 2, p. 165–181, 2018. DOI: 10.1080/09524622.2017.1303645.

GODDARD, M. A.; DOUGILL, A. J.; BENTON, T. G. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 2, p. 90–98, 2010. DOI: 10.1016/j.tree.2009.07.016.

GOMES, M. A. S.; SOARES, B. R. Reflexões sobre qualidade ambiental urbana. **Estudos Geográficos**, Rio Claro, v. 2, n. 2, p. 21–30, 2004.

GRAY, E. R.; VAN HEEZIK, Y. Exotic trees can sustain native birds in urban woodlands. **Urban Ecosystems**, v. 19, n. 1, p. 315–329, 2016. DOI: 10.1007/s11252-015-0493-1.

GRIMM, N. B.; FAETH, S. H.; GOLUBIEWSKI, N. E.; REDMAN, C. L.; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J. M. Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, n. 5864, p. 756–760, 2008.

GUIMARÃES, M. M. **A influência da arborização urbana e do ruído sobre a avifauna do Plano Piloto de Brasília**. 2020. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

GUIMARÃES, M. M.; PENA, J. C. C.; CORRÊA, R. S. Aves do Eixo Rodoviário do Plano Piloto de Brasília. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 2, p. 333–349, 2020. DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0031.

GUNNARSSON, B.; HAKE, M. Bird predation affects canopy-living arthropods in city parks. **Canadian Journal of Zoology**, v. 77, n. 9, p. 1419–1428, 1999. DOI: 10.1139/z99-114.

GWYNNE, J. A.; RIDGELY, R. S.; GUY, T.; ARGEL-DE-OLIVEIRA, M. **Aves do Brasil: Pantanal e Cerrado**. São Paulo: Horizonte; New York: Comstock Publishing Associates, 2010. 322 p.

HADDAD N. M., BRUDVIG L. A., CLOBERT J., DAVIES K. F., GONZALEZ A., HOLT R. D., LOVEJOY T. E., SEXTON J. O., AUSTIN M. P., COLLINS C. D., COOK W. M., DAMSCHEN E. I., EWERS R. M., FOSTER B. L., JENKINS C. N., KING A. J., LAURANCE W. F., LEVEY D. J., MARGULES C. R., MELBOURNE B. A., NICHOLLS A. O., ORROCK J. L., SONG D. X., AND TOWNSHEND J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, Washington, DC, v. 1, 2015.

HALFWERK, W.; HOLLEMAN, L. J. M.; LESSELLS, K. M.; SLABBEKOORN, H. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 1, p. 210–219, 2011. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01914.x.

HERZOG, S. K.; KESSLER, M.; BACH, K. The elevational gradient in Andean bird species richness at the local scale: a foothill peak and a high-elevation plateau. **Ecography**, v. 28, p. 209–222, 2005.

HILL M. J., WHITE J. C., BIGGS J., BRIERS R. A., GLEDHILL D., LEDGER M. E., THORNHILL I., WOOD P. J., HASSALL C. Local contributions to beta diversity in urban pond networks: implications for biodiversity conservation and management. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 5, p. 887–900, 2021.

HINTURAL, W. P.; JEON, H. J.; KIM, S. Y.; GO, S.; PARK, B. P. Quantifying regulating ecosystem services of urban trees: A case study of a green space at Chungnam National University using i-Tree Eco. **Forests**, v. 15, n. 8, 1466, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f15081446>. Acesso em: 12 mar. 2025.

HOFFMANN, G. S.; HASENACK, H.; OLIVEIRA, L. F. B. Microclima e estruturas de formações vegetais. *In*: SESC. **O clima na Reserva Particular de Patrimônio Natural SESC Pantanal**. Rio de Janeiro: SESC, 2010. p. 11–53.

HOLSTON, J. **A Cidade Modernista**: uma crítica de Brasília e sua utopia. São Paulo: Companhia das Letras, 1993.

HU, Y.; CARDOSO, G. C. Are bird species that vocalize at higher frequencies preadapted to inhabit noisy urban areas? **Behavioral Ecology**, v. 20, n. 6, p. 1268–1273, 2009. DOI: 10.1093/beheco/arp131.

HWANG, Y. H.; TAN, C. L.; LU, Y. Impact of urban green spaces and maintenance regimes on flora and fauna diversity. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 104, 128678, 2025. DOI: 10.1016/j.ufug.2025.128678.

IKIN, K.; KNIGHT, E.; LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J.; MANNING, A. D. The influence of native versus exotic streetscape vegetation on the spatial distribution of birds in suburbs and reserves. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 3, p. 294–306, 2013. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2012.00937.x.

INSERNHAGEN, I.; LE BOURLEGAT, J. M. G.; CARBONI, M. Trazendo a riqueza arbórea regional para dentro das cidades. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 4, n. 2, p. 117–138, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (Brasil). **Censo demográfico 2022: características urbanísticas do entorno dos domicílios**. Rio de Janeiro: IBGE, 2025. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2102168>. Acesso em: 21 dez. 2025.

INSTITUTO HÓRUS (Brasil). Base De Dados Nacional De Espécies Exóticas Invasoras, 2024. Disponível em: <https://bd.institutohorus.org.br/>. Acesso em: 1 jun. 2025.

JAEGER, J. A. G.; BOWMAN, J.; BRENNAN, J.; FAHRIG, L.; BERT, D.; BOUCHARD, J.; CHARBONNEAU, N.; FRANK, K.; GRUBER, B.; VON TOSCHANOWITZ, K. T. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modelling**, v. 185, n. 2–4, p. 329–348, 2005. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **REFLORA – Plantas do Brasil**: resgate histórico e herbário virtual para o conhecimento e conservação da flora brasileira. Rio de Janeiro, [2025]. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do>. Acesso em: 15 jun. 2025.

JATOBÁ, S. U. Densidades urbanas nas regiões administrativas do Distrito Federal. **Texto para discussão**. n. 22. Companhia De Planejamento Do Distrito Federal - CODEPLAN. Brasília, Fev. 2017. ISSN 2446-7502. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/327022771_Densidades_Urbanas_nas_Regioes_Administrativas_do_Distrito_Federal_-_Brasil

JOVANOVIĆ, S.; JANKOVIĆ-MILIĆ, V.; STANKOVIĆ, J. J.; STANOJEVIĆ, M. The role of urban tree areas for biodiversity conservation in degraded urban landscapes. **Land**, v. 14, n. 9, 1815, 2025. DOI: 10.3390/land14091815.

JUCÁ, J. M. Realidades e potencialidades das paisagens de Brasília: dos mitos fundadores esquecidos à invenção de um patrimônio mundial. *In*: LEITÃO, F. (Org.). **Brasília 1960–2010: passado, presente e futuro**. Brasília: Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2009. p. 239–253.

KALLAS, L. M. E.; SILVA, E. A. S.; GUILLEN-SALAS, J. C. O patrimônio edificado e urbanístico do Plano Piloto de Brasília [DF]: documentação, valorização e resgate por meio dos ‘sketches’. **Labor & Engenho**, v. 14, e020014, p. 1–23, 2020. DOI: 10.20396/labore.v14i0.8663414. Acesso em: 9 ago. 2025.

KANG, T. **160 years of Central Park: a brief history**. Central Park Conservancy, New York, 1 jun. 2017. Disponível em: <https://www.centralparknyc.org/articles/central-park-history>. Acesso em: 4 jan. 2026.

KATTI, M.; WARREN, P. S. Tits, noise and urban bioacoustics. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, n. 3, p. 109–110, 2004. DOI: 10.1016/j.tree.2003.12.006.

KENNEY, W. A.; VAN WASSENAER, P. J. E.; SATEL, A. L. Criteria and indicators for strategic urban forest planning and management. **Arboriculture & Urban Forestry**, *Champaign*, v. 17, n. 3, p. 108–117, 2011.

KREBS, C. J. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. 6. ed. Essex: Pearson, 2014. 653 p.

KURIHARA, D. L.; ENCINAS, J. I. A arborização do Campus da Universidade de Brasília. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, a. 1, v. 2, ago. 2003. Disponível em: https://faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/LZUPNIFfHoH3r1z_2013-4-24-14-43-39.pdf. Acesso em: 3 jan. 2025.

KURIHARA, D. L.; IMAÑA-ENCINAS, J. Análise da arborização do campus da Universidade de Brasília através de imagens IKONOS. **Advanced Materials Research**, v. 807–809, p. 719–724, 2003. DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMR.807-809.719.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology: Developments in Environmental Modelling**. 3. ed., v. 24. Elsevier, Amsterdam, 2012. 1006 p. eBook ISBN: 9780444538697.

LEITÃO, F. C. **Do risco à cidade: as plantas urbanísticas de Brasília, 1957–1964**. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo). Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Brasília, 2003. 165 p.

LEITE, S. R.; SABONARO, D. Z. Revisão sistemática de literatura sobre a implantação de áreas verdes urbanas como política pública de combate às mudanças climáticas. **Revista Brasileira de Educação Ambiental – RevBEA**, São Paulo, v. 19, n. 8, p. 113–128, 2024. DOI: 10.34024/revbea.2024.v19.18685.

LEPCZYK, C. A.; ARONSON, M. F. J.; EVANS, K. L.; GODDARD, M. A.; LERMAN, S. B.; MacIVOR, J. S. Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. **BioScience**, v. 67, n. 9, p. 799–807, 2017. DOI: 10.1093/biosci/bix079.

LESSI, B. F.; PIRES, J. S. R.; BATISTELI, A. F.; MacGREGOR-FORS, I. Vegetation, urbanization, and bird richness in a Brazilian periurban area. **Ornitologia Neotropical**, v. 27, p. 203–210, 2016. DOI: 10.58843/ornneo.v27i0.63.

LI, K.; HU, W.; CHEN, X.; ZHANG, M.; YE, K.; ZHU, H.; ZHAO, H. More fruits, more birds? How plant traits attract birds feeding in urban green spaces during winter. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 107, 128748, 2025. DOI: 10.1016/j.ufug.2025.128748.

LIMA NETO, E. M.; BIONDI, D.; PINHEIRO, F. A. P.; CONDÉ, T. M.; DIAS, L.; GONÇALVES, M. P. M. Índices ecológicos para a gestão da arborização de ruas de Boa Vista-RR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 16, n. 1, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5380/revsbau.v16i1.77163>.

LIMA, M. V. S. A.; SILVA, J. M. Invenção e intervenção da arborização urbana enquanto patrimônio híbrido no Brasil. **REVSBAU**, v. 17, n. 3, p. 31–46, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.5380/revsbau.v17i3.87533>

LIMA, R. M. C. **Avaliação da Arborização Urbana do Plano Piloto**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, Brasília, 2009. 84 p.

LIMA, R. M. C.; SILVA JÚNIOR, M. C. Inventário da arborização urbana implantada na década de 60 no Plano Piloto, Brasília, DF. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana - REVSBAU**, v. 5, n. 4, p. 110–127, 2010.

LIMA, S. C.; MACHADO, E. A história dos jardins. In: **Manual de jardinagem e produção de mudas do Departamento de Parques e Jardins - DPJ**. Companhia Urbanizadora da Nova Capital - NOVACAP. Brasília, 2003. p. 7–22.

LINDENMAIER, D. S.; SOUZA, B. S. P. Arborização viária de Cachoeira do Sul/RS: diversidade, fitogeografia e conflitos com a infraestrutura urbana. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 9, n. 1, p. 108–122, mar. 2014. DOI: 10.5380/revsbau.v9i1.66597.

LISBOA, M. A.; SILVA, L. V. A.; NASCIMENTO, A. S.; SILVA, A. O.; TEIXEIRA, M. R. A.; FERREIRA, M. F. R.; FERREIRA, S. C.; SILVA, A. C. V.; COLARES, A. V.; CALIXTO JÚNIOR, J. T. Diversity, structure, and carbon sequestration potential of the woody flora of urban squares in the Brazilian semiarid region. **Trees, Forest and People**, v. 16, 100561, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100561>. Acesso em: 18 jan. 2025.

MA, Q.; SHI, F. New urbanization and high-quality urban and rural development: Based on the interactive coupling analysis of industrial green transformation. **Ecological Indicators**, v. 156, 111044, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111044>. Acesso em: 9 dez. 2024.

MACARTHUR, Robert H.; WILSON, Edward O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MacGREGOR-FORS, I.; AVENDAÑO-REYES, S.; BANDALA, V. M.; CHACÓN-ZAPATA, S.; DÍAZ-TORIBIO, M. H.; GONZÁLEZ-GARCÍA, F.; LOREA-HERNÁNDEZ, F.; MARTÍNEZ-GÓMEZ, J.; MONTES DE OCA, E.; MONTOYA, L.; PINEDA, E.; RAMÍREZ-RESTREPO, L.; RIVERA-GARCÍA, E.; UTRERA-BARRILLAS, E.; ESCOBAR, F. Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: a rapid biological assessment. **Urban Ecosystems**, v. 18, n. 2, p. 633–647, 2015. DOI: 10.1007/s11252-014-0410-z.

MACHADO, J. W. B.; ALENCAR, F. O. C. C.; RODRIGUES, M. G. R. **Árvores de Brasília**. Brasília: GDF, Secretaria de Obras e Serviços Públicos, Departamento de Parques e Jardins, 1992. 100 p. il. color.

MACHADO, M. Escala Residencial: superquadra – pensamento prático urbanista. *In*: LEITÃO, F. (Org.). **Brasília 1960–2010: passado, presente e futuro**. Brasília: Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2009. p. 117–135.

MACHADO, M. P. **Superquadra: pensamento e prática urbanística**. 2007. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

MACHADO, R. B.; AGUIAR, L.; JONES, G. Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? **Landscape and Urban Planning**, v. 162, p. 36–43, 2017. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2017.01.014.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford; Malden: Blackwell Science Ltd., 2004. 256 p. ISBN 978-0-632-05633-0.

MARIA, T. R. B. C.; BIONDI, D. ZAMPRONI, K. Spatial indexes and biological diversity of Itanhaém, São Paulo, Brazil. **Floresta**, v. 49, n. 2, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5380/rf.v49i2.57451>.

MARÍN, C. T. Jardines hispanomusulmanes. Un análisis tipológico. *In*: Enokibara, M.; Constantino, N. R. T. (Org.). **Jardins na história – Volume 1**. 1. ed. Tupã: ANAP, 2022.

MARINI-FILHO, O. J.; MARTINS, R. P. Teoria de metapopulações: novos princípios da biologia da conservação. **Ciência Hoje**, v. 27, n. 160, p. 22–29, 2000.

MARQUES, C. P.; AMARAL, D. F.; GUERRA, V.; FRANCHIN, A. G.; MARÇAL JÚNIOR, O. Exploração de recursos alimentares por psitacídeos (Aves: Psittaciformes) em uma área urbana no Brasil. **Biotemas**, v. 31, n. 2, p. 33–46, 2018. DOI: 10.5007/2175-7925.2018v31n2p33.

MARTÍNEZ-NÚÑEZ, C.; CASANELLES ABELLA, J.; FREY, D.; ZANETTA, A.; MORETTI, M. Local and landscape factors shape alpha and beta trophic interaction diversity in urban gardens. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 291, 2024. DOI: 10.1098/rspb.2023.2501.

MARTINI, A.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C. Fenologia de *Tabebuia chrysotricha* (ipê-amarelo) no ambiente urbano de Curitiba (PR). **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 6, n. 4, p. 51–67, 2011.

MARTINS-OLIVEIRA, L.; LEAL-MARQUES, R.; NUNES, C. H.; FRANCHIN, A. G.; MARÇAL, O. Forrageamento de *Pitangus sulphuratus* e de *Tyrannus melancholicus* (Aves: Tyrannidae) em habitats urbanos. **Bioscience Journal**, v. 28, n. 6, p. 1038–1050, 2012.

MARUYAMA P. K., BONIZÁRIO C., MARCON A. P. D'ANGELO, G., SILVA M. M., SILVA NETO E. N., OLIVEIRA P. E., SAZIMA I., SAZIMA M., VIZENTIN-BUGONI J., ANJOS L., RUI A. M., MARÇAL JÚNIOR O. Plant–hummingbird interaction networks in urban areas: generalization and the importance of trees with specialized flowers as a nectar resource for pollinator conservation. **Biological Conservation**, v. 230, p. 187–194, 2019. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.12.012.

MASON, N. W. H.; DE BELLO, F.; MOUILLOT, D.; PAVOINE, S.; DRAY, S. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 794–806, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jvs.12013>. Acesso em: 17 abr. 2025.

MATSUBA, M.; NISHIJIMA, S.; KATOH, K. Effectiveness of corridor vegetation depends on urbanization tolerance of forest birds in central Tokyo, Japan. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 18, p. 173–181, 2016. DOI: 10.1016/j.ufug.2016.05.011.

McCAIN, C. M. Global analysis of bird elevational diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18, n. 3, p. 346–360, 2009. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2008.00443.x.

McCLURE, C. J. W.; WARE, H. E.; CARLISLE, J.; KALTENECKER, G.; BARBER, J. R. An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, n. 1773, 2013. DOI: 10.1098/rspb.2013.2290.

MCDONNELL, M. J.; HAHS, A. K. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 23, p. 1143–1155, 2008.

McDONNELL, M. J.; MacGREGOR-FORS, I. The ecological future of cities. **Science**, v. 352, n. 6288, p. 936–938, 2016. DOI: 10.1126/science.aaf3630.

McKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, v. 11, n. 2, p. 161–176, 2008. DOI: 10.1007/s11252-007-0045-4.

McKINNEY, M. L. Urbanization, biodiversity, and conservation. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 883–890, 2002. DOI: 10.1641/0006-3568(2002)052.

MEKONEN, S. Birds as biodiversity and environmental indicator. **Journal of Natural Sciences Research**, v. 7, n. 21, p. 28–34, 2017.

MELO, M. A.; SANCHES, P. M.; SILVA FILHO, D. F.; PIRATELLI, A. J. Influence of habitat type and distance from source area on bird taxonomic and functional diversity in a Neotropical megacity. **Urban Ecosystems**, v. 25, p. 545–560, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01169-5>. Acesso em: 20 abr. 2025.

MENDONÇA-LIMA, A.; FONTANA, C. S.. Composição, frequência e aspectos biológicos da avifauna no Porto Alegre Country Clube, Rio Grande do Sul. **Ararajuba**, 2000.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MILLIE, A. Guerrilla gardening as normalised law-breaking: Challenges to land ownership and aesthetic order. **Crime Media Culture**, v. 19, n. 2, p. 181–208, 2023. DOI: 10.1177/17416590221088792.

MIRA, V. J.; SOSSAI, F. C.; MACHADO, D. F. Brasília, UNESCO's World Heritage: actions and instruments for the protection of urban space (1960–1987). **International Journal of Arts and Social Science**, v. 4, n. 1, p. 15–26, 2021. Disponível em: <www.ijassjournal.com>. Acesso em: 7 abr. 2025.

MORAES, I. C. M.; MILWARD-DE-AZEVEDO, M. A. Avaliação da arborização na Vila de Dois Rios, Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil. **Gestão e Sustentabilidade**, v. 11, n. 28, p. 719–733, 2024. DOI: [https://doi.org/10.21438/rbgas\(2024\)112812](https://doi.org/10.21438/rbgas(2024)112812).

MORALES, H.; FERGUSON, B. G.; MARÍN, L. E.; GUTIÉRREZ, D. N.; BICHIER, P.; PHILPOTT, S. M. Agroecological pest management in the city: experiences from California and Chiapas. **Sustainability**, v. 10, n. 6, 2018. DOI: 10.3390/su10062068.

MORELLI F, BENEDETTI Y, IBÁÑEZ-ÁLAMO JD, TRYJANOWSKI P, JOKIMÄKI J, KAISANLAHTI-JOKIMÄKI ML, REIF J. Effects of urbanization on taxonomic, functional and phylogenetic avian diversity in Europe. **Science of the Total Environment**, v. 795, 148874, 2021a. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148874.

MORELLI, F.; BEIM, M.; JERZAK, L.; JONES, D.; TRYJANOWSKI, P. Can roads, railways and related structures have positive effects on birds? A review. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 30, p. 21–31, 2014. DOI: 10.1016/j.trd.2014.05.006.

MORELLI, F.; JØRGENSEN, A.; DALBY, L. Urban green space design affects avian diversity at the local and landscape scale. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 23, p. 121–129, 2017.

MORELLI, F.; REIF, F.; DÍAS, M.; TRYJANOWSKI, P.; IBÁÑEZ-ÁLAMO, J.D.; SUHONEN, J.; JOKIMÄKI, J.; JOKIMÄKI, M.; MOLLER, A.P.; BUSSIÈRE, R.; MÄGLI, M.; KOMINOS, T.; GALANAKI, A.; BUKAS, N.; MARKÓ, G.; PRUSCINI, F.; JERZAK, L.; CIEBIERA, O; BENEDETTI, Y. Top ten bird indicators of high environmental quality in European cities. **Ecological Indicators**, v. 133, 108397, 2021b. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.108397.

MORENO, C. E. **Métodos para medir la biodiversidad**. Zaragoza: M&T Manuales y Tesis, 2001.

MURGUI, E.. Factors influencing the bird community of urban wooded streets along an annual cycle. **Ornis Fennica**, v. 84, n. 2, p. 66–77, 2007.

NEGRET, A. Fluxos migratórios na avifauna da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 5, n. 2, p. 209–214, 1988. DOI: 10.1590/S0101-81751988000200005.

NIGHSWANDER G. P., SINCLAIR J. S., DALE A. G., QIU J., IANNONE B. V., Importance of plant diversity and structure for urban garden pest resistance. **Landscape and Urban Planning**, v. 215, art. 104211, 2021.

OCHOA DE LA TORRE, J. M. **La vegetación como instrumento para el control microclimático en línea**. 1999. Tese (Doutorado em Arquitetura) – Escuela Técnica Superior d’Arquitectura de Barcelona, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, 1999.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1989.

OHLERT, T. J., A. HALLMARK, J. A. RUDGERS, D. P. C. PETERS, S. L. COLLINS. The Role of Dominant Species in Community Organization and Aboveground Production in Semiarid Grasslands. **Ecology** v. 106, n. 8, e701642025. <https://doi.org/10.1002/ecv.70164>

OLIVEIRA, A. C.; KANEGAE, M. F.; AMARAL, M. F.; FÁVARO, F. L. **Guia para observação das aves do Parque Nacional de Brasília**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), 2011. 300 p.

OLIVEIRA, D. S. F.; FRANCHIN, A. G.; MARÇAL JÚNIOR, O. Rede de interações ave-planta: um estudo sobre frugivoria em áreas urbanas do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 28, n. 4, p. 83–97, 2015.

OLIVEIRA, G. M. **Índices ecológicos para a gestão da arborização de praças no município de Belém-PA**. 2022. 36 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Campus Belém, Belém, 2022.

OLIVEIRA, J. D.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C.; REIS, A. R. N.; NESI, J. Atenuação do ruído de tráfego de vias urbanas pela vegetação em Curitiba – Paraná, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana (REVSBAU)**, v. 13, p. 13–26, 2018. DOI: 10.5380/revsbau.v13i2.63655.

OLIVEIRA, L. M. **Ecologia comportamental de Tyrannidae (Aves: Passeriformes): mudanças nos padrões de forrageamento em resposta a variações ambientais e sazonais em ambiente urbano**. 2015. 175 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2015.

OLLERTON, J. Sunbird surprise for syndromes. **Nature**, v. 394, n. 6695, p. 726–727, 1998. DOI: 10.1038/29409.

OROPEZA-SÁNCHEZ M. T., SOLANO-ZAVALETA I., CUANDÓN-HERNÁNDEZ W. L., MARTÍNEZ-VILLEGAS J. A., PALOMERA-HERNÁNDEZ V., ZÚÑIGA-VEGA J. J. Urban green spaces with high connectivity and complex vegetation promote occupancy and richness of birds in a tropical megacity. **Urban Ecosystems**, v. 28, p. 1–18, 2025. DOI: 10.21203/rs.3.rs-3858180/v1.

ORTEGA, C. P.; FRANCIS, C. D. Effects of gas-well-compressor noise on the ability to detect birds during surveys in North West New Mexico. **Ornithological Monographs**, n. 74, p. 78–90, 2012. DOI: 10.1525/om.2012.74.1.78.

ORTEGA-ÁLVAREZ, R.; MACGREGOR-FORS, I. Dusting-off the file: a review of knowledge on urban ornithology in Latin America. **Landscape and Urban Planning**, v. 101, p. 1–10, 2011. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2010.12.020.

PÁDUA, J. A. As bases teóricas da história ambiental. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 81–101, 2010.

PATÓN, D.; ROMERO, F.; CUENCA, J.; ESCUDERO, J. C. Tolerance to noise in 91 bird species from 27 urban gardens of Iberian Peninsula. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, n. 1, p. 1–8, 2012. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2011.09.002.

PATRICELLI, G. L.; BLICKLEY, J. L. Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. **The Auk**, v. 123, n. 3, p. 639–649, 2006. DOI: 10.1642/0004-8038(2006)123[639:ACIUNC]2.0.CO;2.

PELLEGRINO, P. R. M.; GUEDES, P. P.; PIRILLO, F. C.; FERNANDES, S. A. P. Paisagens e infraestruturas verdes: planejamento e projeto. **Paisagem e Ambiente: Ensaios**, São Paulo, n. 21, p. 57–76, 2006.

PENA J. C. C., MARTELLO F. , RIBEIRO M. C., ARMITAGE R. A., YOUNG R. J., RODRIGUES M. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. **PLoS ONE**, v. 12, n. 3, p. 1–19, 2017. DOI: 10.1371/journal.pone.0174484.

PENA, J. C. C. **Aves, conectividade da paisagem e planejamento ambiental em paisagens urbanas**. 2017. 131 f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

PENA, J. C. C.; MARTELLO, F.; RIBEIRO, M. C.; ARMITAGE, R. A.; YOUNG, R. J.; RODRIGUES, M. et al. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. **PLoS One**, v. 12, n. 3, e0174484, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174484>. Acesso em: 5 jan. 2025.

PENA, J. C. P.; OVASKAINEN, O.; MACGREGOR-FORS, I.; TEIXEIRA, C. P.; RIBEIRO, M. C. The relationship between urbanization and bird functional traits across the streetscape. **Landscape and Urban Planning**, v. 232, p. 104685, 2023. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2023.104685.

PENG, J.; ZHAO, H.; LIU, Y. Urban ecological corridors construction: A review. **Acta Ecologica Sinica**, v. 37, n. 1, p. 23–30, 2017. DOI: 10.1016/j.chnaes.2016.12.002.

PERILLO A., MAZZONI L. G., PASSOS L. F. , GOULART V. D. L. R., DUCA C., YOUNG R. J. Anthropogenic noise reduces bird species richness and diversity in urban parks. **Ibis**, v. 159, n. 3, p. 638–646, 2017. DOI: 10.1111/ibi.12481.

PHILPOTT S. M., COTTON J., BICHER P., FRIEDRICH R. L., MOORHEAD L. C., UNO S., VALDEZ M. Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. **Urban Ecosystems**, v. 17, n. 2, p. 513–532, 2014. DOI: 10.1007/s11252-013-0333-0.

PIACENTINI V. Q., ALEIXO A., AGNE C. E. , MAURÍCIO G. N. , PACHECO J. F., BRAVO G. A., BRITO G. R. R., NAKA L. N., OLMOS F., POSSO S., SILVEIRA L. F., BETINI G. S., CARRANO E., FRANZ I., LEES A. C., LIMA L. M., PIOLI D., SCHUNCK F., AMARAL F. R., BENCKE G. A., COHN-HAFT M., FIGUEIREDO L. F. A., STRAUBE F. C., CESARI E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 90–298, 2015. DOI: urn:lsid:zoobank.org:pub:30856542-FFD1-44CA-B249-9F321CD4CF4C.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L. Advancing urban ecological studies. **Austral Ecology**, v. 26, n. 2, p. 114–125, 2001.

PINHEIRO, F.; DINIZ, J. R.; COELHO, D.; BANDEIRA, M. P. S. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. **Austral Ecology**, v. 27, p. 132–136, 2002.

PINHEIRO, R. T.; MARCELINO, D. G.; MOURA, D. R.; BITTENCOURT, C. R. Riqueza, diversidade e composição arbórea nas praças de Palmas, Tocantins. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 32, n. 2, p. 856–879, abr./jun. 2022. DOI: 10.5902/1980509861429.

PINTO, M. A.; FRANCO, J. L. de A. Os agentes não humanos na construção da paisagem da Cidade-Parque: História da arborização de Brasília (1960–1980). **Maracanan**, n. 26, p. 327–349, Rio de Janeiro, jan.–abr. 2021. Disponível em: <https://www.e-publicacoes.uerj.br/maracanan/article/view/54470/36871>. Acesso em: 3 jan. 2025.

PIZO, M. A. A conservação das aves frugívoras. In: ALBUQUERQUE, J. L. B. *et al.* (org.). **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. Tubarão: Editora Unisul, 2001. p. 49–59.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina, 2002. 328 p.

PROPPE, D. S.; STURDY, C. B.; ST. CLAIR, C. C. Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 1075–1084, 2013. DOI: 10.1111/gcb.12098.

PURIFICAÇÃO, K. N., PASCOTTO M. C., PEDRONI F., PEREIRA J. M. N., LIMA N. A. Interactions between frugivorous birds and plants in savanna and forest formations of the Cerrado. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 4, 2014. DOI: 10.1590/1676-06032014006814.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

RALPH, C. J.; GEUPEL, G. R.; PYLE, P.; MARTIN, T. E.; DESANTE, D. F. **Handbook of field methods for monitoring landbirds**. Albany: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 1993. 41 p.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, Oxford, v. 80, p. 223–230, 1997.

REIS, E.; LÓPEZ-IBORRA, G. M.; PINHEIRO, R. T. Changes in bird species richness through different levels of urbanization: implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 107, n. 1, p. 31–42, 2012. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2012.04.009.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (org.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa, 2001. p. 151–212.

RIBEIRO, R. E.; BALDUÍNO, A. P. C.; HORSTMANN, N.; CORRÊA, R. S. Avaliação florística do Eixo Rodoviário de Brasília: 65 anos de arborização bucólica na Nova Capital do Brasil. **Periódico Técnico e Científico Cidades Verdes**, v. 13, n. 45, p. 137–163, 2025. DOI: 10.17271/23178604134520256016.

RIBEIRO, R. R. R. Green Belt Biosphere Reserve in the Brazilian City of São Paulo. **Ecological Questions**, v. 20, p. 93–95, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.12775/EQ.2014.021>. Acesso em: 13 fev. 2025.

RICKLEFS, R. E. Species richness and morphological diversity of passerine birds. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 36, p. 14482–14487, 2012. DOI: 10.1073/pnas.1212079109.

RODRIGUES, A. G.; BORGES-MARTINS, M.; ZILIO, F. Bird diversity in an urban ecosystem: the role of local habitats in understanding the effects of urbanization. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 108, p. 1–11, 2018. DOI: 10.1590/1678-4766e2018017.

RODRIGUES, M. G. R.; ARAÚJO, G. H. M. F. Pragas e doenças de plantas ornamentais. *In*: ALENCAR, F. O. C. (Coord.). **Manual de jardinagem e produção de mudas do Departamento de Parques e Jardins – DPJ**. NOVACAP - Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil. Brasília, 2003. p. 97–120.

ROMERO, M. A. B.; SILVA, C. F. Brasília, um plano verde. *In*: GRALA, K.; GUARALDO, E. (Orgs.). **Cinco cidades que nasceram arborizadas**. 1. ed. Campo Grande: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2022, v. 1, p. 107–139.

- RUSSI, A. Áreas verdes urbanas: oásis de biodiversidade para o controle biológico de pragas. **Periódico Técnico e Científico Cidades Verdes**, v. 12, n. 35, 2024. DOI: 10.17271/23178604123520245093.
- SACCO, A. G.; RUI, A. M.; BERGMANN, F. B.; MÜLLER, S. C.; HARTZ, S. M. Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 105, n. 3, p. 276–287, 2015. DOI: 10.1590/1678-476620151053276287.
- SALVO-TIERRA, A. E.; RUIZ-VALERO, A. Why urban greening requires more than just species biodiversity. **Academia Environmental Sciences and Sustainability**, v. 2, p. 1–4, 2025. DOI: 10.20935/AcadEnvSci7981.
- SANCHES, P. M. **De áreas degradadas a espaços vegetados**. 2011. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- SANTINI, L., GONZÁLEZ-SUÁREZ, M., RUSSO, D., GONZALEZ-VOYER A., VON HARDENBERG A., ANCILLOTTO L. One strategy does not fit all: determinants of urban adaptation in mammals. **Ecology Letters**, v. 22, n. 2, p. 365–376, 2018. DOI: 10.1111/ele.13199.
- SANTOS, A.; RAGUSA-NETTO, J. Toco-toucan (*Ramphastos toco*) feeding habits at an urban area in Central Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 24, n. 1, p. 1–13, 2013.
- SANTOS, C. R.; HARDT, L. P. A. Qualidade ambiental e de vida nas cidades. In: GONZALES, S. F. N., FRANCISCONI, J. G.; PAVIANI, A. **Planejamento & urbanismo na atualidade brasileira: objeto, teoria e prática**. São Paulo; Rio de Janeiro: Livre Expressão, 2013.
- SANTOS, T. A.; NASCIMENTO, F. S. O.; SANTOS, A. F. P.; SAMPAIO, R. S.; MILANI, J. E. F. Ocorrência e distribuição espacial de espécies arbóreas invasoras utilizadas na arborização urbana, no Centro-Oeste do Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 13, n. 6, p. 51–62, jun. 2022. Disponível em: <https://sustenere.inf.br/index.php/rica/article/view/7453>. Acesso em: 3 jan. 2025.
- SCHLAEPFER, M. A.; SAX, D. F.; OLDEN, J. D. The potential conservation value of non-native species. **Conservation Biology**, v. 25, n. 3, p. 428–437, 2011. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x.
- SCHUMM, M.; WHITE, A. E.; SUPRIYA, K.; PRICE, T. D. Ecological limits as the driver of bird species richness patterns along the East Himalayan elevational gradient. **The American Naturalist**, v. 195, n. 5, p. 802–817, 2020. DOI: 10.1086/707665.
- SEGAWA, HUGO. Arquitetura paisagística até 1930. In: TARDIN, R (Org). **Arquitetura paisagística contemporânea no Brasil**. São Paulo: Senac São Paulo, 2010. p. 35-48. ISBN 978-85-7359-919-0.
- ŞEKERCİOĞLU, Ç. H. Ecology of bird communities in urban environments. In: MARCOTTI, J. M.; GARNER, F. G. (org.). **Urban biodiversity and design**. Amsterdam: Academic Press, 2006. p. 255–275.
- SEMERARO T., SCARANO A., BUCCOLIERI R., SANTINO A., AARREVAARA E. Planning of urban green spaces: an ecological perspective on human benefits. **Land**, Basel, v. 10, n. 2, p. 105, 2021. DOI: 10.3390/land10020105.
- SHANNON, G., MCKENNA M. F., ANGELONI L. M., CROOKS K. R., FRISTRUP K. M.,

BROWN E., WARNER K. A., NELSON M. D., WHITE C., BRIGGS J., MCFARLAND S., WITTEMYER G. A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. **Biological Reviews**, v. 91, n. 4, p. 982–1005, 2016. DOI: 10.1111/brv.12207.

SHASHUA-BAR, L.; POTCHTER O.; BITAN A.; BOLTANSKY D.; YAAKOV Y. Microclimate modelling of street tree species effects within the varied urban morphology in the Mediterranean city of Tel Aviv, Israel. **International Journal of Climatology**, v. 30, p. 44–57, 2010.

SHWARTZ, A.; ROFFE, R. Urban green spaces and their role in structuring biodiversity in cities: a focus on the biodiversity of birds in urban parks. **Urban Ecosystems**, v. 16, n. 3, p. 719–731, 2013.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

SILVA JÚNIOR, M. C. **100 árvores do Cerrado: guia de campo**. Brasília, DF: Rede de Sementes do Cerrado, 2005.

SILVA JÚNIOR, M. C. **100 árvores do Cerrado: sentido restrito: guia de campo**. Brasília, DF: Rede de Sementes do Cerrado, 2012.

SILVA JÚNIOR, M. C.; LIMA, R. M. C. **100 árvores urbanas: Brasília: guia de campo**. Brasília, DF: Rede de Sementes do Cerrado, 2010.

SILVA JÚNIOR, M. C.; PEREIRA, B. A. S. **+100 árvores do Cerrado: matas de galeria: guia de campo**. Brasília, DF: Rede de Sementes do Cerrado, 2009.

SILVA, B. F.; PENA, J. C.; VIANA-JÚNIOR, A. B.; VERGNE, M.; PIZO, M. A. Noise and tree species richness modulate the bird community inhabiting small public urban green spaces of a Neotropical city. **Urban Ecosystems**, v. 24, n. 1, p. 71–81, 2021. DOI: 10.1007/s11252-020-01021-2.

SILVA, J. L. S.; OLIVEIRA, M. T. P.; OLIVEIRA, W.; BORGES, L. A.; CRUZ-NETO, O.; LOPES, A. V. High richness of exotic trees in tropical urban green spaces: Reproductive systems, fruiting and associated risks to native species. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 50, 126659, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126659>. Acesso em: 21 dez. 2024.

SILVA, P. A. Bird-flower interactions in an urban area: *Ceiba pubiflora* provides nectar and promotes biodiversity in the city. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 36, p. 42–49, 2018. DOI: 10.1016/j.ufug.2018.10.003.

SINU, P. A.; SHIVANNA, K. R.; KURIAKOSE, G. Frugivorous bird diversity and their post-feeding behaviour in fruiting *Syzygium cumini* (Myrtaceae) in fragmented forests of Central Western Ghats, India. **Current Science**, v. 103, n. 10, p. 1146–1148, 2012.

SLABBEKOORN, H.; PEET, M. Birds sing at higher pitch in urban noise. **Nature**, v. 424, p. 267, 2003. DOI: 10.1038/424267a.

SOLEM, E.; RADCHUK, V.; SCHWARZ, J.; KRAMER-SCHADT, S.; PLANILLO, A. Multi-scale analysis reveals vegetation buffers human disturbance impacts on urban bird functional diversity. **Urban Ecosystems**, v. 28, p. 223, 2025. DOI: 10.1007/s11252-025-01829-w.

SOUZA, F. L., VALENTE-NETO F., SEVERO-NETO F., BUENO B., OCHOA-QUINTERO

J. M., LAPS R. R., BOLZAN F., ROQUE F. O. Impervious surface and heterogeneity are opposite drivers to maintain bird richness in a Cerrado city. **Landscape and Urban Planning**, v. 192, p. 103643, 2019. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2019.103643.

SOUZA, P. C. G.; MOTA, S. L. L.; CORRÊA, R. S.; PINTO, J. R. R. How substrate type and elevation drive woody communities and influence species ecological strategies in the Brazilian savanna at local scale. **Ecological Research**, v. 38, n. 4, p. 1–13, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12413>. Acesso em: 7 fev. 2025.

STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. **Biological Conservation**, v. 188, p. 109–115, 2015. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.01.017.

TEIXEIRA, C. D.; LOPES, M. D. S.; TEIXEIRA, D. D.; CARLOS, C. J. Using birds in environmental impact assessment of quarrying activities: a case study in the Atlantic forest of Southern Brazil. **Acta Biológica Catarinense**, v. 12, n. 4, p. 16–32, 2025. DOI: 10.21726/abc.v12i4.2762.

TOLEDO, M. C. B.; DONATELLI, R. J.; BATISTA, G. T. Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. **Urban Ecosystems**, v. 15, n. 1, p. 111–131, 2012. DOI: 10.1007/s11252-011-0195-2.

TRINDADE-FILHO, J.; SOBRAL, F. L.; CIANCIARUSO, M. V.; LOYOLA, R. D. Using indicator groups to represent bird phylogenetic and functional diversity. **Biological Conservation**, v. 146, n. 1, p. 155–162, 2012. DOI: 10.1016/j.biocon.2011.12.004.

UNESCO. **Vegetação do Distrito Federal: tempo e espaço**. 2. ed. Brasília, 2002. 80 p.

UNITED NATIONS, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. **World urbanization prospects: the 2018 revision**. Online edition. New York: UN, 2018. Disponível em: <https://population.un.org/wup/>. Acesso em: [data de acesso].

VAILSHERY, L. S.; JAGANMOHAN, M.; NAGENDRA, H. Effect of street trees on microclimate and air pollution in a tropical city. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 12, n. 3, p. 408–415, 2013. DOI: 10.1016/j.ufug.2013.03.002.

VAN HELDEN, B. E.; SKATES, L. M.; CLOSE, P. G. Use of wildlife-friendly structures in residential gardens by urban wildlife: evidence from citizen scientists in a global biodiversity hotspot. **Urban Ecosystems**, v. 27, p. 1493–1507, 2024. DOI: 10.1007/s11252-024-01530-4.

VIGNOLA JÚNIOR, R. ArbVias: método de avaliação da arborização no sistema viário urbano. **Paisagem e Ambiente**, São Paulo, v. 1, n. 35, p. 89–117, 2015.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, p. 2290–2301, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>. Acesso em: 5 jan. 2025.

WERNECK, D. R., ROMERO, M. A. B., CELUPPI, M. C., GOBO, J. P. A. Urban Expansion Coupled with Climate Change: The Scenario of Federal District of Brazil. *In*: Mishra, M., de Lucena, A.J., Maharaj, B. (Ed.) **Climate Change and Regional Socio-Economic Systems in the Global South**. Singapura: Springer, 2024. https://doi.org/10.1007/978-981-97-3870-0_5.

WHELAN, C. J.; ŞEKERCİOĞLU, Ç. H.; WENNY, D. G. Why birds matter: from economic

ornithology to ecosystem services. **Journal of Ornithology**, v. 156, supl. 1, p. 227–238, 2015. DOI: 10.1007/s10336-015-1229-y.

WONG, N. H. L.; YAO, K.; SUN, H.; JIANG, Y.; WANG, L.; CHEN, H. Sponge cities: concept, strategies, and applications. **Progress in Geography**, v. 165, p. 213–232, 2016.

ZHOU, W.; HUANG, G.; CADENASSO, M. L. Does spatial configuration matter? Understanding the effects of land cover pattern on land surface temperature in urban landscapes. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdã, v. 102, p. 54–63, 2011.

APÊNDICE 1: AVALIAÇÃO FLORÍSTICA DO EIXO RODOVIÁRIO DE BRASÍLIA: 65 ANOS DE ARBORIZAÇÃO BUCÓLICA NA NOVA CAPITAL DO BRASIL

*Artigo publicado:

Ribeiro, R. E.; Balduino, A. P. C.; Horstmann, N. Corrêa, R. S.. Avaliação florística do Eixo Rodoviário de Brasília: 65 de arborização bucólica na Nova Capital do Brasil. *Periódico Técnico e Científico Cidades Verdes*, v. 13, n. 45, p. 137-163, 2025. Doi: 10.17271/23178604134520256016. ISSN 2317-8604. Associação Amigos da Natureza da Alta Paulista. <https://www.amigosdanatureza.org/>.

INTRODUÇÃO

O projeto do arquiteto e urbanista Lúcio Costa para construção de Brasília foi escolhido por meio de concurso público em 1957. Três anos depois, Brasília foi inaugurada em 21 de abril de 1960 na região central do bioma Cerrado, em sítio onde formações campestres dividiam espaço com formações savânicas, que predominavam na região do atual Plano Piloto (Figura 1) (UNESCO, 2002).

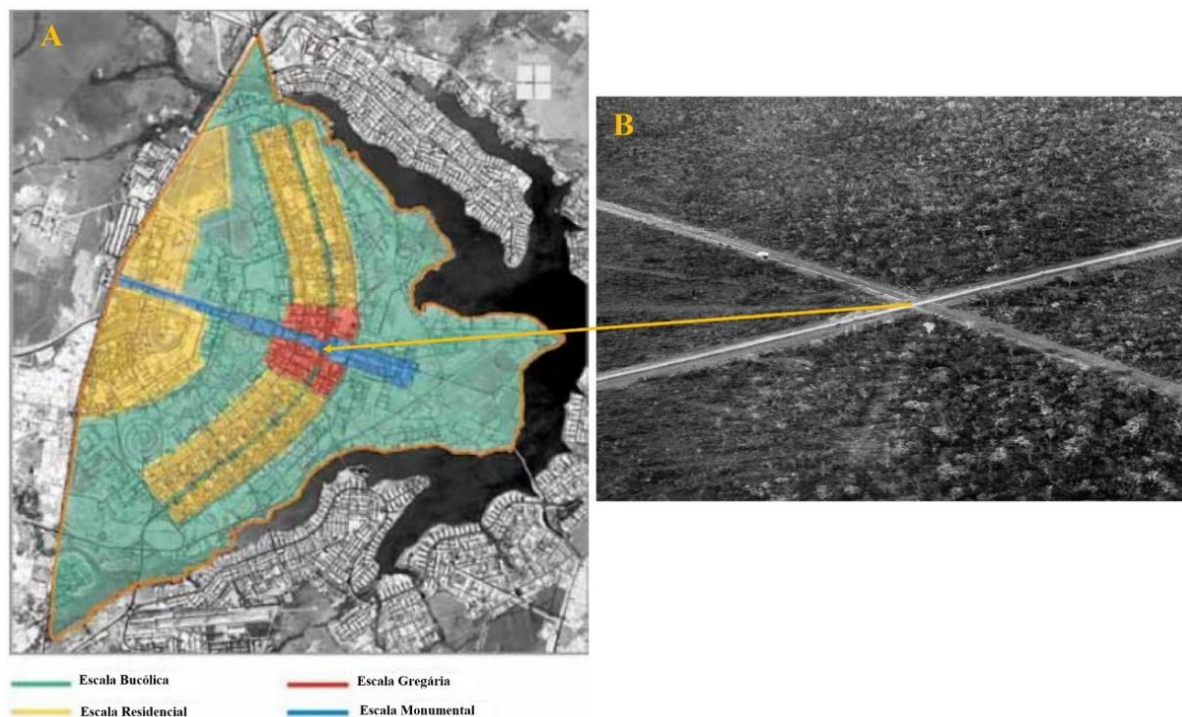
O clima local, que apresenta uma estação seca de aproximadamente cinco meses por ano (Alvares et al., 2013), despertou para a necessidade de se construir uma cidade arborizada, e a concepção de Brasília se traduz em quatro escalas distintas: a escala monumental, a residencial, a gregária e a bucólica. A escala residencial é composta por sequência contínua superquadras dispostas de ambos os lados de uma faixa rodoviária arqueada, o Eixo Rodoviário de Brasília (Figura 1 e 2). As superquadras são “emolduradas por uma larga cinta densamente arborizada, árvores de porte, prevalecendo em cada quadra determinada espécie vegetal” (Iphan, 2018 p. 36). As largas cintas arborizadas entremeiam-se nas demais escalas e representam a escala bucólica, que dá o caráter de cidade-parque ao projeto de Lúcio Costa (Kallas et al., 2020). “As quatro escalas estabelecem os elementos determinantes de um padrão de qualidade de vida e de urbanidade, e, por essa razão, esse conjunto urbano edificado foi consagrado como único no mundo nessa proporção” (Botelho, 2009, p. 95).

Por sua singularidade urbanística (Mira et al., 2021) e com apenas 27 anos de idade, em 1987 Brasília foi a primeira cidade moderna a ser elevada à condição de Patrimônio Cultural da Humanidade por declaração da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura – UNESCO.

Brasília foi concebida como cidade-parque (Costa, 2009; Gatarić et al., 2019) e a escala bucólica consolida esse conceito como instrumento de projeto (Botelho, 2009). Extensas áreas livres, densamente arborizadas, contíguas a áreas edificadas, marcam a presença da escala

bucólica na cidade (Costa, 2009). “A capital brasileira nasceu arborizada e segue arborizada” (Romero; Silva, 2022, p. 120). A escala bucólica brotou no projeto de Lúcio Costa como elemento urbanístico estrutural e integrador, que une as escalas monumental, residencial e gregária e valoriza a paisagem urbana (Botelho, 2009). A intervenção da escala bucólica no ritmo e na harmonia dos espaços urbanos se faz sentir na passagem, sem transição, do ocupado para o vazio planejado, integrando o espaço arquitetônico à escala paisagística. Em lugar de muralhas, a cidade se propôs delimitada por áreas livres arborizadas (Romero; Silva, 2022).

Figura 1: A) Representação das Escalas Bucólica, Gregária, Residencial e Monumental de Brasília. B) Marco zero: cruzamento do Eixo Monumental com o Eixo Rodoviário de Brasília nos primórdios da construção da cidade.



Fonte: adaptado de A) Botelho (2009); B) Foto de Mário Fontenelle/ArPDF in Costa (2009).

A primeira fase de arborização de Brasília teve um caráter experimental, quando se priorizou o uso de espécies exóticas com apelo ornamental. Foram criados grandes maciços compostos por uma única espécie arbórea. Plantas tradicionalmente presentes na arborização de outras cidades brasileiras (Esteves; Corrêa, 2018) preencheram de verde a escala bucólica da cidade. Essa concepção visava aumentar o número de árvores para amenizar os efeitos da urbanização (Pena et al., 2017; Pinto; Franco, 2020), uma vez que “o plantio de árvores de forma ordenada é uma expressão de revegetação paisagística, que mitiga a sensação de monotonia em cidades e impacta positivamente seus habitantes em vários aspectos” (Corrêa; Ramos, 2021, p. 228). A ideia de cidade-parque remonta ao século XIX (Gatarić et al., 2019), quando a industrialização e o adensamento urbano artificializaram em excesso as cidades (Ma;

Shi, 2023). No Brasil, já havia nessa época a compreensão sobre a importância da arborização para elevar a qualidade de vida urbana (Hintural et al., 2024; Vignola Júnior, 2015).

Figura 2 : A) imagem aérea do Plano Piloto de Brasília. B) Imagem aérea de parte do Eixo Rodoviário Sul (ERS).



Fonte: adaptado de A) Google Earth; B) autores.

A remoção da vegetação nativa de Cerrado precedeu à construção e urbanização da Nova Capital do Brasil (Figura 1) para dar lugar a espécies de variadas regiões do mundo, prática comum no país (Silva et al., 2020). O plantio prioritário de espécies arbóreas já consolidadas em outras cidades brasileiras seguiu como concepção de arborização de Brasília (Lima; Silva Júnior, 2010). Na década de 1960, metade das principais espécies selecionadas para cumprir as funções urbanas da escala bucólica é exótica à flora brasileira [Albícia, Espatódea, Flamboyant, Jacarandá-mimoso e Cássia-amarela - *Senna siamea* (Lam.) H.S. Irwin & Barneby], 30% são nativas do Brasil (Cambuí, Sibipiruna, Sombreiro) e 20% são nativas do Cerrado [Angico-branco e Fedegoso - *Senna macranthera* (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby] (Quadro 1) (Alencar et al., 2012). Porém, a insuficiência do número de mudas produzidas pelo Departamento de Parques e Jardins da Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil (DPJ/Novacap) levou à procura de mudas em outras regiões brasileiras, especialmente no Rio de Janeiro, Santa Catarina e São Paulo, onde a produção estava mais consolidada (Alencar et al., 2012). Em 1961, por exemplo, Brasília recebeu 8.600 mudas de Cássia-amarela provenientes do Rio de Janeiro (Alencar et al., 2012).

Em 1970/1971, algumas árvores plantadas na década anterior apresentaram exsudações no tronco, sinalizando o ataque por coleobrocas. As principais espécies acometidas foram Albícia e Fedegoso. O clima e o desequilíbrio nutricional, imposto pela acidez do solo (Souza et al., 2023), foram também imputados como causas para a elevada mortalidade de plantas, que atingiu cerca de cinquenta mil árvores até 1976 (Cardoso et al., 2010). O fato repercutiu negativamente na mídia, na população e entre os políticos (Alencar et al., 2012), haja vista a

resistência de alguns em consolidar a Nova Capital do Brasil no centro do bioma Cerrado (Holston, 1989). O DPJ/Novacap optou pela retirada das árvores afetadas e a sua substituição por novas mudas (Pinto; Franco, 2021), enfrentando novo impasse técnico, social e político por conta dessa decisão (Alencar et al., 2012). A experiência acumulada mostrou que a pesquisa era necessária ao embasamento técnico para a arborização da cidade (Alencar et al., 2012), e o DPJ/Novacap apostou, ainda na década de 1970, na produção e plantio de algumas espécies do Cerrado (Ipê-amarelo-flor-de-algodão, Jequitibá-vermelho, Macaúba, Buriti - *Mauritia flexuosa* L.f.) e de Mata Atlântica (Landim) (Quadro 1). Nessa segunda fase, o DPJ/Novacap decidiu implantar cintas verdes formadas por diferentes espécies de árvores, afastando-se da recomendação original de Lúcio Costa, por conta das questões fitossanitárias vivenciadas (Alencar et al., 2012).

Na década de 1980, uma terceira concepção de manejo da escala bucólica visou criar na cidade um grande pomar público para disponibilizar recursos alimentares para a população (Alencar et al., 2012; Brito; Borelli, 2020). Em 1981, plantou-se um considerável número de espécies frutíferas, principalmente no Parque da Cidade Dona Sarah Kubitschek, inaugurado em 1978 e carente de árvores. Foi a época de plantio de Abacateiro, Guapuruvu, Jaqueira, Mangueira, Mungubeira, Pata-de-vaca, Tento-Carolina (Quadro 1), Graviola (*Annona muricata* L.), Jambo-vermelho (*Syzygium malaccense* L.), Sapotizeiro (*Manilkara zapota* L.), Tamarindeiro (*Tamarindus indica* L.), entre outras. Espécies de Mata de Galeria do bioma Cerrado também foram experimentadas na cidade nessa mesma época (Cardoso et al., 2010). Embora a formação de pomares públicos fosse considerada inovadora nos anos 1980 (Barthel et al., 2015), a iniciativa era ecologicamente questionável diante das novas diretrizes e preocupações ambientais emergentes em escala global (Forman, 2008). A crise ambiental desencadeada a partir na segunda metade do século XX fortaleceu a incorporação de conceitos ecológicos ao paisagismo, que deixou de ser a intervenção tardia no entorno urbano ou na arquitetura mal-acabada (Lima; Machado, 2003). A conservação de espaços verdes nas cidades e a sustentabilidade urbana cresceram com o movimento ambientalista (Brundtland, 1987). Paralelamente, o tombamento de Brasília como Patrimônio Cultural da Humanidade em 1987 impulsionou o debate sobre a preservação da escala bucólica concebida por Lúcio Costa (Alencar et al., 2012; Mira et al., 2021).

A evolução do pensamento ecológico urbano para a criação de cidades verdes (Andersson, 2006) contribuiu para a priorização do cultivo de espécies nativas do Cerrado pelo DPJ/Novacap. A pesquisa e o desenvolvimento de técnicas para produção e plantio de espécies

nativas, que se iniciou nos anos 1980, prosseguiu na década de 1990 (Alencar et al., 2012). A trajetória histórica da arborização de Brasília vivenciou, portanto, quatro modificações em sua concepção e composição florística de plantio entre as décadas de 1960 e 1990, transitando pelo conceito estético-paisagístico, pomares urbanos e cidade verde (Alencar et al., 2012; Andersson, 2006; Cardoso et al., 2010; Lima, 2009). A consolidação do conceito de cidade verde fortaleceu a pesquisa, coleta de sementes e produção de mudas nativas do Cerrado (Alencar et al., 2012). As décadas seguintes foram caracterizadas pela introdução de novas espécies nos plantios do DPJ/Novacap, e os anos 2000 foram marcados pela inclusão sistemática de novas espécies de Cerrado nas áreas urbanas do Distrito Federal.

As espécies mais utilizadas atualmente e que contribuem com 70% da composição florística são Aroeira, Barbatimão, Guariroba, Jerivá, Ipê-branco, Ipê-roxo, Jacarandá-mimoso, Jatobá-da-mata, Sucupira-branca, (Quadro), Amendoim-do-campo (*Platypodium elegans* Vogel), Araticum (*Annona crassiflora* Mart.), Cagaita (*Eugenia dysenterica* DC.), Cedro (*Cedrela fissilis* Vell.), Chichá (*Sterculia striata* A. St-Hil. & Naud), Clúsia-rosa (*Clusia sellowiana* Schlecht), Farinha-seca, Garapa (*Apuleia leiocarpa* Vogel J. F. Macbr), Pequiizeiro (*Caryocar brasiliense* St. Hil.) e Pombeiro (*Tapirira guianensis* Aubl.) (Alencar et al., 2012). O uso delas se justifica pela adaptação ao clima local e importância ecológica para a fauna urbana (Cardoso et al., 2010; Corrêa; Ramos, 2021), porque plantas nativas representam melhores recursos forrageiros do que espécies exóticas (Berthon et al., 2021; Cecchetto et al., 2014; Pena et al., 2017).

Em 2010, levantamento florístico na área tombada de Brasília e em outras seis cidades do Distrito Federal identificou 183 espécies de 47 famílias botânicas (Cardoso et al., 2010). Censo conduzido em 39 superquadras do Plano Piloto, arborizadas entre as décadas de 1960 e 1990, encontrou 15.187 indivíduos distribuídos em 45 famílias e 162 espécies (Lima, 2009). No Campus Darcy Ribeiro da Universidade de Brasília (UnB), que se situa na área tombada da cidade, foram identificadas 5.011 árvores distribuídas em 156 espécies de 49 famílias (Kurihara; Encinas, 2003). Em levantamento mais recente no Jardim Zoológico de Brasília (JZB), também inserido no conjunto urbanístico tombado da cidade, contabilizaram-se 3.394 árvores distribuídas em 137 espécies e 38 famílias em uma área de 50 ha (Corrêa; Balduino, 2024). O efeito cumulativo das campanhas de plantio nos últimos 65 anos legou ao Distrito Federal uma expressiva riqueza de espécies e abundância de árvores.

Brasília nasceu arborizada (Romero; Silva, 2022) e a “a arborização é parte integrante do cotidiano da cidade” (Cardoso et al., 2010, p. 12). Nesse contexto, o Eixo Rodoviário de

Brasília foi emoldurando ao longo de seus limites leste e oeste por canteiros arborizados, cuja composição florística não foi estudada até a presente data. Trata-se de um corredor verde, orientado no vetor norte-sul (Figura , B), que apresenta potencial para atuar como corredor ecológico (Corrêa et al., 2006). Na concepção urbanística, ele é definido como um conector ambiental pelo Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal - PDOT-DF (Lei Complementar nº 803/2009). Porém, a avaliação do potencial de esse corredor arborizado atuar ecologicamente em benefício da cidade demanda o estudo de sua composição florística.

OBJETIVOS

Conforme mencionado, a concepção e a composição da arborização na área de estudo experimentaram adaptações em diferentes décadas, e a parte sul de Brasília (Asa Sul) foi prioritariamente ocupada antes da parte norte (Asa Norte) (Leitão, 2003). Essa trajetória histórica pode ter legado diferenças florísticas ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília, que ainda não foi estudada. A ausência de estudos prévios evidencia uma lacuna no conhecimento sobre parte do patrimônio verde da cidade tombada, apesar de sua importância histórica, ecológica e urbanística. Em face do exposto, o presente trabalho visou desvendar a composição florística arbórea e de palmeiras ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília e discorrer sobre a sua inserção no conjunto tombado da cidade.

MATERIAIS E MÉTODOS

A escala residencial de Brasília, concretizada por suas superquadras, divide-se em Asa Norte e Asa Sul, e essa escala encontra no Eixo Rodoviário seu principal vetor de organização e distribuição. Essa via cruza sob o Eixo Monumental no local conhecido como marco zero (Figura 1, B), sendo a parte da via ao norte do marco zero conhecida como Eixo Rodoviário Norte (ERN) e a parte ao sul, como Eixo Rodoviário Sul (ERS). O Eixo Rodoviário é ladeado em toda a sua extensão por 64 canteiros com 1,1 ha cada um (Figura 2). Há, dessa forma, 32 canteiros ladeando as margens leste e oeste do ERN e 32 canteiros margeando os limites leste e oeste do ERS. A superfície dos canteiros é coberta por grama Batatais (*Paspalum notatum* Flüggé), árvores, palmeiras e espécies não arbóreas, criando um corredor verde que cruza no sentido norte-sul os 13,8 km ao longo da escala residencial de Brasília (Figura 1 e 2).

A ordem de levantamento florístico dos canteiros vegetados foi sorteada, e as espécies arbóreas e palmeiras com circunferência $\geq 5,0$ cm a 1,3 m de altura da superfície do solo foram

identificadas até que se atingisse a suficiência amostral, aferida por meio de curvas de rarefação geradas no programa PCORd 5 (Magurran, 2004). A suficiência amostral foi verificada após cada levantamento, até que a composição florística tendesse à estabilização. Os indivíduos não identificados no local foram fotografados e partes foram coletadas para posterior consulta a material disponível ou identificação por especialista. Táxons foram atualizados conforme Flora do Brasil (Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2025).

A similaridade florística entre as comunidades de árvores presentes no ERN e no ERS foi calculada por meio do Índice de *Jaccard* (Legendre; Legendre, 2012), de acordo com a Equação 1:

$$J = \frac{a}{(a+b+c)} \text{ (Equação 1)}$$

Em que:

J é o índice de Jaccard.

a é o número de espécies compartilhadas entre as duas comunidades.

b é o número de espécies da comunidade 1.

c é o número de espécies da comunidade 2.

As espécies identificadas foram classificadas para origem (Cerrado, Brasil, Exótica), porte (pequeno, médio, grande), padrão foliar (perene, decídua, semidecídua), síndromes de polinização e de dispersão (Quadro 1). O número de espécies com os respectivos traços funcionais nos ERN e ERS foi tabulado e os dados foram analisados por meio de estatística multivariada. Os dados foram normalizados (Equação 2), padronizados (Equação 3) e submetidos à Análise de Componentes Principais (PCA) (Legendre; Legendre, 2012):

$$Y_i' = \log(Y_i + 1) \quad \text{(Equação 2)}$$

$$Z_i = (Y_i' - \bar{Y}')/s_{y'} \quad \text{(Equação 3)}$$

Em que:

Z_i é o valor padronizado dos resultados dos parâmetros analisados (adimensional).

\bar{Y}' é a média normalizada de cada variável analisada.

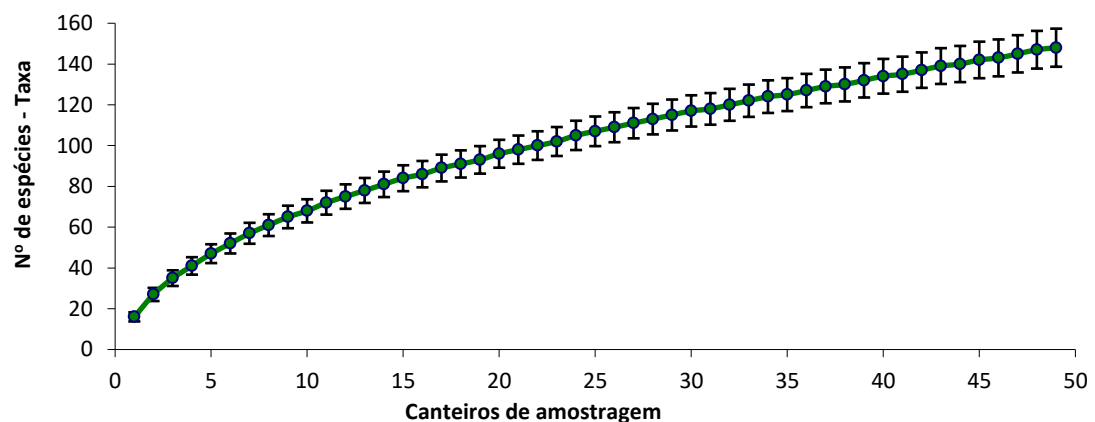
sy' é o desvio padrão das médias normalizadas.

RESULTADOS

A suficiência amostral necessária para se representar a flora arbórea e de palmeiras do Eixo Rodoviário de Brasília demandou o levantamento de 5.201 indivíduos presentes em 49 dos 64 canteiros que ladeiam a via de 13,8 km de extensão (Gráfico 1). Foram levantados 24 canteiros no Eixo Rodoviário Norte (ERN) e 25 canteiros do Eixo Rodoviário Sul (ERS), onde foram identificadas 111 espécies de plantas de 91 gêneros e 34 famílias botânicas (Quadro 1).

Constatou-se a presença de 49 espécies arbóreas e de palmeiras pertencentes à flora do Cerrado, 20 à flora brasileira e 42 espécies exóticas a qualquer bioma brasileiro (Quadro 1). O ERN abrigava 40 espécies de Cerrado e no ERS havia 28 espécies de Cerrado, sendo 19 delas comuns aos dois Eixos. Os números de espécies do Brasil e exóticas à flora brasileira no ERN foram respectivamente 16 e 31, semelhante ao presente no ERS: 14 e 30, respectivamente. Dessa forma, o ERN abrigava 87 espécies e o ERS abrigava 72 espécies de árvores e palmeiras, sendo 48 espécies (43%) de ocorrência comum às partes norte e sul do Eixo Rodoviário e 63 espécies (57%) de ocorrência exclusiva no ERN ou no ERS. Entre as espécies comuns aos dois Eixos, 40% eram do Cerrado, 21% eram nativas do Brasil e 39% eram exóticas à flora brasileira.

Gráfico 1: Curva de rarefação das espécies arbóreas e palmeiras amostradas nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília. Barras indicam desvio padrão da média.



Dentre as 111 espécies identificadas, 39 (35%) ocorriam somente no ERN e 24 (22%) eram exclusivas do ERS (Quadro 1). No ERN, 54% de suas espécies exclusivas eram nativas do Cerrado, 15% eram nativas do Brasil e as demais 31% eram exóticas à flora brasileira. No ERS, 38%, 17% e 45% de suas espécies exclusivas eram, respectivamente, nativas do Cerrado, nativas do Brasil e exóticas à flora brasileira. Foram ainda identificadas nove espécies não cultivadas pelo Departamento de Parques e Jardins (DPJ) da Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil (DPJ/Novacap) no ERN, uma no ERS e quatro espécies comuns aos dois Eixos, totalizando 14 espécies (13%) não cultivadas pelo DPJ/Novacap (Alencar et al., 2012; Machado et al., 1992; Novacap, 2019; Rodrigues; Araújo, 2003). Encontraram-se também sete árvores da família Fabaceae, duas árvores da família Sapindaceae e 52 outros indivíduos que não foi possível identificar para qualquer táxon. Dentre os 52 indivíduos não identificados (< 1%), 32 vegetavam canteiros à margem do ERN e 20 se encontravam em canteiros à margem do ERS. Nos canteiros do ERN e ERS havia ainda alguns espécimes de Mamoeiros (*Carica papaya* L.), Hibiscos (*Hibiscus rosa-sinensis* L.), Yucca (*Yucca gigantea* Lem.) e pingo-de-ouro (*Duranta erecta* L.).

Árvores e palmeiras de porte médio (> 6 m e ≤ 10 m de altura) e porte grande (> 10 m de altura) representaram respectivamente 43% e 38% das espécies encontradas, restando 19% de espécies de pequeno porte (≤ 6 m de altura) nos canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília (Quadro 1). Metade das espécies identificadas era decídua ou semidecídua e a outra metade apresentava padrão foliar permanente. A entomofilia (Is) foi a síndrome de polinização dominante entre as espécies identificadas (85%), seguida da ornitofilia (Av = 9%). A quiropterofilia (Mo), anemofilia (An), zoofilia (Zo) e autogamia (Au) foram outras síndromes de polinização presentes nas árvores e palmeiras (Quadro 1). Similarmente, foram constatadas sete síndromes de dispersão, sendo a anemocoria (An) presente em 41% das espécies, a zoocoria (Zo) presente em 31% e a ornitocoria (Av) presente em 25% das espécies identificadas (Quadro 1). Autocoria (Au), barocoria (Ba), hidrocoria (Hd), quiropterocoria (Mo) foram outras quatro síndromes de dispersão detectadas nas espécies de plantas presentes na área de estudo.

Encontrou-se uma baixa similaridade florística entre as comunidades de árvores e palmeiras implantadas no ERN e no ERS, segundo o valor do Índice de *Jaccard* ($J = 0,23$). A análise multivariada dos traços funcionais das espécies revelou a existência de duas comunidades funcionalmente distintas no Eixo Rodoviário de Brasília (Quadro 1, Gráfico 2). A polinização por zoofilia, dispersão por hidrocoria e autocoria, natividade no bioma Cerrado e semideciduidade foliar foram os traços que mais influenciaram a separação das árvores

<i>Spondias purpurea</i> L.*	Seriguela	N	Ex	Pp	Dc	Is	Av/Zo
Araliaceae <i>Heptapleurum actinophyllum</i> (Endl.) Lowry & G.M.Plunkett.*	Árvore guarda-chuva	N	Ex	P m	Pr	Av/Is	Av
Arecaceae <i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart. #	Macaúba	N	Ce	Pg	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Caryota urens</i> L.	Palmeira- rabo-de- peixe	S	Ex	P m	Pr	An/Zo	Mo/Zo
<i>Cocos nucifera</i> L.*	Coco-da- Bahia	N	Ex	P m	Pr	An/Zo	Hd
<i>Dyopsis lutescens</i> (H.Wendl.) Beentje & J.Dransf. *	Areca-bambu	N/ S	Ex	Pp	Pr	An/Is/Zo	Av/Zo
<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O.F.Cook	Palmeira-real	S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Zo
<i>Syagrus oleraceae</i> Mart. Becc. #	Guariroba	N/ S	Ce	P m	Pr	Is	Zo
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham) Glassman #	Jerivá	N/ S	Ce	P m	Pr	Av/Is	Zo
<i>Washingtonia robusta</i> H.Wendl.*	Palmeira Washingtoni a	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Zo
Bignoniaceae <i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart. Ex DC. #	Ipê-verde	N	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos #	Ipê-amarelo- cascudo	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-roxo- sete-folhas	N/ S	Ce	Pg	Dc	Is	An
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) #	Ipê-roxo	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos #	Ipê-amarelo- do-Cerrado	N	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.	Ipê-amarelo- flor-de- algodão	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Jacaranda mimosaeifolia</i> D. Dom	Jacarandá- mimoso	S	Ex	P m	Dc	Is	An
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Espatódea	N/ S	Ex	P m	Dc	Mo	An
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore #	Ipê-caraíba	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A.DC.	Ipê-rosa	N/ S	Ex	Pg	Dc	Is	An
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith #	Ipê-branco	N/ S	Ce	Pp	Dc	Is	An
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Ipê-de-jardim	N/ S	Ex	Pp	Pr	Is	An
Bixaceae <i>Bixa orellana</i> L.*	Urucum	N	Br	P m	Pr	Is	Av/Ba/ Hd
Chrysobalanaceae <i>Moquilea tomentosa</i> Benth. Fritsch	Oiti	N/ S	Br	Pg	Pr	Is	Av
Clusiaceae <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess	Landim	S	Ce	P m	Pr	Is	Av/Mo/Z o
Combretaceae							

<i>Terminalia catappa</i> L.	Sete-copas	S	Ex	Pg	sDc	Is	Av/ /Mo	Hd
Cupressaceae <i>Cupressus sp.*</i>	Cipreste	N	Ex	P m	Pr	An	An/Hd	
Euphorbiaceae <i>Joannesia princeps</i> Vell. +	Cutieira	N	Ce	Pg	Dc	Is	Zo	
Fabaceae <i>Adenanthera pavonina</i> L.	Tento-Carolina	N/ S	Ex	P m	sDc	Is	Av/Ba	
<i>Albizia lebbek</i> (L.) Benth.	Albízia	S	Ex	P m	Dc	Is	An	
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth) Burkart	Farinha-seca	S	Ce	Pg	sDc	Is	An	
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan #	Angico-branco	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	Ba	
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg #	Angico-vermelho	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	An	
<i>Bauhinia monandra</i> Kurz	Pata-de-vaca	N	Ex	P m	sDc	Av/Mo/I s	Av/Au	
<i>Bauhinia variegata</i> L.	Pata-de-vaca	N/ S	Br	P m	Pr	Av/Mo/I s	Av/Au	
<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.*	Flamboyant-mirim	N	Ex	Pp	Dc	Is	Au	
<i>Cassia grandis</i> L.f.	Cássia-rosa	S	Br	Pg	Pr	Is	Au/Ba	
<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) Gagnon & G.P. Lewis	Sibipiruna	N/ S	Br	Pg	Pr	Is	Au	
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Sombreiro	N/ S	Br	P m	Dc	Is	Au/Zo	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. #	Copaíba	S	Ce	P m	Dc	Is	Av/Mo	
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. + #	Jacarandá-do-Cerrado	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	An	
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Fr. Allem.	Jacarandá-da-Bahia	N/ S	Br	Pg	Dc	Is	An	
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Flamboyant	N/ S	Ex	P m	Dc	Is	Ba	
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth. #	Faveira	N	Ce	Pg	Dc	Is	Zo	
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Mulungu	S	Ce	P m	Dc	Av/Is	Zo	
<i>Hymenaea courbaril</i> L. #	Jatobá-da-mata	N	Ce	P m	Pr	Is/Mo	Hd/Zo	
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá-mirim	N	Ce	P m	Pr	Is	Av/Zo	
<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	N	Ce	Pg	Pr	Is	Av/Zo	
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit*	Leucena	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba	
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>férrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Jucá	S	Br	Pp	Pr	Is	Ba/Zo	
<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L.P.Queiroz	Pau-ferro	N/ S	Br	P m	Pr	Is	Ba/Zo	
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel. #	Jacarandá-do-campo	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	An	
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	Pau-brasil	N	Br	Pg	Pr	Is	Au	
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Cambui	N/ S	Br	Pg	Pr	Is	An/Ba	

<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Pau-jacaré	N	Br	P m	Pr	Is	An/Ba
<i>Plathymentia reticulata</i> Benth. #	Vinhático-do-campo	N	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth. #	Sucupira-branca	N/ S	Ce	Pg	Dc	Is	An
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim-bravo	N/ S	Br	Pg	sD C	Is	An
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Guapuruvu	N/ S	Br	Pg	Pr	Is	An
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville) + #	Barbatimão	S	Ce	Pp	Pr	Is	Zo
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipuana	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	An
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn. #	Esponjinha	N	Ce	Pp	Pr	Is	Au
Lamiaceae <i>Vitex polygama</i> Cham. + #	Tarumã	N	Ce	P m	Dc	Is	Av
<i>Hyptis sp.*</i>		N					
Lauraceae <i>Persea americana</i> Mill.	Abacateiro	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba/Zo
Lecythydaceae <i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-rosa	N	Ce	Pg	sDc	Is	An
<i>Cariniana rubra</i> Gardner ex Miers +	Jequitibá-vermelho	N/ S	Ce	P m	sDc	Is	An
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Sapucaia	N/ S	Br	Pg	Dc	Is	Mo/Zo
Lythraceae <i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne + #	Mirindiba-rosa	S	Ce	Pg	sDc	Mo	An
<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl #	Cegamachado	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	Ba/Zo
Magnoliaceae <i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	Magnólia-amarela	N	Ex	Pp	Pr	Av	Av
Malpighiaceae <i>Malpighia emarginata</i> DC.	Acerola	N/ S	Ex	Pp	Dc	Is	Av
Malvaceae <i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K. Schum.	Barriguda	S	Ce	Pg	Dc	Av/Is/M o	An
<i>Ceiba rubriflora</i> Carv.-Sobr. & L. P.	Paineira-rubi	S	Br	Pg	Dc	Av/Is	An/Av/Zo
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna #	Paineira-rosa	S	Ce	Pg	Dc	Av/Mo	An
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl. #	Paineira-do-Cerrado	N	Ce	P m	Dc	Is	An
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. #	Mutamba	N	Ce	Pg	Pr	Is	Zo
<i>Hibiscus tiliaceus</i> L.	Algodoeiro-da-praia	S	Ex	P m	Pr	Is	Hd
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns #	Embiruçu	N	Ce	Pp	Dc	Mo/Zo	An
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart.) Dugand	Mungubeira	N	Br	P m	Dc	Mo	An
Melastomataceae <i>Pleroma granulorum</i> (Desr.) D. Don	Quaresmeira-rosa	S	Br	P m	sDc	Is	An
Meliaceae <i>Melia azedarach</i> L.	Cinamomo	S	Ex	Pg	Dc	Is	An

<i>Swietenia macrophylla</i> King	Mogno	N	Br	Pg	Dc	Is	An
Moraceae <i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Jaqueira	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Mo
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul*	Mama-cadela	N	Ce	P m	Dc	Is	Av/Zo
<i>Ficus benjamina</i> L.	Figueira-benjamim	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	Av/Mo
<i>Ficus obliqua</i> G. Forst	Figueira-australiana	N	Ex	Pg	Pr	Is	An/Au/Zo
<i>Morus nigra</i> L.	Amoreira	N/ S	Ex	P m	Pr	Is	Av/Zo
Myrtaceae <i>Eucalyptus</i> sp.	Eucalipto	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	An
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitangueira	S	Br	Pp	Pr	Is	Av
<i>Psidium guajava</i> L. leuce	Goiabeira	N/ S	Br	Pp	Dc	Is	Av
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Jamelão	N/ S	Ex	Pg	Pr	Is	Ba/Zo
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Jambo-amarelo	S	Ex	P m	Pr	Is	Ba/Zo
Nyctaginaceae <i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	Bougainville	N	Br	P m	Pr	Is	Av/Is
Oleaceae <i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Alfeneiro	N/ S	Ex	Pp	Dc	Is	Av
Pinaceae <i>Pinus caribaea</i> Morelet	Pinheiro-do-Caribe	S	Ex	Pg	Pr	An/Av	Ba
Piperaceae <i>Piper aduncum</i> L. #	Jaborandi	N	Ce	Pp	Pr	Is	An/Mo/Zo
Polygonaceae <i>Triplaris gardneriana</i> Wedd. #	Pau-formiga	S	Ce	P m	Pr	Is	An
Rhamnaceae <i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Uva-do-Japão	N	Ex	P m	Dc	Is	Av/Zo
Rosaceae <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lind. Sinon	Nespeira	N	Ex	Pp	Pr	Is	Av/Mo
Rubiaceae <i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	N/ S	Ce	P m	Pr	Is	Ba/Zo
Rutaceae <i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck*	Limoeiro	N	Ex	Pp	Pr	Au/Is	Hd
<i>Citrus</i> sp.*		N/ S	Ex	Pp	Pr	Au/Is	Hd
Sapindaceae <i>Sapindus saponaria</i> L. #	Saboneteira	N/ S	Ce	P m	Dc	Is	An
Sapotaceae <i>Micropholis</i> sp.*		S					
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk. #	Abiu	N	Ce	Pg	Dc	Is	Mo/Zo
Vochysiaceae <i>Qualea grandiflora</i> Mart. #	Pau-terra	N	Ce	Pg	Pr	Is	An

*Espécie não cultivada pelo Departamento de Parques e Jardins (DPJ) da Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil (Novacap).

+Espécie endêmica do Cerrado, sem excluir outros biomas brasileiros.

#Espécie nativa de formação savânica de Cerrado.

Eixo: N (Eixo Norte), S (Eixo Sul).

Origem: Br (flora brasileira), Ce (flora do bioma Cerrado), Ex (exótica à flora brasileira).

Porte: \leq a 6 m de altura (porte pequeno - Pp), $>$ 6 m e \leq 10 m de altura (porte médio - Pm), $>$ 10 m de altura (porte grande - Pg).

Padrão foliar: Dc (decíduo), Pr (perene), sDc (semidecíduo).

Polinização: An (anemofilia), Av (ornitofilia), Au (autogamia), Is (entomofilia), Mo (quiropterofilia), Zo (zoofilia).

Dispersão: An (anemocoria), Au (autocoria), Av (ornitocoria), Ba (barocoria), Hd (hidrocoria), Mo (quiropterocoria), Zo (zoocoria).

DISCUSSÃO

As 111 espécies identificadas entre as 5.201 árvores e palmeiras amostradas no Eixo Rodoviário de Brasília representam 44,6% da riqueza presente nas 4.200.000 árvores e palmeiras de 249 espécies cultivadas pelo Departamento de Parques e Jardins da Companhia Urbanizadora da Nova Capital do Brasil (DPJ/Novacap) nos últimos 65 anos (Alencar et al., 2012; Cardoso et al., 2010; Lima, 2009; Lima; Silva Júnior, 2010; Machado et al., 1992; Novacap, 2019). Com base nos 49 canteiros levantados, estima-se que 6.700 árvores emoldurem o Eixo Rodoviário ao longo de seus 13,8 km de extensão. Nesse patrimônio florístico, pôde-se detectar a história multifásica da arborização da cidade, marcada por diferentes concepções e estratégias de plantio desde a década de 1960 (Alencar et al., 2012; Cardoso et al., 2010; Lima; Silva Júnior, 2010). Dentre as cinquenta espécies mais marcantes nas variadas fases de arborização de Brasília (Alencar et al., 2012), Aroeira, Jatobá-da-mata, Macaúba, Mogno e Mungubeira vegetavam exclusivamente o Eixo Rodoviário Norte (ERN) e Albízia, Barbatimão, Farinha-seca, Jacarandá-mimoso, Landim, Paineira-rosa e Quaresmeira-rosa vegetavam exclusivamente o Eixo Rodoviário Sul (ERS). Outras 23 espécies listadas por Alencar et al. (2012) como as mais relevantes na arborização de Brasília vegetavam tanto o ERN quanto o ERS (Quadro 1). Apenas quinze dessas cinquenta espécies não foram encontrados na área de estudo: Araticum, Buriti, Cagaita, Cássia-amarela, Cedro, Chichá, Clúsia-rosa, Fedegoso, Garapa, Graviola, Jambo-vermelho, Pequizeiro, Pombeiro, Sapotizeiro e Tamarindeiro.

As árvores que ladeiam o Eixo Rodoviário de Brasília refletem as quatro concepções de arborização vivenciadas pela cidade (Botelho, 2009; Costa, 2009; Machado, 2009). Essa trajetória é evidenciada pela presença de espécies utilizadas na arborização de Brasília em diferentes épocas e que atualmente somam no Eixo Rodoviário 49 espécies (44%) do bioma Cerrado, 20 espécies de outros biomas brasileiros (18%) e 42 espécies exóticas ao Brasil (38%).

A predominância atual de espécies nativas do Cerrado, especialmente no ERN, indica uma inflexão em favor da vegetação adaptada às condições edafoclimáticas locais (Souza et al., 2023), em consonância com as diretrizes de sustentabilidade urbana contemporânea (Capucho; Neves, 2025; Corrêa; Ramos, 2021). Os dois Eixos compartilham apenas 43% das espécies encontradas (Quadro 1) e, apesar de simétricos no plano urbanístico de Lúcio Costa (Costa, 2009), vivenciaram trajetórias distintas de arborização. A arborização do Eixo Rodoviário, sobretudo o ERN, reflete a passagem de um urbanismo modernista (Costa, 2009) para uma urbanização ecológica e identitária (Andersson, 2006). O trecho estudado demonstra que a arborização de Brasília não é estática, mas fruto de um processo histórico, cultural e ecológico em transformação (Alencar et al., 2012; Capucho; Neves, 2025). A predominância de espécies de árvores de porte médio (43%) e grande (38%) nos canteiros, com proporção equilibrada entre espécies perenes e decíduas, é coerente com o papel atribuído à vegetação arbórea como elemento estruturante da escala bucólica da cidade (Iphan, 2018; Costa, 2009).

Brasília teria sua origem em uma concepção paisagística de projeto de Lucio Costa (Jucá, 2009), o qual acreditava que “urbanizar consiste em levar um pouco da cidade para o campo e trazer um pouco do campo para dentro da cidade” (Botelho, 2009, p.94). A escala bucólica é a que melhor traduz o espírito da concepção urbanística da Nova Capital do Brasil (Botelho, 2009), e os quarteirões residenciais, dispostos ao longo do Eixo Rodoviário e emoldurados por árvores frondosas, transformou-se em um dos elementos mais marcantes de Brasília, a cidade-parque (Machado, 2009). O Plano Piloto de Brasília está localizado em uma área originalmente coberta por vegetação savânica (Figura 1), que foi removida para a urbanização da área e, posteriormente, arborizada com espécies exóticas. Como resultado desse contexto histórico, na escala bucólica das superquadras do Plano Piloto observa-se a predominância de espécies exóticas ao Cerrado sobre as nativas, que geralmente são de formações florestais do Cerrado (Lima; Silva Júnior, 2010). De maneira diferente, nos canteiros ao longo do Eixo Rodoviário há 34 espécies originárias das formações savânicas do Cerrado, correspondendo a 31% do total de espécies presentes e 69% das espécies nativas do bioma Cerrado no local (Quadro 1). Mais uma vez, o ERN apresenta uma identidade arbórea mais atualizada do que o ERS, pois dentre as 34 espécies de formações savânicas, quinze aparecem exclusivamente no ERN, cinco no ERS e quatorze espécies são de ocorrência comum aos dois Eixos (Quadro 1).

Visando mitigar os efeitos negativos da urbanização (Chace; Walsh, 2006), a gestão contemporânea do verde urbano procura incorporar funções ambientais e ecológicas a esses

espaços (Ariluoma et al., 2021; Andersson, 2006; Romero; Silva, 2022). Árvores funcionam como portfólios de serviços ambientais (Hintural et al., 2024; Villéger et al., 2008) e atualmente são reconhecidas 37 funções prestadas por elementos naturais, categorizadas em funções de regulação, suporte, provisão e cultural (Ariluoma et al., 2021; Corrêa; Ramos, 2021; Lisboa et al., 2024). À medida que os espaços verdes urbanos se tornam similares a áreas naturais, por meio do cultivo de espécies vegetais nativas, eles demandam menos manutenção e tendem a dar suporte a uma fauna nativa diversificada (Aronson et al., 2017; Hwang et al., 2025). Nesse cenário, há incremento das relações ecológicas, e a polinização, dispersão de sementes e controle de vetores de doenças pela fauna se intensificam (Corrêa; Ramos, 2021; Estevo et al., 2017; Melo et al., 2022). A conciliação de funções ambientais demanda o conhecimento das características morfológicas, fenológicas, fisiológicas e ecológicas das espécies de árvores selecionadas (Corrêa; Ramos, 2021). Quando essas características são desconsideradas, surgem conflitos entre a espécie e o meio que ela arboriza (Corrêa; Ramos, 2021). A partir da experiência acumulada desde a década de 1960, questões ecológicas, fisiológicas e morfológicas desaconselham o cultivo de Cambuí, Guapuruvu, Ipê-rosa, Mungubeira, Pata-de-vaca, Sibipiruna, Sombreiro e Tento-Carolina nas áreas urbanas do Distrito Federal, apesar da grande quantidade de árvores dessas espécies que remanesce até os dias atuais (Quadro) (Alencar et al., 2012).

Vários atributos da vegetação causam efeitos significativos sobre a biodiversidade e os processos ecológicos (Pena et al., 2017), e as cidades apresentam potencial para atuarem como repositórios de patrimônio natural (Ribeiro, 2014; Silva et al., 2020) ao priorizarem espécies vegetais nativas em sua arborização (Esteves; Corrêa, 2018). Áreas particulares abrigam a maior parte da paisagem urbana nas cidades (Campos-Silva; Piratelli, 2021) e estima-se que existam mais de 70 mil espécies de plantas em jardins particulares, vias públicas, parques, praças e estufas nesses ambientes (Estevo et al., 2017; Primack; Rodrigues, 2002). Cidades-parque são particularmente qualificadas para atuarem como repositórios da biodiversidade nativa (Corrêa; Ramos, 2021). Os canteiros do Eixo Rodoviário de Brasília fazem parte desse repositório, onde estão presentes 49 espécies do Cerrado, das quais seis são endêmicas do Brasil (Quadro). Dentre essas seis espécies, Mirindiba-rosa é endêmica do Cerrado, não ocorrendo naturalmente nos outros biomas brasileiros ou em qualquer outro lugar do planeta (Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2025). Além disso, o Eixo Rodoviário abriga quatro espécies e três gêneros tombados como Patrimônio Ecológico-Urbanístico do Distrito Federal pelo Decreto

Distrital nº 39.469/2018: Aroeira, Copaíba, Embiruçu, Sucupira-branca, *Dalbergia* spp., *Handroanthus* spp. e *Tabebuia* spp. (Quadro).

A integração entre o meio urbano e o natural vislumbrada por Lúcio Costa (Costa, 2009) demanda a conexão entre as partes (Corrêa et al., 2006; Melo et al. 2022), e a presença de corredores arborizados é essencial para manter biodiversidade nas cidades (Beninde et al. 2015). O Eixo Rodoviário de Brasília, por sua configuração linear e densa cobertura arbórea (Figura 5), apresenta potencial para operar como corredor ecológico, a depender de sua composição florística (Corrêa et al., 2006). O Índice de Jaccard mostrou haver uma baixa similaridade ($J = 0,23$) entre os conjuntos de espécies implantados no ERN e no ERS, que corrobora a cronologia de ocupação de Brasília em seus 65 anos de existência (Leitão, 2003). Do ponto de vista funcional, a predominância de espécies entomófilas para síndrome de polinização (86%) e zoocóricas (31%) e ornitocóricas (25%), para síndrome de dispersão, reforça o potencial ecológico instalado ao longo do Eixo Rodoviário (Guimarães et al., 2020; Mason et al., 2013). Os conjuntos de árvores e palmeiras no ERN e no ERS apresentam todos os 22 traços funcionais entre os cinco atributos selecionados (Quadro 1). Mas, há variação entre as proporções desses traços nos dois conjuntos de plantas estudadas, que resulta na formação de duas comunidades funcionalmente distintas (Gráfico 2) (Villéger et al., 2008). A maior parte das espécies arbóreas (57%) não é compartilhada entre os Eixos, o ERN abriga 43% a mais de espécies de Cerrado do que o ERS, e a natividade foi um traço importante para a separação das espécies estudadas em duas comunidades diferentes (Gráfico 2). Espécies nativas de plantas dão suporte a uma fauna nativa mais diversificada e, portanto, espera-se que o ERN seja ecologicamente mais ativo do que o ERS (Aronson et al., 2017; Cecchetto et al., 2014; Hwang et al., 2025).

No patrimônio arborícola do Eixo Rodoviário de Brasília há espécimes com mais de meio século de idade (Alencar et al., 2012), e a substituição sistemática de árvores enfermas e mortas por espécies de formações savânicas do Cerrado é capaz de resgatar a fitofisionomia original, incorporar o paradigma contemporâneo de arborização ao local e, simultaneamente, preservar a escala bucólica no molde concebido por Lúcio Costa (Machado, 2009). Essa medida aproxima a política urbana da política ambiental ao integrar o planejamento paisagístico à salvaguarda do patrimônio natural (Esteves; Corrêa, 2018).

Desde 1991, o Eixo Rodoviário é fechado ao acesso de veículos aos domingos e feriados, quando a população o utiliza como um parque linear de lazer, atividades culturais e esportivas. Isso permite a aproximação entre população e arborização e concilia a função

urbanística da via a uma função pedagógica. O contato com a diversidade nativa desperta o papel educativo, reforçando a percepção do Cerrado como bioma original do Distrito Federal (Romero; Silva, 2022). Essa função pedagógica, aliada ao reconhecimento legal de espécies e gêneros protegidos, contribui para a formação de uma consciência voltada à valorização do patrimônio natural (Corrêa; Ramos, 2021). Nesse contexto, a arborização com espécies nativas de formações savânicas do Cerrado não seria apenas um elemento de embelezamento urbano, mas também um componente de identidade paisagística da capital e de infraestrutura verde multifuncional (Aronson et al., 2014; Campos-Silva; Piratelli, 2021; Mason et al., 2013).

Nos canteiros estudados foram identificadas quatorze espécies de árvores não cultivadas pelo DPJ/Novacap, das quais doze são exóticas à flora brasileira (Quadro 1). A presença de frutíferas entre essas espécies, tais como *Citrus* sp., Coqueiro, Limoeiro, Seriguela, Urucum e até Mamoeiros, indica eventuais intervenções de jardinagem de guerrilha na escala bucólica da cidade (Adams et al., 2014; Millie, 2023). A prática, considerada ilegal e de interesse da criminologia verde, desafia a ordem estética hegemônica (Millie, 2023). Embora frequentemente promovida e percebida como uma atividade construtiva por seus praticantes, a jardinagem de guerrilha pode resultar em impactos adversos onde é praticada (Adams et al., 2014). No Eixo Rodoviário de Brasília, além da intervenção negativa no paisagismo planejado, espécies como Árvore guarda-chuva, Cipreste, *Citrus* sp. e Leucena (Quadro 1) são invasoras no território brasileiro (Instituto Horus, 2024). Elas são capazes de se disseminarem e inibirem o desenvolvimento de outras espécies, comprometendo a biodiversidade (Buisson et al., 2019). Os postos de combustíveis que ocupam parte da área de alguns canteiros adotam um paisagismo próprio, que destoia da paisagem bucólica e compromete o projeto original. Areca-bambu, Hibisco, Pingo-de-ouro e *Yucca* são frequentes no entorno desses estabelecimentos.

A introdução de espécies exóticas para fins ornamentais impacta negativamente as espécies vegetais nativas e seus polinizadores (Silva et al., 2020), e é a principal responsável pelos registros de invasão de plantas em diversos países (Biondi et al., 2008). A espécie com maior número de ocorrências de invasão na região Centro-Oeste é Leucena, seguida de Sombreiro, Espatódea e Sete-copas (Santos et al., 2022), e todas estão presentes no Eixo Rodoviário de Brasília (Quadro 1). Leucena não é cultivada pelo DPJ/Novacap e as demais três espécies são herança dos primórdios da arborização da Nova Capital do Brasil (Alencar et al., 2012; Cardoso et al., 2010; Lima; Silva Júnior, 2010). Sete-copas ocorre exclusivamente no ERS, que também abriga um maior número de árvores de Espatódea. O cultivo de Espatódea, exótica à flora brasileira, tem sido desencorajado pela sua toxicidade para beija-flores e abelhas,

especialmente para as abelhas nativas sem ferrão (Instituto Horus, 2024; Castagnino et al., 2024). Alfeneiro, Amoreira, Cinamomo, *Citrus* spp., Ipê-de-jardim, Jamelão, Mangueira, Palmeira-real, *Pinus* spp. são outras espécies com potencial invasor (Instituto Horus, 2024) presentes na área de estudo. O plantio de árvores por particulares fora do contexto planejado sugere que a gestão da arborização urbana demanda estratégias integradas de monitoramento e manutenção para que o patrimônio tombado não seja descaracterizado.

A implantação de estruturas do Metrô-DF em alguns canteiros do ERS, no início dos anos 1990, foi outra intervenção significativa constatada. As obras demandaram a remoção de árvores e intervenção paisagística, apropriando-se de 12,7% da área estudada no ERS. Essa intervenção reduziu a abundância da comunidade de plantas e pode ter influenciado negativamente a sua riqueza florística, uma vez que o ERS aloja 21% a menos de espécies arbóreas e de palmeiras do que o ERN. O vazio planejado por Lúcio Costa não deve ser entendido como reserva para implantação de equipamentos públicos, porque ele é projetual, estruturante, integrador e tombado (Botelho, 2009; Costa, 2009; Jucá, 2009; Leitão, 2003, Mira et al., 2021, UNESCO, 2002). As estações do Metrô-DF e os postos de gasolina interferem em um dos principais eixos estruturantes do Plano Piloto de Brasília, parte essencial do conjunto urbanístico reconhecido como Patrimônio Cultural da Humanidade. A conciliação entre a evolução urbanística e a preservação do traçado urbanístico modernista apresenta-se como um desafio constante para Brasília, sobretudo para a sua escala bucólica. Nesse sentido, o conceito contemporâneo de cidade esponja (Wong et al., 2016) cria novos desafios, ao propor abrigar soluções baseadas na natureza nas áreas verdes da escala bucólica. Brasília e demais cidades do Distrito Federal sofrem há mais de duas décadas com alagamentos e enxurradas, que são fortes argumentos para mais uma intervenção em suas áreas verdes. As áreas arborizadas de Brasília não são resultados puramente técnicos, mas carregam uma intenção estética e cultural de aproximar a cidade da paisagem campestre (Costa, 2009). Em sua trajetória de desenvolvimento conceitual, a cidade esponja (Wong et al., 2016) precisará se adaptar à antecessora cidade-parque (Gatarić et al., 2019).

CONCLUSÃO

As espécies de árvores e palmeiras encontradas ao longo do Eixo Rodoviário de Brasília representam 44,6% da riqueza de espécies implantada em todo o Distrito Federal em 65 anos de arborização urbana. O conjunto arbóreo cultivado ao longo da via constitui um patrimônio

natural, cultural e urbanístico multifuncional, que transcende a função estética ao integrar memória, identidade e biodiversidade. A coexistência entre espécies nativas do Cerrado, nativas do Brasil e exóticas à flora brasileira retratam a linha histórica conceitual que atuou sobre a arborização da área. Nesse sentido, a comunidade vegetal presente no Eixo Rodoviário Norte (ERN) é florísticamente pouco similar e funcionalmente diversa daquela presente no Eixo Rodoviário Sul (ERS), cujas espécies aderem melhor ao conceito de arborização estético-paisagística dos anos 1960. O ERN, que abriga um conjunto mais rico de espécies nativas do Cerrado, apresenta maior potencial ecológico para atuar como repositório *ex situ* da biodiversidade nativa.

Intervenções não planejadas no projeto original da Nova Capital do Brasil reforçam a importância de se adotarem estratégias de monitoramento e preservação da escala bucólica, um dos elementos mais marcantes de Brasília. Conflito entre desenvolvimento e a preservação do conjunto tombado é tema recorrente e reforça a necessidade de políticas públicas que desenvolvam a cidade sem descaracterizá-la. A extensão, linearidade, densidade arbórea e diversidade funcional arbórea habilitam o Eixo Rodoviário de Brasília como corredor ecológico urbano, reforçando o caráter de cidade-parque ecologicamente funcional. Os canteiros estudados mostram como memória, território e patrimônio natural contemporâneo podem dialogar com o urbanismo modernista, oferecendo subsídios para a conservação de paisagens culturais e a sustentabilidade ambiental urbana.