



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Vivendo em ambientes urbanos: efeito da intensificação urbana sobre as aves
do Distrito Federal**

Eduardo Guimarães Santos
Orientador: Dr. Miguel Ângelo Marini

Brasília/DF

2024



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Vivendo em ambientes urbanos: efeito da intensificação urbana sobre as aves do Distrito Federal

Eduardo Guimarães Santos

Orientador: Dr. Miguel Ângelo Marini

Tese de doutorado apresentada à Comissão Examinadora de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Brasília/DF

2024

“A liberdade não reside na tão sonhada independência em relação às leis da natureza, mas no conhecimento dessas leis e na possibilidade proporcionada por ele de fazer com que elas atuem, conforme um plano, em função de determinados fins”
(Friedrich Engels 1878)

“O extrativismo na relação metabólica com a natureza está cada vez mais intenso. O capital, desimpedido, destrói as duas principais fontes de sua própria riqueza: o trabalhador e o solo”
(David Harvey 2020)

Agradecimentos

Essa jornada em busca de um título de doutor foi realmente desafiadora. O doutorado nos testa a todo momento, com seus contratempos e frustrações. No meio do caminho ainda tive que lidar com a maior pandemia dos últimos 100 anos que matou uma quantidade enorme de pessoas ao redor do mundo (inacreditavelmente mais alta no Brasil devido a projetos políticos nefastos). Apesar disso, essa jornada foi muito gratificante. Escrevi um projeto, consegui fomento, coletei amostras, analisei os dados, interpretei e escrevi. Claro que tudo isso foi realizado com a ajuda de muitas pessoas. É engraçado lembrar as etapas e perceber como eu fui melhorando ao longo do caminho. Apesar de todas as notícias ruins que nos cercam diariamente, desde a ascensão de extremistas fascistas (assumindo posições chave em governos, como o Bolsonaro aqui no Brasil) até as mudanças climáticas globais (porcamente tratada pelos líderes mundiais), pude aproveitar todos os momentos felizes dessa jornada. Posso ver de forma clara que essa construção foi coletiva e envolveu pelo menos uma dúzia de pessoas, e por isso foi gratificante. Seguindo Gramsci com o seu “otimismo da vontade”, eu segui e sigo, apesar de todos os contratempos. Vontade é o que não me falta. Obrigado a todos que me aturaram durante esses mais de quatro anos de pesquisa:

À minha mãe, que sempre apoiou minhas escolhas de estudar. Sem dúvida eu não seria quem sou sem você na minha vida.

À amiga Dra. Helga Correa Wiederhecker e ao amigo Dr. Vinicius Tirelli Pompermaier pelas orientações, discussões e apoio que me motivaram de forma decisiva na execução do projeto. Sem dúvida esse projeto não seria o mesmo sem suas contribuições.

As companheiras de laboratório Sofia Coradini Schirmer, Yara Ballarini e Lauren Rumpel que sempre me gratificaram com seus pensamentos, durante longas discussões regadas a café e conversas divertidíssimas. Afinal, como poderia me inteirar de todos os acontecimentos relevantes do Brasil e do mundo sem essas conversas?

Aos amigos William Sousa de Paula e Renata Nunes que muito me auxiliaram em várias etapas, especialmente durante as minhas coletas de campo. Foi utilizando seus conselhos que eu consegui coletar meus dados de forma efetiva. Sem dúvida o meu doutoramento seria muito mais difícil sem essas primorosas contribuições. Além disso, foram as pessoas que me introduziram no mundo das aves e, dessa forma, nada disso seria possível sem eles.

À professora Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto pela parceria durante o desenvolvimento de parte do projeto. Fui acolhido por seu laboratório que muito me ensinou durante várias discussões produtivas. Não acredito que poderia desenvolver meu capítulo sobre alimentação das aves nos ambientes urbanos sem essas valiosas contribuições.

À professora Dra. Giane Regina Paludo, juntamente com suas alunas Sandy Menezes Honorato, Thais de Oliveira Fernandes e Stephanie Carrolliny Nunes Ferreira, pela parceria durante o estudo da saúde das aves.

A todos os companheiros e companheiras do Instituto de Ciências Biológicas que sempre me premiaram com excelentes conversas e debates (não vou listá-los para não cair no erro de esquecer alguém).

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Ecologia que muito me ensinaram durante esse período. Em especial ao professor Dr. Murilo Sversut Dias que sempre se dispôs a discutir meus resultados, contribuindo de forma direta para essa conquista. De fato, todos meus capítulos tiveram uma influência de seus comentários valiosos.

A todos os voluntários que contribuíram durante o desenvolvimento desse projeto. Em especial, às pessoas que se disponibilizaram a ir comigo capturar as aves nos ambientes urbanos de Brasília (realmente um desafio enorme): Vinicius Tirelli Pompermaier, Sandy Menezes Honorato, Cicera Vanessa Feitosa Morais, Tayná Barboza Ferrari, Pedro Paulo de Queiroz Souza, Juliana Mendes Vieira, Maysa Conceição de Morais Santana, Júlia Vieira Herter, Juliane Lima Fontenele, Filipe Carneiro Reis, Helga Correa Wiederhecker, Paula Damasceno, Carlos Eduardo Nóbrega da Silva, Emanuelle Cristina Benvenuti Rodrigues, Alex Guimarães Santos, Paulo Victor Resende dos Santos, Thais de Oliveira Fernandes, Stephanie Carrolliny Nunes Ferreira, Welligton Coelho, Fauane Cirqueira de Souza, Marcelo Reis, William Sousa de Paula, Renata Nunes, Eloisa do Vale Nogueira, Bianca Andrioli de Moura Guimarães, Yara Ballarini, Gustavo de Almeida Franzoni, Felipe Diego Medeiros de Sousa, e Giovanna Gomes Cordeiro.

Aos parceiros do Instituto Jurumi (www.institutojurumi.org.br) e Fauna em Foco (www.faunaemfoco.com) que cederam espaço para eu escrever e discutir minhas ideias na internet em relação a ciência, ambientes urbanos e as aves.

Aos membros da banca examinadora, Dr. Emerson Monteiro Vieira, Dra. Celine de Melo, Dr. João Carlos de Castro Pena, e Dra. Fernanda Vieira da Costa por terem aceitado o convite.

Não menos importante, agradeço aos fomentos que recebi durante o desenvolvimento da minha tese. Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudo, e a Rufford Foundation pelo fomento ao projeto (36888-1), que possibilitou fazer toda a parte de captura e avaliação das aves em Brasília. Sem esses dois auxílios essa realização não seria possível.

Finalmente, agradeço ao meu orientador professor Dr. Miguel Ângelo Marini pelos ensinamentos e oportunidades durante o decorrer do meu doutorado. Sempre me demonstrando que nada é tão simples como eu imaginava. Suas orientações durante o decorrer do projeto foram essenciais para que a produção dessa tese pudesse se concretizar. Obrigado pela paciência e orientação durante as muitas discussões sobre o direcionamento das minhas atividades (tanto acadêmicas como pessoais).

Muito obrigado!!

Lista de figuras

- Figura 1.** Área de estudo, em Brasília, Brasil. O mapa está subdividido em quatro categorias de urbanização. A intensidade de urbanização é representada pela intensidade das cores, variando de regiões com menor intensidade de urbanização (azul claro) até áreas de maior intensidade de urbanização (azul escuro). Os pontos pretos indicam as 46 áreas de amostragem.26
- Figura 2.** Método de captura com rede de neblina. a) Esquema da rede de neblina, retirado de Roos (2010). b) Rede de neblina colocada uma área urbana do Distrito Federal, durante os pilotos do projeto. c) Bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), capturado com a rede de neblina.27
- Figura 3.** Área de estudo, em Brasília, Brasil. Apresento o mapa do índice de urbanização com os locais amostrados (pontos pretos – 46 áreas amostrais).33
- Figura 4.** Resultados dos modelos ajustados para aves de Brasília, Distrito Federal, Brasil. (a) Relação negativa observada entre riqueza de espécies aves e a intensidade de urbanização, única variável que respondeu à intensidade de urbanização em nosso estudo. (b) Tamanhos dos efeito padronizados com seus intervalos de confiança de 95% (linhas horizontais) baseados em modelos filogenéticos lineares mistos generalizados bayesianos (PGLMMs) explorando o efeito da urbanização nas métricas avaliadas: Riqueza_{Phylogeny} = modelo que avalia a riqueza de espécies, incluindo a matriz filogenética; Riqueza = modelo que avalia a riqueza de espécies, não incluindo a matriz filogenética; NDSI = Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada; H = Entropia acústica; BI = Índice Bioacústico; IEA = Equivalência Acústica; IDA = Índice de Diversidade Acústica; ACI = Índice de Complexidade Acústica. * = valores significativos.34
- Figura 5.** Área de estudo, localizada em Brasília, capital do Brasil. O mapa indica a intensidade urbana para nossa região, com a intensidade da cor azul indicando áreas com maior intensidade urbana. Os pontos pretos representam os 115 locais de amostragem. Os locais de trabalho de campo abrangeram espaços com baixa densidade populacional para locais densamente povoados e com elevada circulação de pedestres. Em destaque estão imagens de satélite, mostrando a distinção das áreas amostradas ao longo da paisagem urbana. As linhas azuis nas imagens indicam o local que foi coloca as redes de neblina.40
- Figura 6.** Adaptações metodológicas realizadas em meu projeto de captura de aves nas áreas urbanas de Brasília, Brasil. As imagens representam as três etapas e procedimentos comumente realizados durante projetos padrão de redes de neblina para aves e os ajustes necessários para eles em um contexto urbano.42
- Figura 7.** Exemplo de uma área urbana amostrada (15°48'53.83" S, 48° 03'30.90" W) durante o desenvolvimento do projeto. (a) Imagem de satélite mostrando a área de estudo. A linha vermelha indica o local escolhido para instalação da rede; (b) Redes de neblina instaladas junto a uma via de pedestre. As setas indicam a localização da placa de informação aos pedestres e a base do guarda-sol (sombreiro) utilizada para fixação dos postes da rede; (c) Detalhe da placa informativa sobre a pesquisa em andamento, indicando o perfil nas redes sociais ([instagram.com/avesdajanela](https://www.instagram.com/avesdajanela)). Esta placa traz informações gerais sobre o projeto e indica claramente que o projeto está autorizado pelas autoridades ambientais; (d) Base de pesquisa, instalada próxima às redes de neblina; (e) Uma interação positiva com um residente local. Na ocasião, as interações dos pesquisadores com a população permitiram explicar detalhadamente a metodologia de amostragem e os objetivos do projeto de pesquisa.44
- Figura 8.** Área de estudo, em Brasília, Brasil. O mapa está subdividido em quatro níveis de urbanização, determinados com base no índice de urbanização gerado para a minha área de estudo (Santos et al. 2023b). A intensidade de urbanização é representada pela intensidade das cores, indo de regiões com menor intensidade de urbanização (azul claro) até áreas de maior intensidade de urbanização (azul escuro). Os pontos pretos indicam as 46 locais de amostragem. À direita é apresentado fotos do Google Earth dos dois extremos de urbanização da minha amostragem, com uma área menos urbanizada (a) e uma área mais urbanizada (b).54
- Figura 9.** Resultados das rarefações de aves realizadas em função da intensidade urbana nas três dimensões de diversidade: diversidade taxonômica (TD), diversidade filogenética (PD) e diversidade funcional (FD). As rarefações foram baseadas no número de amostras (linhas sólidas) e sua extrapolação realizadas até o dobro do tamanho amostral (linhas pontilhadas). Os intervalos de confiança de 95% (áreas sombreadas) foram obtidos por bootstrap baseado em 100 replicações. A intensidade de urbanização é representada pela intensidade das cores, indo de regiões com menor intensidade de urbanização (azul claro) até áreas de maior intensidade de urbanização (Azul escuro). Da esquerda para

direita, o eixo y representa: diversidade de espécies (riqueza) (TD), diversidade filogenética (PD), e diversidade funcional (FD). O eixo x representa o número de locais amostrados.....58

Figura 10. Semelhanças da comunidade de aves usando uma ordenação NMDS de locais amostrados em Brasília, Brasil. A intensidade de urbanização é representada pela intensidade das cores, indo de regiões com menor intensidade de urbanização (azul claro) até áreas de maior intensidade de urbanização (azul escuro). Cada ponto corresponde a um local de amostragem de aves, feita com uso de gravações de áudios realizadas por voluntários entre os anos de 2020 e 2023. As setas representam os scores e a direção da contribuição para a ordenação das 10 espécies indicadas na análise de espécies indicadoras (IndVal), para a faixa de urbanização com menor intensidade. As abreviações representam os nomes das 10 espécies: Col_squ = Columbina squammata, Pat_pic = Patagioenas picazuro, Ara_ara = Ara ararauna, Ara_leu = Aratinga leucophthalma, Her_atr = Herpsilochmus atricapillus, Zon_cap = Zonotrichia capensis, Gno_cho = Gnorimopsar chopi, Thr_say = Thraupis sayaca, Tan_cay = Tangara cayana, Eup_chl = Euphonia chlorotica.59

Figura 11. Resultados da análise de Fourth Corner para os dados de aves amostrados em Brasília, Brasil. Apresentamos os resultados da modelagem do Fourth Corner, com os coeficientes padronizados para todos os termos de interação ambiente-atributos, através do ajuste de um modelo linear generalizado (GLM). Os quadrados com cores mais escuras mostram associações mais fortes do que os de cores mais claras (associações positivas são vermelhas e as associações negativas são azuis). O sinal (*) representa valores indicados como significativos no teste de hipótese do Fourth Corner (Legendre et al. 1997), com limite de corte de $p < 0.05$, com 9999 randomizações.60

Figura 12. Ilustração de um bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*) mostrando medidas lineares de morfologia utilizadas nesta pesquisa, para avaliar se a intensificação urbana promove mudanças ecomorfológicas nas aves: (1) comprimento do bico (Culmen); (2) Narina-ponta; (3) largura do bico (narina); (4) largura do bico (base); (5) altura do bico; (6) comprimento do tarso; (7) largura do tarso; (8) comprimento do corpo; (9) comprimento da cauda; (10) comprimento da asa; e (11) comprimento da asa (penas secundárias). Adaptado de Santos et al. (2023b).70

Figura 13. Resultado da análise Random Forest utilizada para identificar as modificações morfológicas na assembleia de aves devido à intensidade da urbanização. O incMSE indica o aumento percentual que a variável traz para a previsibilidade do modelo gerado (árvores), indicando assim uma maior mudança devido à intensidade da urbanização. São mostrados os valores de cada árvore gerada (pontos cinza, 1000 árvores) e a contribuição média de cada variável (ponto azul). A característica morfométrica do ‘comprimento do bico (culmen)’ (ponto vermelho) foi a variável indicada com maior acréscimo à previsibilidade do modelo.73

Figura 14. Resultado da análise Random Forest utilizada para filtrar as variáveis morfométricas das quatro espécies de aves que apresentaram variação morfológica devido à intensidade de urbanização. O incMSE indica o percentual de aumento que a variável traz para a previsibilidade do modelo gerado (árvores), indicando assim uma maior mudança devido à intensidade da urbanização. São mostrados os valores de cada árvore gerada (pontos cinza, 1000 árvores) e a contribuição média de cada variável (ponto azul). Os pontos vermelhos indicam as variáveis relevantes na previsão da intensidade da urbanização. Para todas as quatro espécies avaliadas, ‘comprimento do bico (culmen)’ é indicado como uma variável relevante. As demais variáveis relevantes mudaram dependendo da espécie avaliada, mostrando que agiram de forma diferente dependendo da espécie avaliada.74

Figura 15. Regressões lineares geradas com as variáveis morfológicas que apresentaram variação ao longo do gradiente de urbanização (indicado na Random Forest), para avaliar se a intensificação urbana promove mudanças ecomorfológicas nas aves. (a) Apresento as regressões com a variável ‘comprimento do bico (culmen)’, que foi a variável indicada como significativa para todas as quatro espécies que apresentaram variação ao longo do gradiente de urbanização. (b) Apresento as regressões das demais variáveis morfométricas indicadas como relevantes no modelo, sendo a variável morfométrica distinta em cada uma das quatro espécies avaliadas.75

Figura 16. Representação gráfica das hipóteses formuladas para avaliar o impacto da intensificação urbana no espaço isotópico das aves de Brasília, Distrito Federal. Também são apresentadas as suposições que levaram à formulação da hipótese.84

Figura 17. Procedimento de coleta de penas das aves capturadas. Nas imagens está um joão-de-barro (*Furnarius rufus*) capturado durante os pilotos do projeto, nas áreas urbanas de Brasília. Fotos: Helga Correa Wiederhecker.85

Figura 18. Registro fotográfico das 10 espécies utilizadas nas minhas análises em Brasília, Distrito Federal. a) canário-da-terra - *Sicalis flaveola*; b) rolinha-roxa - *Columbina talpacoti*; c) joão-de-barro - *Furnarius rufus*; d) sabiá-poca - *Turdus amaurochalinus*; e) sabiá-laranjeira - *Turdus rufiventris*; f) sabiá-barranco - *Turdus leucomelas*; g) beija-flor-

tesoura - *Eupetomena macroura*; h) cambacica - *Coereba flaveola*; i) sabiá-do-campo - *Mimus saturninus*; j) bem-te-vi - *Pitangus sulphuratus*. As guildas alimentares foram classificadas de acordo com Pígot et al. (2020) e Sick (1988). ...86

Figura 19. Métricas isotópicas avaliando a riqueza e largura do espaço isotópico de aves amostradas ao longo de categorias de intensidade de urbanização de Brasília, Distrito Federal. a) Riqueza isotópica - IRic calculada a partir da área total dos polígonos com valores escalonados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. São apresentados apenas os valores IRic das categorias de intensificação urbana Baixa e Muito Alta. b) Áreas de elipse padrão (SEA - 95% dos dados). São apresentados apenas os valores da SEA das categorias de intensificação urbana Baixa e Muito Alta e a sobreposição entre elas (para acessar todos os valores por categoria, ver **Apêndice 13**). As cores indicam a intensidade de urbanização, com cores mais intensas representando áreas de maior intensidade de urbanização. A seta vermelha indica a mudança do centroide entre as duas categorias mais extremas. c) Áreas de elipse padrão estimadas por inferência bayesiana para as quatro categorias de intensificação urbana. Os pontos pretos representam a moda e as caixas sombreadas representam os intervalos de credibilidade de 50%, 75% e 95%, do cinza escuro ao cinza claro.89

Figura 20. Largura do nicho isotópico das dez espécies avaliadas ao longo do gradiente de intensificação urbana em Brasília, Distrito Federal. Apresento as elipses padrão corrigidas para amostras pequenas (SEAc - 40% dos dados) e seus valores para as categorias de intensificação urbana Baixa e Muito Alta. Também são apresentados os valores de sobreposição entre as elipses das categorias Baixa e Muito Alta. As setas vermelhas indicam o deslocamento do centroide entre as elipses das categorias Baixa e Muito Alta. As barras coloridas indicam as faixas $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de cada categoria de intensificação urbana. As áreas de elipse padrão estimadas por inferência bayesiana também são mostradas para as quatro categorias de intensificação urbana. Os pontos pretos representam a moda e as caixas sombreadas representam os intervalos de credibilidade de 50%, 75% e 95%, do cinza escuro ao cinza claro.92

Figura 21. Área de estudo, em Brasília, Brasil. Os pontos pretos representam os 128 locais amostrados em nosso estudo em 2021 e 2022 (agrupando o período piloto e o período amostral). As cores indicam a intensidade de urbanização, com cores mais intensas representando áreas de maior intensidade de urbanização. As fotos do Google Earth ilustram áreas com diferentes valores de urbanização, variando desde regiões com baixa intensidade urbana (acima) até regiões com alta intensidade urbana (abaixo). 102

Figura 22. Exemplos de lesões cutâneas nas pernas registradas em meu estudo: a) João-de-barro (*Furnarius rufus*); b) Sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*); c) Sabiá-laranjeira (*Turdus rufiventris*). As setas vermelhas indicam a localização das lesões. 103

Figura 23. Modelo filogenético linear misto generalizado (PGLMM) ajustado. Apresento as distribuições marginais posteriores completas e aproximadas dos efeitos fixos dos modelos gerados para aves capturadas em áreas urbanas de Brasília, Brasil. Apresento as análises realizadas com 25 espécies com pelo menos uma ave capturada por categoria de intensidade de urbanização. As cores indicam a intensidade de urbanização, com cores mais intensas representando áreas de maior intensidade de urbanização. 105

Figura 24. Coleta e análise de sangue das aves nas áreas urbanas de Brasília. a) e b) coleta de sangue de um sanhaço-cinzento (*Thraupis sayaca*); c) coleta de sangue de um bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*); d) coleta de sangue de um sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*); e) esfregaços sanguíneos secando após serem corados; f) zoom de um esfregaço sanguíneo. 115

Figura 25. Resultados do meu Modelo Linear Misto Filogenético (PLMM), ajustado para 10 espécies de aves urbanas em Brasília, Distrito Federal, Brasil. a) relação positiva significativa entre a razão H/L (normalizada) e intensidade urbana. b) relação negativa significativa entre a razão H/L (normalizada) e o índice de massa escalonada. c) relação não significativa entre a condição corporal e a intensidade urbana. 117

Figura 26. Exemplo de animais que de alguma forma conseguem lidar com as pressões impostas pela expansão urbana, sendo comumente avistados em áreas consideradas urbanas. a) borboleta-pavão-branco (*Anartia jatrophae*), espécie comumente observada em jardins dentro das cidades (local da foto: Asa Norte, Brasília); b) mico-estrela (*Callithrix penicillata*), espécie comum em ambientes urbanos, muito apreciada por moradores que fornecem comida aos animais (local da foto: Asa Norte, Brasília); c) sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*), espécie comum em ambientes urbanos onde é avistada se alimentando de restos humanos de lixo e, durante a época reprodutiva, existem relatos de ataque a pessoas que passam próximo a seu ninho (local da foto: Asa Norte, Brasília); d) rã-cachorro (*Physalaemus cuvieri*), espécie comum em ambientes alterados próximos a cursos d'água (local da foto: Paracatu, Minas Gerais); e) coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*), espécie associada a gramados em áreas urbanas, havendo registro de expansão para

dentro da Amazônia devido ao crescimento das cidades (local da foto: Lago Sul, Brasília); f) calango (*Tropidurus torquatus*), espécie que vive em caixas de esgoto e dutos de escoamento de água nas cidades (local da foto: Taguatinga, Distrito Federal); g) aranha-saltadora-cinza-de-parede (*Menemerus bivittatus*), espécie comumente avistada em paredes de construções nas cidades (local da foto: Guará, Distrito Federal); h) capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), espécie que vive em grandes bandos e que têm gerado grandes discussões no Brasil, tendo em vista o medo do contato com o animal que pode chegar a 60 kg (local da foto: Lago Paranoá, Brasília); i) joão-de-barro (*Furnarius rufus*), espécie abundante nos ambientes urbanos, muito conhecida devido a construção de seus ninhos feitos de barro em forma de forno (local da foto: Asa Norte, Brasília). A foto “a” foi tirada por Sofia Coradini Schirmer; a foto “g” foi tirada por Vinicius Tirelli Pompermaier; a foto “d” foi tirada por Wellington de Araújo Coelho; a foto “h” foi tirada por Helga Correa Wiederhecker; as demais fotos foram tiradas por Eduardo Guimarães Santos..... 123

Figura 27. Padrão global de redução da biodiversidade devido as mudanças ambientais promovidas pela construção das cidades. a) Modelo teórico sugerido para entender o padrão de mudança promovido pela construção das cidades. Nesse modelo, esperaríamos uma redução do número de espécies quanto mais intensificamos a urbanização, indo desde regiões rurais (onde encontramos um número maior de espécie e pouca intensificação urbana), passando por regiões suburbanas (ambientes intermediários de intensificação urbana), até regiões urbanas, com número reduzido de espécies (adaptado de McKinney 2002). b) Exemplo de redução do número de espécies de aves observado no Distrito Federal, Brasil, em estudo realizado entre os anos de 2020 e 2023 (adaptado de Santos et al. 2024). Os pontos representam cada local de contagem das aves, que foi realizado através de gravações de sons feitas com ajuda da população local. O eixo x representa a intensidade do impacto urbano, sendo menor em áreas de azul claro e maior em áreas azul escuro. A seta indica a tendência de redução de espécies de aves observada nas áreas com maior intensidade urbana, confirmando os modelos teóricos propostos. 124

Figura 28. Modelo teórico relacionado a tolerância de animais aos ambientes urbanos (adaptado de McKinney 2002 e Zhong et al. 2024). Apresento a definição comumente empregada aos animais de acordo com sua tolerância aos ambientes urbanos: evitadoras urbanas (espécies que são excluídas dos ambientes urbanos), adaptadoras urbanas (espécies que utilizam o ambiente urbano, mas não se beneficiam dele) e exploradas urbanas (espécies que se beneficiam dos ambientes urbanos). 125

Figura 29. Exemplo de animais que se beneficiam dos ambientes urbanos (exploradora urbana), expandindo sua distribuição para muitas regiões do mundo. a) mosca-de-banheiro (*Clogmia albipunctata*), espécie observado em locais húmidos e ricos em matéria orgânica. Nas áreas urbanas são comumente observadas em banheiros (local da foto: Asa Norte, Brasília); b) barata-de-esgoto (*Periplaneta americana*), espécie conhecida como uma praga urbana, sendo comumente observada em caixas de esgoto e bueiros de escoamento de água (local da foto: Asa Norte, Brasília); c) formiga-argentina (*Linepithema humile*), espécie listada como uma das 100 piores espécies invasoras do mundo, comumente infestando casas (local da foto: Asa Norte, Brasília); d) lagartixa-de-parede (*Hemidactylus mabouia*), espécie comumente observada dentro de casas, apreciada pelos moradores por predação de outras pragas (local da foto: Lago Sul, Distrito Federal); e) ratazana (*Rattus norvegicus*), espécie que dominou o mundo seguindo o desenvolvimento das cidades, sendo considerada uma praga urbana (local da foto: Lago Sul, Distrito Federal); f) pardal (*Passer domesticus*), espécie comum em quase todas as regiões do mundo, principalmente dentro dos centros urbanos (local da foto: Taguatinga, Distrito Federal). g) pombo-doméstico (*Columba livia*), espécie domesticada pelos humanos para servir de fonte de alimento (entre 5 mil e 10 mil anos atrás), que se proliferou para quase todas as regiões do mundo, sendo hoje associada a doenças nas áreas urbanas (local da foto: Ceilândia, Distrito Federal); h) camundongo (*Mus musculus*), espécie que dominou o mundo seguindo o desenvolvimento das cidades, sendo considerada uma praga urbana (local da foto: Zoológico de Brasília, Brasília). As fotos “a”, “f”, “g” e “h” foram tiradas por Eduardo Guimarães Santos; A foto “b” foi tirada por Pedro Paulo de Queiroz Souza; as fotos “d” e “e” foram tiradas por Helga Correa Wiederhecker; a foto “c” foi tirada por Vinicius Tirelli Pompermaier..... 126

Figura 30. Exemplo de mudanças relevantes promovidas pela intensificação urbana em indivíduos de sabiá-do-campo, capturados no Distrito Federal. a) Relação do comprimento do bico com a intensidade do impacto urbano. A seta indica a relação significativa de redução do comprimento do bico em áreas de maior intensificação urbana (adaptado de Santos et al. 2023b); b) Valores químicos extraídos das penas dos animais capturados. Apresento os valores da relação entre os isotópicos (formas) de Carbono e Nitrogênio (comumente utilizados para informar sobre a alimentação), de áreas mais naturais comparadas a áreas muito urbanas. É possível observar uma mudança relevante nos valores de Nitrogênio (seta azul), indicando que os animais estão mudando sua alimentação em decorrência da

urbanização. c) Percentual de lesões cutâneas nas patas das aves de acordo com a intensidade de urbanização, categorizadas em três níveis de intensidade urbana (Baixa, Média e Alta). A seta indica a tendência de aumento das lesões nas áreas de maior intensidade de impacto urbano. A foto das patas com lesões cutâneas do sabiá-do-campo foi tirada por Eduardo Guimarães Santos durante a captura dos animais nas áreas urbanas de Brasília. 129

Figura 31. Projeto de ciência cidadã intitulado “Aves da Janela”, desenvolvido para coleta de informações de aves nas áreas urbanas de Brasília. Os dados coletados com esse projeto possibilitaram fazer a investigação sobre a mudança das comunidades de aves (**Capítulos 1 e 3**) em Brasília. Apresento a página inicial no Instagram, que foi a rede social que utilizei para fazer a maior parte da divulgação e comunicação com a população. 202

Figura 32. Detalhamento do Projeto de ciência cidadã intitulado “Aves da Janela”, desenvolvido para coleta de informações de aves nas áreas urbanas de Brasília. Forneço o gráfico contendo as informações referente ao número cumulativo de colaboradores no decorrer do projeto, por data e ano. “DF fecha tudo”: isolamento iniciado em 13 de março de 2020. Criação do projeto “Aves da Janela”: Início do projeto e das gravações em 25 de abril de 2020. 203

Figura 33. Protocolo feito para os colaboradores (cientistas cidadãos) interessados em contribuir com a coleta de áudios em Brasília, Distrito Federal. Esse protocolo foi criado e adaptado ao longo do projeto, com auxílio de muitos voluntários. Eu apresento o produto organizado, que foi útil durante a realização do projeto. 206

Lista de tabelas

Tabela 1. Tipos e descrição das interações interpessoais registradas durante a amostragem em Brasília, Brasil.	42
Tabela 2. Características utilizadas em minhas análises em relação aos filtros ambientais impostos pelo processo de urbanização. Apresento cada característica utilizadas nas análises, o proxy correspondente, o tipo de dado associado e a minha hipótese referente à avaliação dos atributos nas análises.	55
Tabela 3. Todas as espécies de aves capturadas incluídas em minhas análises. Apresento a lista ordenada de acordo com o número de indivíduos capturados e as definições de nível trófico e nicho trófico, segundo Pigot et al. (2020a) e Tobias et al. (2022).	71
Tabela 4. Número de indivíduos por espécie amostrados em cada classe de intensidade de urbanização em Brasília, Distrito Federal. É apresentado o número total de indivíduos amostrados por espécie e o número geral. As cores mais fortes indicam maior intensidade de urbanização.	86
Tabela 5. Métricas isotópicas que avaliam as diferenças percentuais de riqueza (Riqueza Isotópica - IRic) e largura do espaço de nicho isotópico (Áreas de elipse padrão - SEA) da assembleia de aves e espécies entre as categorias de intensificação urbana Baixa e Muito Alta. Métricas de sobreposição baseadas em IRic (similaridade isotópica - ISim) e aninhamento isotópico - INes), sobreposições calculadas a partir de SEA e mudanças de centróide entre categorias Baixa e Muito Alta também são apresentadas.	90
Tabela 6. Resultados do Modelo Filogenético Generalizado Linear Misto (PGLMM) ajustado. Explorei a associação entre a intensidade da urbanização (preditor) e a frequência de lesões cutâneas nas patas das aves (variável resposta). Apresento as duas abordagens: bayesiana e frequentista. Relato o número de espécies incluídas (Espécies), o número de indivíduos (n) e as categorias de intensificação urbana (Urb). Para modelos Bayesianos, também relato o efeito padronizado (Valor) e seus intervalos de credibilidade (CI) de 95%. Para modelos frequentistas, relato os coeficientes de regressão (valor), o erro padrão (SE), pontuações z e valor de P (P).	105
Tabela 7. Espécies capturadas durante minhas campanhas de amostragem de aves em Brasília, Distrito Federal, Brasil. Apresento o número de indivíduos capturados em cada categoria de urbanização e os valores totais. Apresento a prevalência de lesões cutâneas nas patas para cada espécie (o número de animais com lesões cutâneas nas patas é mostrado entre parênteses). Taxonomia baseada em Jetz et al. (2012).	106

Sumário

AGRADECIMENTOS.....	IV
LISTA DE FIGURAS.....	VII
LISTA DE TABELAS.....	XII
SUMÁRIO.....	XIII
RESUMO GERAL.....	17
RESUMO GRÁFICO GERAL.....	18
INTRODUÇÃO GERAL.....	18
OBJETIVO GERAL.....	21
ESTRUTURA DA TESE.....	22
ÁREA DE ESTUDO.....	23
AMOSTRAGEM DA COMUNIDADE DE AVES.....	24
CAPTURAS DAS AVES.....	27
CAPÍTULO 1 – OS ÍNDICES ACÚSTICOS SÃO ÚTEIS PARA MONITORAR A BIODIVERSIDADE URBANA?.....	28
RESUMO.....	28
RESUMO GRÁFICO.....	29
INTRODUÇÃO.....	29
MÉTODOS.....	31
<i>Extração e processamento de dados.....</i>	<i>31</i>
<i>Análise estatística.....</i>	<i>33</i>
RESULTADOS.....	34
DISCUSSÃO.....	35
CAPÍTULO 2 – ESTÁ NA HORA DE ABRIR NOSSAS REDES DE NEBLINA SOBRE O CONCRETO: EXPERIÊNCIA DE AMOSTRAGEM DENTRO DE UMA GRANDE CIDADE.....	37
RESUMO.....	37
RESUMO GRÁFICO.....	38
INTRODUÇÃO.....	38
MÉTODOS.....	39
<i>Captura das aves com redes de neblina.....</i>	<i>39</i>
<i>Adaptação do método de captura de aves com rede de neblina ao ambiente urbano.....</i>	<i>41</i>
RESULTADOS.....	45

DISCUSSÃO.....	45
<i>O uso de amostragem não aleatória</i>	46
<i>Adaptações à colocação das redes de neblina</i>	46
<i>Como lidei com as redes de neblina e as interações interpessoais</i>	46
<i>Considerações finais</i>	47
CAPÍTULO 3 – A URBANIZAÇÃO REDUZ A DIVERSIDADE, SIMPLIFICA A COMUNIDADE E FILTRA ESPÉCIES DE AVES COM BASE EM SEUS ATRIBUTOS FUNCIONAIS EM UMA CIDADE TROPICAL	48
RESUMO	48
RESUMO GRÁFICO.....	49
INTRODUÇÃO	49
MÉTODOS	52
<i>Coleta de dados</i>	52
<i>Atributos funcionais</i>	54
<i>Análises estatísticas</i>	56
RESULTADOS.....	58
DISCUSSÃO.....	60
CAPÍTULO 4 – MUDANÇAS NA MORFOLOGIA DE AVES INDUZIDAS PELA URBANIZAÇÃO EM UMA CIDADE TROPICAL	65
RESUMO	65
RESUMO GRÁFICO.....	66
INTRODUÇÃO	66
MÉTODOS	69
<i>Coleta de dados morfométricos</i>	69
<i>Análises estatísticas</i>	72
RESULTADOS.....	72
DISCUSSÃO.....	75
<i>Mudanças ecomorfológicas na assembleia de aves</i>	76
<i>Mudanças ecomorfológicas nas populações de aves</i>	77
<i>Conclusão</i>	79
CAPÍTULO 5 – SIMPLIFICAÇÃO DO ESPAÇO ISOTÓPICO DE AVES INDUZIDA PELA URBANIZAÇÃO EM UMA GRANDE CIDADE NEOTROPICAL	80
RESUMO	80
RESUMO GRÁFICO.....	81
INTRODUÇÃO	81

MÉTODOS.....	84
<i>Coleta de penas das aves</i>	84
<i>Análise isotópica</i>	86
<i>Análises estatísticas</i>	87
RESULTADOS.....	88
DISCUSSÃO.....	93
<i>Impacto da intensificação urbana refletido ao nível da assembleia</i>	93
<i>Impacto da intensificação urbana nas guildas alimentares</i>	95
<i>Conclusão</i>	97
CAPÍTULO 6 – ASSOCIAÇÃO ENTRE LESÕES CUTÂNEAS EM PATAS DE AVES E URBANIZAÇÃO EM UMA CIDADE NEOTROPICAL SAVÂNICA	99
RESUMO	99
RESUMO GRÁFICO.....	100
INTRODUÇÃO.....	100
MÉTODOS.....	102
<i>Análises estatísticas</i>	103
RESULTADOS.....	104
DISCUSSÃO.....	106
CAPÍTULO 7 – O ESTRESSE CRÔNICO NAS AVES AUMENTA COM A URBANIZAÇÃO EM UMA GRANDE CIDADE TROPICAL	110
RESUMO	110
RESUMO GRÁFICO.....	111
INTRODUÇÃO.....	111
MÉTODOS.....	113
<i>Área de estudo e índice de urbanização</i>	113
<i>Captura das aves e coleta de sangue</i>	114
<i>Análises estatísticas</i>	115
RESULTADOS.....	116
DISCUSSÃO.....	117
CAPÍTULO 8 – AMBIENTES URBANOS AFETAM OS ANIMAIS.....	121
ABERTURA.....	121
TEXTO	121
<i>Urbanização do mundo e o impacto para os animais</i>	122
<i>Alterações dos animais que vivem nas cidades</i>	126
CONCLUSÃO GERAL	130

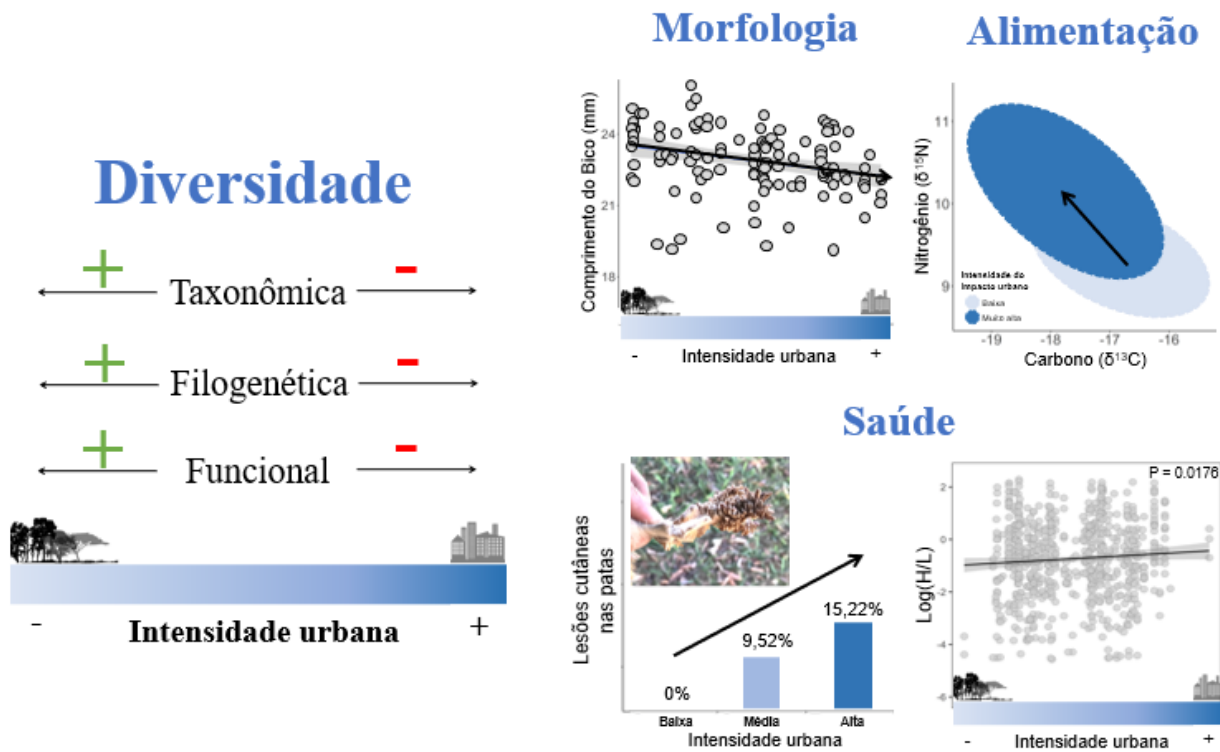
REFERÊNCIAS	132
APÊNDICES	166

Resumo Geral

Paisagens urbanas são cada vez mais dominantes ao redor do mundo criando uma nova interface para a fauna silvestre. Apesar de ter sido ignorado por muito tempo pelos ecólogos, o entendimento dos processos em áreas urbanas recebe crescente atenção para a construção de um arcabouço atual de desenvolvimento sustentável e conservação da biodiversidade. Assim, é preciso explorar de forma detalhada como as diferentes características de áreas urbanas filtram espécies e selecionam características da fauna silvestre. Neste sentido, esta tese se propôs, utilizando espécies de aves silvestres no Distrito Federal (DF) como um modelo, a estudar a relação da expansão e intensificação urbana. O objetivo geral foi investigar as assembleias de aves urbanas e sua relação com o processo de urbanização. Pretendo entender como a urbanização afeta os indivíduos que nela persistem, avaliando sua morfologia, saúde e o uso dos recursos alimentares. Também discorro sobre adaptações metodológicas realizadas em decorrência das dificuldades da amostragem de aves nos ambientes urbanos. A tese está estruturada em oito capítulos interligados pelo tipo de ambiente explorado durante o estudo: ambientes urbanos. Esses capítulos utilizam diferentes abordagens e tem distintos objetivos. Apesar disso, todo o direcionamento do trabalho está focado nos impactos que a urbanização provoca na fauna em seus diferentes aspectos (em nível de comunidade ou de população) e os determinantes ambientais relevantes para os animais que nela vivem. Além disso, em alguns capítulos abordo questões metodológicas, tendo em vista as dificuldades de amostragem de aves nos ambientes urbanos. Por último, apresento um capítulo compilando o conhecimento atual sobre os ambientes urbanos em forma de um texto de divulgação científica para a população, que incorpora meus achados nos ambientes urbanos de Brasília. Meus resultados mostram que as áreas urbanas impactam de forma direta as aves, tanto em nível de comunidade como em nível das populações. Em nível de comunidades, observei clara redução da diversidade (taxonômica, filogenética e funcional) e mudança da estrutura da comunidade em área com maior intensidade urbana. Em nível de populações, observei um aumento da proliferação de doenças (lesões nas patas), aumento do estresse crônico (razão H/L), e mudanças morfológicas e alimentares. Esses achados confirmam minha hipótese inicial de que as áreas urbanas promovem pressões significativas sobre as espécies, afetando os animais que nela persistem. Meus achados são relevantes pois o entendimento de como as espécies lidam com as pressões ambientais causadas pelas modificações urbanas podem ajudar gestores a tornar as cidades mais amigáveis à fauna, principalmente quando pensamos nos desafios globais de manutenção das populações nativas que estão em declínio.

Palavras-chave: Urbanização, Expansão urbana, animais urbanos, Aves, Biodiversidade urbana.

Resumo gráfico Geral



Introdução Geral

A população humana global está crescendo (United Nations 2014, 2018b, 2022) e se tornando mais urbana (Grimm *et al.* 2008; Marzluff *et al.* 2008). A urbanização ocorreu de forma mais intensa em todas as regiões do mundo nos últimos 100 anos (Sanderson *et al.* 2018), sendo registrado, entre 1950 e 2010, que um a quatro bilhões de pessoas se tornaram urbanas (Seto *et al.* 2010). Essa urbanização é uma tendência global e um componente importante do processo de transformação do uso da terra (Grimm *et al.* 2008; United Nations 2014, 2018a, 2022) sendo uma característica definidora do século XXI (Hoballah & Smaoun 2013). Assim, apesar de ser ignorado por muito tempo pelos ecólogos (Grimm *et al.* 2008), o entendimento dos processos de urbanização será definidor para o futuro das espécies.

A expansão urbana suprime vegetação nativa e envolve, de uma forma geral, a transformação de superfícies naturais em superfícies impermeáveis como estradas, casas, edifícios, causando ameaças a biodiversidade (Groffman *et al.* 2017; Johnson & Munshi-South 2017; Knapp *et al.* 2021; McKinney 2002; Navarro *et al.* 2021a; Theobald *et al.* 1997). Ainda, o processo de urbanização é considerado um dos principais fatores de extinção de espécies devido, principalmente, à fragmentação e degradação de habitats naturais e à introdução de espécies exóticas (Czech *et al.* 2000; Grimm *et al.* 2008; Mcdonald *et al.* 2008; Shochat *et al.* 2010; Vitousek *et al.* 1997). O processo de urbanização leva a habitats convergentes e homogêneos, com cidades se assemelhando em estrutura espacial (Groffman *et al.* 2014; McKinney 2006) e, conseqüentemente, homogeneização também da biodiversidade (Alquezar *et al.* 2020; Leveau 2019; Leveau *et al.* 2015; McKinney 2006; Schneiberg *et al.* 2020).

Apesar do conhecimento rudimentar (Chace & Walsh 2006), hoje sabemos que a urbanização afeta a biodiversidade. Além disso, alguns dos fatores comuns nas áreas urbanas que afetam a biodiversidade como: 1) o aumento do calor (Brans *et al.* 2017; Izuddin *et al.* 2019; Johnson *et al.* 2019; Moll *et al.* 2019; Varquez & Kanda 2018; Yang *et al.* 2017; Yu *et al.* 2018), 2) o aumento do ruído (carros, aviões, residências etc.) (Alquezar *et al.* 2020; Barbosa *et al.* 2020; Castaneda *et al.* 2020; Ciach & Fröhlich 2017; Dorado-Correa *et al.* 2018; Flamand *et al.* 2019; Gentry & Luther 2019; Grabarczyk & Gill 2019; Lee & Park 2019; Maisonneuve *et al.* 2009; Manzanares Mena & Macías Garcia 2018; Marín-Gómez *et al.* 2020; Mitchell *et al.* 2020; Pearson & Clarke 2019; Petrelli *et al.* 2017; Phillips & Katti 2020; Raap *et al.* 2017; Sierro *et al.* 2017; Torija *et al.* 2011; Vincelette *et al.* 2021), 3) o impacto da luz artificial (Kernbach *et al.* 2019; Van Doren *et al.* 2017; Villarroya-Villalba *et al.* 2021; Welbers *et al.* 2017; Xue *et al.* 2020; Zheng *et al.* 2021), 4) o aumento da poluição (Antonini *et al.* 2013; Bailly *et al.* 2017; Bauerová *et al.* 2017a; Cid *et al.* 2018; Soares *et al.* 2003; Yauk *et al.* 2000), 5) a alteração dos recursos alimentares (Chace & Walsh 2006; De León *et al.* 2019; Galbraith *et al.* 2017; Luna *et al.* 2021; Miyasaki *et al.* 2017; Murray *et al.* 2018; Navarro *et al.* 2021b; Pollock *et al.* 2017; Saufi *et al.* 2020; Zietsman *et al.* 2019), 6) a introdução de novos predadores (Alexandrino *et al.* 2019; Baker *et al.* 2005; Blancher 2013; Bonnaud *et al.* 2012; Bradshaw *et al.* 1999; Calver *et al.* 2011; Castañeda *et al.* 2020; Krauze-Gryz *et al.* 2017, 2019; Krauze-Gryz *et al.* 2012; Luna *et al.* 2021; Turner & Bateson 2014), 7) o impacto decorrente de colisões (aviões, carros, vidros) (Allan 2006; Allan *et al.* 2016; Brown *et al.* 2021; Carter 2001; Elmore *et al.* 2021; Klem 2021; Loss *et al.* 2014; Marchini & Crawshaw 2015; Riding *et al.* 2021; Zakrajsek & Bissonette 2005; Zalakevicius 2000), e 8) o aumento de doenças (Bradley & Altizer 2007; Gibb *et al.* 2020; Giraudeau *et al.* 2014a; Sándor *et al.* 2017; Zuo *et al.* 2018). Apesar disso,

são necessários mais estudos para permitir um entendimento adequado da relação biodiversidade-urbanização.

O estudo de ecossistemas urbanos cresceu a partir da década de 90 (Groffman *et al.* 2017) e hoje está no centro das discussões sobre pressões seletivas e mudanças climáticas globais (IPCC 2022; Johnson & Munshi-South 2017; Kendal *et al.* 2020; Kerstes *et al.* 2019). Na década de 90, a motivação estava no entendimento de que as condições dos ambientes urbanos eram um análogo útil para entender as futuras condições ambientais (Pouyat *et al.* 1995; Pouyat & McDonnell 1991). Hoje, a incorporação dos seres humanos nos modelos direcionados à resolução de problemas ambientais se mostraram melhores (Grimm *et al.* 2008) sendo, dessa forma, tópico central na ciência dos ecossistemas no mundo (Groffman *et al.* 2017; IPCC 2022). A riqueza de espécies de aves, por exemplo, é positivamente correlacionada à renda familiar média nos centros urbanos na África do Sul (Chamberlain *et al.* 2019), sendo o “efeito luxo” discutido em trabalhos recentes (Des Roches *et al.* 2021; Schell *et al.* 2020). Estas tendências mostram como é essencial estudar os ambientes urbanos para subsidiar planejamento e execução de um desenvolvimento mais sustentável e menos predatório.

É preciso melhorar o entendimento sobre as áreas urbanas e o seu impacto sobre a fauna. Existe uma defasagem de estudos, principalmente na América Latina, quando comparado a trabalhos nas demais regiões do mundo, principalmente Europa e EUA (Fillooy *et al.* 2019; Ouyang *et al.* 2018). Apesar disso, alguns efeitos diretos da urbanização sobre a fauna, relatados ao redor do mundo, são bem visíveis: mortes de aves devido à colisão com vidros (Brown *et al.* 2021; Elmore *et al.* 2021; Loss *et al.* 2014; Zyśk-Gorczyńska *et al.* 2020), predação de ninhos de aves por gatos-domésticos (Baker *et al.* 2005; Blancher 2013; Bonnaud *et al.* 2012; Calver *et al.* 2011; Krauze-Gryz *et al.* 2017; Marzluff *et al.* 2015) e redução de polinizadores (Tzortzakaki *et al.* 2019). Em contrapartida, efeitos menos diretos foram também avaliados e são importantes como: alteração das condições corporais e prevalência de parasitas (Jiménez-Peñuela *et al.* 2019), respostas imunológicas devido à poluição (Baesse *et al.* 2019; Fenger 1999), alteração da estruturação de nichos (Pagani-Núñez *et al.* 2019), alterações hormonais de cortisol (Beaugeard *et al.* 2019), alteração do período de atividade devido à luminosidade urbana (Kernbach *et al.* 2019), e alteração na taxa de envelhecimento das aves e na estruturação do canto das aves devido ao ruído urbano (Bermúdez-Cuamatzin *et al.* 2011; Dorado-Correa *et al.* 2018; Halfwerk & Slabbekoorn 2009). Portanto, apesar de algumas exceções (Sandakova *et al.* 2018; Suárez-Rodríguez *et al.* 2013), as áreas urbanas aparentam oferecer condições desfavoráveis aos animais silvestres.

No Brasil também existe uma defasagem de trabalhos em ambientes urbanos (independente do grupo avaliado), apesar de alguns trabalhos terem sido realizados (veja McDonald *et al.* 2020a). Por exemplo, foi demonstrado o efeito da redução e mudança das comunidades silvestres decorrentes do processo de urbanização (Alquezar *et al.* 2020; Barbosa *et al.* 2020; De Toledo *et al.* 2012; Fontana *et al.* 2011; Pena *et al.* 2017; Reis *et al.* 2012; Rodrigues *et al.* 2018a; Souza *et al.* 2019), influência da história de uso do solo urbano em relação a composição das populações silvestres (Borges *et al.* 2020), adaptações comportamentais dos animais aos ambientes urbanos (Alexandrino *et al.* 2019; Batisteli *et al.* 2021), e efeito da urbanização na saúde dos animais (Baesse *et al.* 2019). No Distrito Federal, apesar da região possuir registros de longa data (desde 1970 pelo menos) de uso de solo georreferenciados e fornecidos gratuitamente (SEGETH - Secretaria de Estado de Gestão do Território e Habitação 2023), poucos estudos abordaram o efeito da urbanização nas comunidades silvestres (Araujo & Machado 2023). Apesar disso, animais urbanos do Distrito Federal já foram utilizados para entender o deslocamento de animais na matriz urbana (ex., Jezuíno *et al.* 2021; Santos *et al.* 2023d) e também como prestadores de serviços ecossistêmicos (Aguiar *et al.* 2021). Unindo estes estudos à legislação local que instituiu um grupo de trabalho em 2017 (DISTRITO FEDERAL 2017) e a Instrução Normativa nº 14 em 2019 (DISTRITO FEDERAL 2019), com objetivo de adotar os critérios da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas, e dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), fica clara a importância e necessidade de trabalhos voltados ao entendimento do impacto urbano e o seu planejamento de desenvolvimento no DF. Além disso, entender a biodiversidade urbana é um aspecto contemporâneo previsto no *Cities Alliance* (Aliança para as Cidades), um dos programas-chave da UNEP (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente) (Cities Alliance 2023).

Objetivo Geral

Esta tese tem como objetivo investigar as assembleias de aves urbanas e sua relação com o processo de urbanização. Pretendo entender como a urbanização afeta os indivíduos que nela persistem, avaliando sua morfologia, saúde e o uso dos recursos alimentares. Também discorro sobre adaptações metodológicas realizadas em decorrência das dificuldades da amostragem de aves nos ambientes urbanos.

Estrutura da Tese

A tese está estruturada em oito capítulos interligados pelo tipo de ambiente explorado durante o estudo: os ambientes urbanos. Esses capítulos utilizam diferentes abordagens e tem distintos objetivos. Apesar disso, todo o direcionamento da tese aborda métodos de estudo e impactos que a urbanização provoca à fauna (a nível de comunidade ou de população) e os determinantes ambientais relevantes para os animais que nela vivem. Por fim, apresento um tópico adicional que tem por objetivo divulgar o conhecimento atual sobre os ambientes urbanos e o seu impacto a biodiversidade, com intuito de divulgar esse conhecimento para população em geral. Apresento também, no **Apêndice 18**, minha experiência de desenvolvimento de um projeto de ciência cidadã em Brasília, desenvolvido durante o período de restrição da pandemia global da COVID-19.

Os oito capítulos podem ser subdivididos em quatro grandes blocos: **1) abordagem metodológica** – onde exploro a efetividade de alguns métodos de amostragem que podem ser empregados nas áreas urbanas, baseado em minha experiência de realização de pesquisas nas áreas urbanas de Brasília (**Capítulos 1 e 2**); **2) abordagem em nível de comunidade** – onde exploro as mudanças na estruturação das comunidades de aves em decorrência da intensificação urbana, com uso de uma metodologia coletiva, chamada de ciência cidadã (**Capítulo 3**); **3) abordagem em nível de população** – onde exploro as alterações promovidas nas populações de aves e em como isso varia entre as espécies estudadas no Distrito Federal (**Capítulos 4, 5, 6 e 7**), e **4) abordagem para a sociedade** – onde exponho um resumo sobre o conhecimento atual da urbanização na biodiversidade, exemplificando com meus achados nos ambientes urbanos no distrito Federal (**Capítulo 8**).

O **Primeiro capítulo** é focado no uso de índices acústicos (comumente utilizado como um substituto da diversidade animal) para monitoramento da biodiversidade urbana. Nesse capítulo eu exploro se essa abordagem pode ser aplicável às áreas urbanas. O **Segundo capítulo** é uma provocação aos estudiosos de aves em ambientes urbanos, que exploram as áreas urbanas de forma periférica devido às dificuldades de capturar animais dentro das cidades (amostrando áreas restritas dentro da matriz urbana, como parques e áreas de preservação urbana). O **Terceiro capítulo** é focado nos determinantes da composição das assembleias de aves. Este capítulo foi baseado na coleta de dados coletados com auxílio da população local (ciência cidadã) por meio de gravações de áudios. Os próximos quatro capítulos foram decorrentes de capturas de animais nos ambientes urbanos e tiveram como objetivos geral explorar como a intensificação urbaniza afeta os animais que vivem nas cidades. O **Quarto capítulo** aborda possíveis alterações morfométricas dos animais que vivem em ambientes urbanos. O **Quinto capítulo** aborda a mudança na utilização dos recursos alimentares pelas

aves dentro das áreas urbanas. Os **Sexto e Sétimo capítulos** se dedicam a explorar os impactos da intensificação urbana na saúde dos animais que ocupam as áreas urbanas. O último capítulo (**Oitavo capítulo**) se dedica a divulgar o conhecimento acumulado sobre os estudos dos ambientes urbanos e como os animais lidam com as mudanças.

Apresento as duas abordagens metodológicas gerais para que leitor entenda a estrutura da tese. Entretanto, cada capítulo pode ser lido separadamente, pois todas as informações relevantes são fornecidas em cada capítulo em relação à metodologia empregada. Apesar das metodologias gerais, o número amostral final varia a depender do capítulo. Isso decorre do fato dos dados coletados terem sido usados de acordo com as perguntas e análises de cada capítulo. Por exemplo, apesar das capturas dos animais serem as mesmas, devido a problemas durante a coleta ou durante a realização dos esfregaços sanguíneos, não foi possível analisar o sangue de todas as aves capturadas, reduzindo o número amostral do **Capítulo 7**. Variação semelhante pode ser notada nos **Capítulos 4 e 5**. Em contrapartida, devido a simplificação dos dados coletados para o **Capítulo 6**, consegui ampliar o número amostral acrescentando informações de aves capturadas durante o estudo piloto. Assim, fica claro que tentei aproveitar ao máximo todas as informações coletadas, com intuito de responder as questões aqui levantadas.

Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido no Distrito Federal, ocupando uma área de cerca de 5.780 km². A área está inserida no bioma Cerrado que é caracterizado por um mosaico de formações vegetais distribuídas de forma heterogênea, variando desde formações savânicas abertas (campo limpo e campo sujo) a formações florestais com formação de dossel (mata de galeria) (Eiten 1972; Ribeiro & Walter 2008). O bioma é considerado um *hotspot* de biodiversidade global (Myers *et al.* 2000), que vem sofrendo um alto impacto nos últimos anos devido a conversão das áreas naturais em lavouras e pastagens (Azevedo *et al.* 2023; Klink & Machado 2005).

Com objetivo de direcionar o esforço amostral criei um índice de intensidade urbana, com base nas características espaciais e demográficas existentes. Construí um índice de urbanização (IU) condensando seis variáveis ambientais diretamente ligadas ao desenvolvimento das cidades: 'tempo de urbanização', 'proximidade de áreas urbanas', 'proximidade de áreas naturais', 'proximidade de rodovias', 'contagem populacional' e 'luz artificial noturna (*Artificial Light At Night*, ALAN)'. Para criar o índice, segui três passos: 1) De posse dos dados espaciais em formato *raster*, fiz um buffer de

50 km a partir dos limites de Brasília e recortei os *rasters* para minha área de estudo (já que amostrarei locais próximos aos limites da área estudada, o buffer criado foi essencial para evitar a influência das áreas urbanas adjacentes); 2) Condensei as seis variáveis espaciais em dois eixos, com o uso de uma Análise de Componentes Principais – PCA (Jolliffe & Cadima 2016). Os dois eixos retiveram 67% da variação total (eixo 1 = 46,6%, eixo 2 = 20,4%). Ambos os eixos representaram valores positivos ligados à maior intensidade de urbanização, sendo as variáveis ‘tempo de urbanização’, ‘luz artificial à noite’ (ALAN), e ‘contagem populacional’ mais importantes no primeiro eixo e as variáveis ‘proximidade de áreas urbanas’ e a ‘proximidade de rodovias’ mais importantes no segundo eixo; e 3) Utilizei os dois eixos PCA para gerar uma superfície *raster* que representa nosso índice de urbanização. Para acesso detalhado da aquisição e processamento dos *rasters* e valores do eixo PCA, veja **Apêndice 1**, **Apêndice 2** e Santos *et al.* (2023b). Esse índice de urbanização foi utilizado ao longo de toda a tese, explorando as hipóteses relacionadas à urbanização. Entretanto, trabalhei com o índice de forma contínua apenas para os **Capítulos 1, 2, 4 e 7**. Para ser possível a realização de algumas análises, esse índice foi particionado em três categorias (Baixa, Média e Alta – **Capítulos 6**) ou quatro categorias (Baixa, Média, Alta e Muito alta – **Capítulos 3 e 5**). A escolha do melhor particionamento foi feita com base no critério de escolha do índice de estrutura simples (*simple structure index*, "ssi") (Hartigan & Wong 1979; Legendre & Legendre 2012), utilizando o pacote *vegan* (Oksanen 2010). Todos os procedimentos foram realizados com uso do programa R, versão 4.3.1 (R Core Team 2023).

Amostragem da comunidade de aves

A amostragem acústica da comunidade de aves foi feita por meio de gravações de áudios realizados entre os anos de 2020 e 2023. Devido às restrições de locomoção impostas pela pandemia de COVID-19, criei um projeto com auxílio da população local (ciência cidadã, Instagram - @avesdajanela, www.bio.institutojurumi.org.br/avesdajanela), uma abordagem cada vez mais comum, sendo amplamente testada e confirmada como importante ferramenta para responder diversas questões relacionadas à biodiversidade (Boakes *et al.* 2016; Kerstes *et al.* 2019; Loos *et al.* 2015; MacPhail & Colla 2020; Mitchell *et al.* 2020; Santos *et al.* 2023c). Entretanto, trabalhos com uso de ciência cidadã são complexos e muita cautela é necessária para que os dados sejam úteis e bem aproveitados. Assim, para adesão dos voluntários da população de Brasília, segui um protocolo de três etapas iniciais, que teve por intuito ampliar o engajamento da população e garantir um número amostral satisfatório: (1) os voluntários teriam que instalar um aplicativo de gravação no celular,

coletando gravações em um formato de alta qualidade (.wav). Escolhi dois aplicativos gratuitos de celular (Android: RecForge II, iOS: RØDE Rec - Reporter); (2) as gravações deveriam ser realizadas no mesmo local, escolhido pelos próprios voluntários. Os voluntários foram orientados a fazer gravações da janela de suas residências, tendo em vista serem locais que não demandariam muito esforço e garantiriam múltiplas gravações em diferentes dias; e (3) cada gravação realizada deveria ter duração mínima de 5 minutos, definido através de uma abordagem piloto, com intuito de determinar um tempo mínimo que não desestimulasse os voluntários, tendo em vista a não possibilidade de utilização do celular durante as gravações. Além disso, não fiz nenhuma restrição em relação a data e hora das gravações. Qualquer filtro em relação às gravações foi feito posteriormente (veja abaixo). Os áudios gravados pelos voluntários foram enviados diretamente para uma nuvem do Google drive.

Após três anos de coleta, acumulei 975 horas de áudios gravados, de 150 locais. Para validação dos áudios enviados, segui três etapas de filtros: (1) inspeção visual - Nessa etapa abri cada áudio no programa Raven Pro 1.6 (*Standard License* fornecida ao autor via e-mail), e fiz uma inspeção visual dos arquivos, retirando áudios com qualquer tipo de problema (ex: interferência de estática, ruído intenso feito pelo próprio voluntário, ruído intenso de aparelhos domésticos da residência, etc.); (2) verificação do horário de maior atividade das aves - Nessa etapa retirei todos os áudios que não foram gravados no intervalo do início da manhã (entre 5:00 e 10:00), considerado o melhor horário para amostragem de aves (Vielliard *et al.* 2010); (3) escolha de locais com amostragem mínima - Para minha área de estudo adotei um mínimo de 20 minutos de gravações (semelhante a ponto de escuta) para uma amostragem satisfatória (Vielliard *et al.* 2010). Dessa forma, de forma conservadora, selecionei apenas 46 locais que tiveram um mínimo de 25 minutos de gravações válidas (**Figura 1**). Após os três primeiros filtros, acumulei um total ~528 horas de áudios válidos. Os locais de gravação apresentaram uma distribuição desigual, com poucos locais com muitas gravações e muitos locais com poucas gravações (veja o **Apêndice 3**). Para as análises com esses áudios, particionei os áudios em intervalos de 1 minuto. Em cada um dos 46 pontos, aleatorizei um trecho de 25 minutos para ser escutado (1150 minutos escutados, 25 minutos por local). Para cada minuto escutado, identifiquei e registrei as espécies (presença e ausência). Com essa amostragem identifiquei 60 espécies de aves, de 10 ordens e 26 famílias (lista de espécies no **Apêndice 5**).

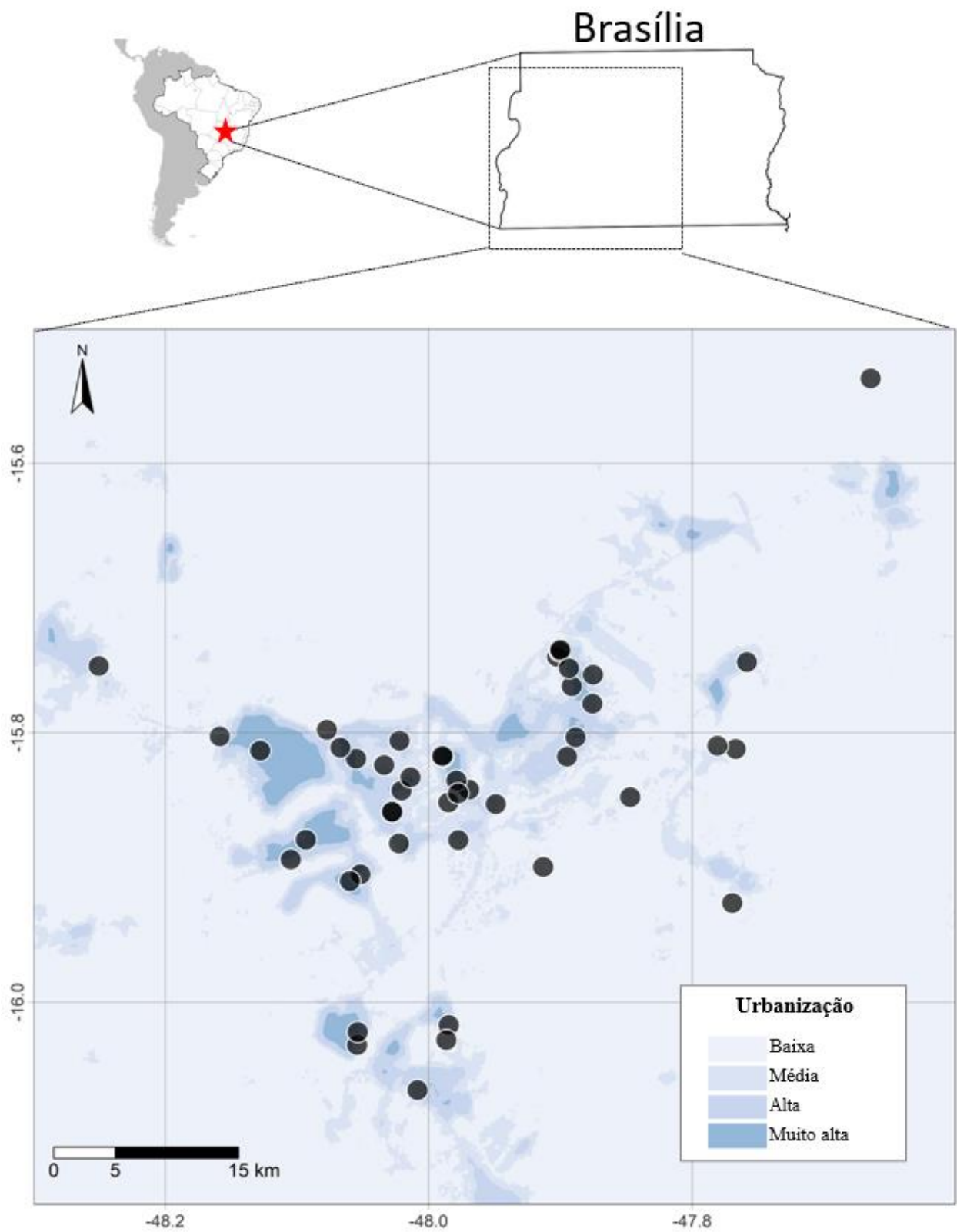


Figura 1. Área de estudo, em Brasília, Brasil. O mapa está subdividido em quatro categorias de urbanização. A intensidade de urbanização é representada pela intensidade das cores, variando de regiões com menor intensidade de urbanização (azul claro) até áreas de maior intensidade de urbanização (azul escuro). Os pontos pretos indicam as 46 áreas de amostragem.

Capturas das aves

Durante o ano de 2022 amostrei 115 locais (para acesso a cada local de capturas, veja o **Apêndice 7**). As capturas ocorreram em áreas com diferentes gradientes de urbanização em todas as regiões administrativas do Distrito Federal. Devido as peculiaridades decorrentes das amostragens também ocorrerem dentro de áreas urbanas, com fluxo de pessoas e carros e os perigos aos pesquisadores, cada local foi amostrado apenas uma vez. As capturas foram feitas com uso de rede de neblina de malha de 50 mm, com 10 metros de comprimento e três metros de altura (**Figura 2**, **Apêndice 9**). As redes foram armadas e abertas 30 minutos antes do nascer do sol e ficaram abertas, comumente, até as 12h00, englobando o horário de maior atividade das aves. Os locais de amostragem foram definidos com base na intensidade de urbanização e possibilidade de capturas dos animais, ou seja, em locais com árvores baixas e possíveis corredores de voo dos animais, para otimizar as capturas. A descrição das escolhas dos locais de captura, juntamente com as dificuldades da amostragem nos ambientes urbanos são detalhadas no **Capítulo 2** e em Santos *et al.* (2023a). O número de redes dependeu também do local de amostragem, sendo que o número máximo foi de 10 redes (seguindo a norma da licença cedida pelo IBAMA – ICMBio: 73880-3). De todos os animais capturados extraí as informações para responder minhas hipóteses relacionadas a cada capítulo (sexo, idade, dados morfométricos, sangue, presença de anomalias ou lesões cutâneas). Para acesso a registros fotográficos da colocação das redes e algumas das aves capturadas, veja o **Apêndice 9**.



Figura 2. Método de captura com rede de neblina. a) Esquema da rede de neblina, retirado de Roos (2010). b) Rede de neblina colocada numa área urbana do Distrito Federal, durante os pilotos do projeto. c) Bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), capturado com a rede de neblina.

Capítulo 1 – Os índices acústicos são úteis para monitorar a biodiversidade urbana?

Esse capítulo foi publicado na revista *Urban Ecosystems*: Santos EG, Wiederhecker HC, Pompermaier VT, Schirmer SC, Gainsbury AM, Marini MÂ (2024) Are acoustic indices useful for monitoring urban biodiversity?. *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-024-01567-5>

Urban Ecosystems
<https://doi.org/10.1007/s11252-024-01567-5>



Are acoustic indices useful for monitoring urban biodiversity?

Eduardo Guimarães Santos¹ · Helga Correa Wiederhecker² · Vinicius Tirelli Pompermaier¹ · Sofia Coradini Schirmer¹ · Alison M. Gainsbury³ · Miguel Ângelo Marini⁴

Accepted: 31 May 2024

© The Author(s), under exclusive licence to Springer Science+Business Media, LLC, part of Springer Nature 2024

Abstract

Monitoring changes in biodiversity resulting from urban sprawl is an important topic for conservation. Automated biodiversity monitoring methods can quickly collect and process large datasets at minimal cost facilitating effective biodiversity monitoring. Despite being promising, the efficacy of acoustic monitoring in urban areas has not been established. Herein, our aim was to assess the effectiveness of acoustic indices in monitoring urban biodiversity. Thus, we acoustically sampled birds from a large neotropical city (Brasília, Brazil) across a gradient of urbanization. Human identification of recorded species revealed a clear reduction in bird richness in areas of greater urbanization. However, none of the six automated acoustic indices we tested [Normalized Difference Soundscape Index (NDSI), Acoustic entropy (H), Bioacoustic Index (BI), Acoustic Evenness (AEI), Acoustic Diversity Index (ADI), and Acoustic Complexity Index (ACI)], correlate with the degree of urbanization, indicating that these indices may not be a suitable tool for monitoring biodiversity in urban environments. In urban areas, it seems more appropriate to use traditional metrics, that make it possible to accurately identify the heard species. We recommend the need to ground truth the indices and explore alternative acoustic signal's ability to monitor biodiversity in the complex soundscape of urban environments.

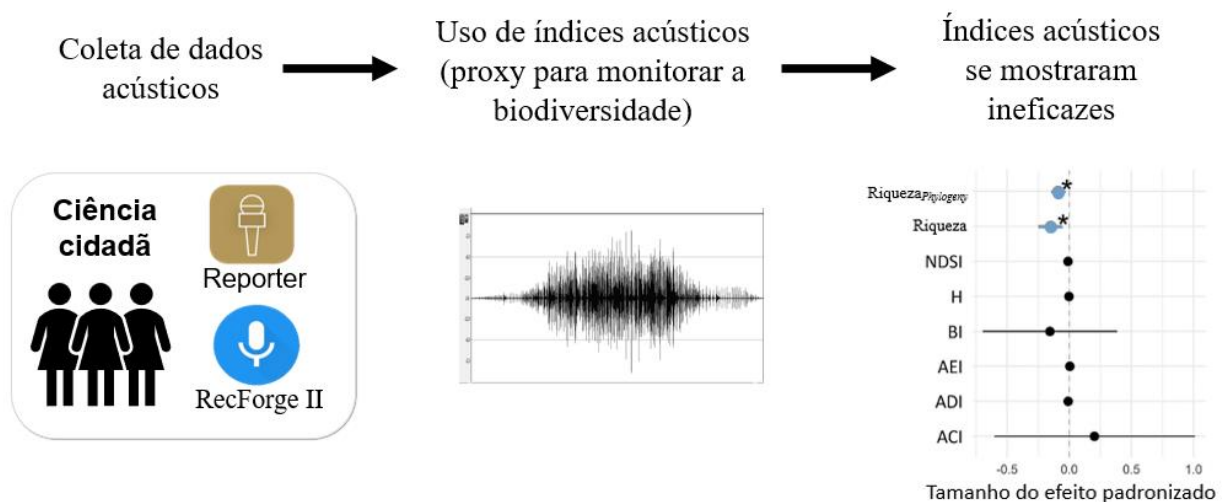
Keywords Acoustic indices · Urbanization · Species richness · Urban sprawl · Automated monitoring

Resumo

O monitoramento das mudanças na biodiversidade resultantes da expansão urbana é um tema importante para a conservação. Os métodos automatizados de monitoramento da biodiversidade podem recolher e processar rapidamente grandes conjuntos de dados a um custo mínimo, facilitando um monitoramento eficaz da biodiversidade. Apesar de promissor, a eficácia do monitoramento acústico em áreas urbanas não foi estabelecida. Aqui, meu objetivo foi avaliar a eficácia dos índices acústicos no monitoramento da biodiversidade urbana. Assim, amostréi acusticamente aves de uma

grande cidade neotropical (Brasília, Brasil) ao longo de um gradiente de urbanização. A identificação humana das espécies revelou uma clara redução na riqueza de aves em áreas de maior urbanização. No entanto, nenhum dos seis índices acústicos automatizados que testei [Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI), Entropia Acústica (H), Índice Bioacústico (BI), Equidade Acústica (AEI), Índice de Diversidade Acústica (ADI) e Índice de Complexidade Acústica (ACI)], correlacionam-se com o grau de urbanização, indicando que estes índices podem não ser uma ferramenta adequada para monitorar a biodiversidade em ambientes urbanos. Nas áreas urbanas, parece mais apropriado utilizar métricas tradicionais, que permitem identificar com precisão as espécies ouvidas. Recomendo a necessidade de fundamentar os índices e explorar a capacidade alternativa do sinal acústico para monitorar a biodiversidade na complexa paisagem sonora dos ambientes urbanos.

Resumo gráfico



Introdução

O monitoramento das mudanças na biodiversidade resultantes da expansão urbana é um tópico importante que tem atraído a atenção dos biólogos conservacionistas (Rega-Brodsky *et al.* 2022). Numerosos estudos demonstraram que a urbanização provoca a perda de biodiversidade e altera significativamente a estrutura das comunidades locais (Groffman *et al.* 2017; Johnson & Munshi-South 2017; Knapp *et al.* 2021; McKinney 2002). Em nível de comunidade, foi relatada uma redução

na riqueza de espécies em áreas com maior intensidade urbana, levando à homogeneização da biodiversidade (Alquezar *et al.* 2020; Devictor *et al.* 2008; Leveau *et al.* 2015; Olden 2016; Van Rensburg *et al.* 2009). Ao nível da população, as espécies que persistem em áreas urbanas podem experimentar mudanças evolutivas (Johnson & Munshi-South 2017) manifestando-se em vários aspectos da sua história de vida, tais como redução da massa corporal, alterações morfológicas, aumento do investimento reprodutivo e mudança na frequência de canto (Neate-Clegg *et al.* 2023; Nemeth & Brumm 2010). Consequentemente, o monitoramento dos efeitos da urbanização na biodiversidade está se tornando cada vez mais importante, especialmente devido ao rápido declínio das populações nativas (Butchart *et al.* 2010; Pereira & David Cooper 2006; Sachs *et al.* 2009) em contraste com as projeções globais da ampliação da população humana urbana (United Nations 2018a) e da expansão urbana (Marzluff *et al.* 2001, 2008; Seto *et al.* 2010, 2012, 2013).

Os métodos automatizados de monitoramento da biodiversidade têm a capacidade de coletar e processar rapidamente grandes conjuntos de dados a um custo mínimo. Este também é o caso do monitoramento acústico automatizado, reconhecido como uma ferramenta fundamental para monitorar animais que dependem do som para comunicação (por exemplo, Celis-Murillo *et al.* 2009; Munro *et al.* 2018; Tucker *et al.* 2014). Além de detectar a presença de espécies, o som encapsula várias informações capazes de fornecer dados importantes sobre as mudanças na biodiversidade (Ng *et al.* 2018; Pijanowski *et al.* 2011). Os índices acústicos, que quantificam as mudanças no tempo e na frequência dos sons, podem ajudar a inferir informações relacionadas às mudanças na comunidade animal (Buxton *et al.* 2018; Villanueva-Rivera *et al.* 2011). Na verdade, vários índices acústicos baseados em gravações automatizadas foram propostos recentemente (Buxton *et al.* 2018), ajudando a expandir as possibilidades de monitoramento da biodiversidade (Obrist *et al.* 2010; Sueur *et al.* 2008). No entanto, existe um debate sobre a aplicabilidade do método, principalmente porque é um campo nascente e em constante crescimento (ver revisão em Alcocer *et al.* 2022), e a sua eficácia em áreas urbanas permanece incerta.

Estudos recentes realizados em áreas urbanas indicaram que o uso de índices acústicos para monitoramento da biodiversidade pode não ser a escolha ideal devido a resultados inconsistentes (Araujo & Machado 2023; Diaz *et al.* 2023). As áreas urbanas são caracterizadas por ruídos antropofônicos frequentes, tais como: sons emitidos por pessoas ou animais domésticos, sons veiculares (carros, aviões, etc.) e ruídos de equipamentos (música alta, cortadores de grama, motores de construção etc.) (Morillas *et al.* 2018). A prevalência destes sons antropogênicos representa um desafio para a interpretação dos índices acústicos, uma vez que podem captar sons gerados pelo homem e interpretá-los erroneamente como parte da biodiversidade local, dado o seu alcance acústico

semelhante, colocando assim desafios ao monitoramento eficaz da biodiversidade. Assim, é imperativo examinar se os índices acústicos por métodos automatizados são eficazes para monitorar a biodiversidade urbana.

Aqui, meu objetivo foi avaliar a eficácia dos índices acústicos para o monitoramento da biodiversidade urbana. Para isso utilizei aves, um grupo amplamente utilizado em todo o mundo para estudos acústicos (Alcocer *et al.* 2022), para investigar a correspondência entre índices acústicos e diversidade de aves em Brasília, Distrito Federal, a terceira maior cidade brasileira. Minha hipótese é de que os índices acústicos podem capturar inadequadamente as mudanças na diversidade de espécies devido à complexa paisagem sonora antropogênica. Embora o método de amostragem e o cálculo dos índices acústicos sejam eficientes, o meu argumento é que eles não são eficazes na captura da biodiversidade aviária em ambientes urbanos. Discuto as implicações dos meus resultados para o debate em curso sobre o impacto da urbanização na biodiversidade.

Métodos

Realizei meu estudo em Brasília, Distrito Federal, capital do Brasil (15°47'38.44" Lat S, 47°52'58.08" Long W). A cidade de Brasília tem uma população de 2.817.068 habitantes e é considerada a terceira maior área urbana do Brasil (IBGE 2023). Utilizei o índice de urbanização gerado anteriormente para minha região de estudo (Santos *et al.* 2023b), construído em camadas espaciais diretamente vinculadas à urbanização: tempo de urbanização, proximidade de áreas urbanas, proximidade de áreas naturais, proximidade de rodovias, contagem populacional e luz artificial noturna (ALAN). A comunidade de aves foi amostrada por meio de áudios gravados entre 2020 e 2023, com o apoio da população local, projeto de ciência cidadã denominado "Aves da Janela". Os voluntários gravaram os áudios de suas janelas georreferenciadas por meio de aplicativos gratuitos de celular que permitem gravações de alta qualidade (.wav, Android: RecForge II, iOS: RØDE Rec - Reporter). Os áudios gravados pelos voluntários foram carregados na nuvem Google Drive do projeto e depois selecionados e validados para o estudo (veja mais detalhes abaixo).

Extração e processamento de dados

Para validar os áudios recebidos apliquei três etapas de filtragem: (1) filtro de inspeção visual - nesta etapa abrimos cada áudio no programa Raven Pro 1.6 (Licença Padrão fornecida ao primeiro

autor via e-mail), e fiz uma inspeção visual dos áudios recebidos, retirando áudios com qualquer tipo de problema (ex: interferência estática, ruído intenso do voluntário, ruído intenso de eletrodomésticos etc.); (2) filtro de janela temporal diária - nesta etapa foram retirados todos os áudios que não foram gravados no início da manhã (entre 5h e 10h), considerado o melhor horário para amostragem de aves (Vielliard *et al.* 2010); (3) filtro de esforço amostral - nesta etapa segui o protocolo de (Bradfer-Lawrence *et al.* 2020), que determinou que 25 minutos de gravação era o mínimo necessário para capturar a maior parte da diversidade acústica de um local de gravação (**Apêndice 4**). Em seguida, selecionei aleatoriamente 25 min de gravações de cada local (46 pontos), totalizando 1150 min (**Figura 3**), distribuídos uniformemente entre as estações seca e chuvosa, garantindo assim a homogeneidade e o equilíbrio da minha amostra. Os 46 pontos selecionados estão bem distribuídos ao longo do nosso gradiente urbano, variando desde áreas com baixa intensidade urbana (por exemplo, Park Way com maior cobertura vegetal, menor quantidade de superfície impermeável e densidade populacional de 3.5 habitantes por hectare, ver CODEPLAN 2021) até áreas com maior intensidade urbana (por exemplo, Ceilândia com menor cobertura vegetal, maior quantidade de superfície impermeável e maior densidade populacional humana de 129.94 habitantes por hectare, também documentada pelo CODEPLAN 2021). Segui dois fluxos independentes com os áudios selecionados que resultaram em dois conjuntos de dados usados para contrastar a riqueza de espécies e os índices acústicos automatizados: (1) riqueza de espécies - os áudios foram escutados apenas por mim, identificando as espécies de aves presentes em cada áudio (espécies por minuto de gravação). Esta etapa permitiu definir a riqueza por ponto amostral (presença/ausência), método bem estabelecido na pesquisa de comunidades de aves; (2) índices acústicos - extraí, para cada ponto, seis índices acústicos dos mesmos áudios utilizando os pacotes *tuneR* (Ligges *et al.* 2023) e *soundecology* (Villanueva-Rivera & Pijanowski 2018): Índice de paisagem sonora de diferença normalizada (NDSI), Entropia acústica (H), Índice Bioacústico (BI), Equidade Acústica (AEI), Índice de Diversidade Acústica (ADI) e Índice de Complexidade Acústica (ACI). Esses índices são amplamente utilizados para estudar espécies de aves em áreas não urbanas (Bradfer-Lawrence *et al.* 2020; Burivalova *et al.* 2018; Pieretti *et al.* 2015; Rajan *et al.* 2019; Sousa-Lima *et al.* 2018; Sueur *et al.* 2008, 2014; Sugai *et al.* 2019). Minhas definições para cálculo dos índices acústicos seguiram os padrões estabelecidos na literatura (Boelman *et al.* 2007; Bradfer-Lawrence *et al.* 2019; Kasten *et al.* 2012; Pieretti *et al.* 2011; Sueur *et al.* 2008; Villanueva-Rivera *et al.* 2011).

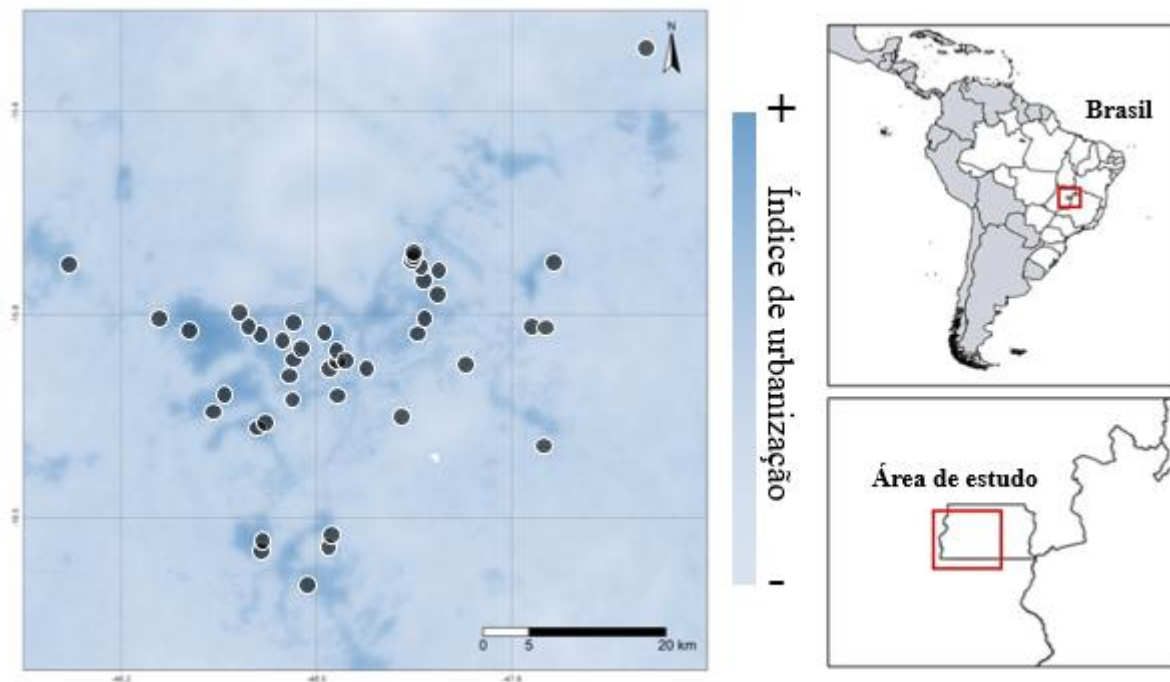


Figura 3. Área de estudo, em Brasília, Brasil. Apresento o mapa do índice de urbanização com os locais amostrados (pontos pretos – 46 áreas amostrais).

Análise estatística

Para testar minha hipótese de que os índices acústicos podem capturar inadequadamente as mudanças na riqueza de aves em áreas urbanas, comparei o ajuste dos modelos relacionando a urbanização como variável preditora à riqueza de espécies e os seis índices acústicos como variáveis respostas. Meus modelos foram padronizados para comparação, ou seja, cada modelo gerado foi diferente apenas em relação à variável resposta (os índices acústicos e a riqueza). Também gerei um modelo separado, incluindo a matriz de distância filogenética como controle, para aumentar a robustez da análise. No caso dos dados de riqueza de aves, ajustei um modelo filogenético linear misto generalizado (PGLMM), com presença/ausência de espécies com distribuição binomial (variável resposta) e a intensidade de urbanização como variável fixa (variável preditora). Nesta etapa rodei dois modelos, um com inclusão de matriz filogenética e outro sem matriz filogenética. Incluí efeitos aleatórios para abordar duas fontes potenciais de não independência entre as amostras - a espécie e o local de amostragem. Controlei a não independência entre espécies (devido à ancestralidade evolutiva compartilhada) incluindo uma árvore de consenso máximo como matriz de covariância no modelo baseado na filogenia disponível no *BirdTree* (disponível em <http://birdtree.org>, ver Jetz *et al.* 2012). Também incluí uma matriz de covariância espacial em todos os modelos, baseada na distância euclidiana dos locais de amostragem. No caso dos índices acústicos,

ajustei um modelo com os índices acústicos (NDSI, H, BI, AEI, ADI ou ACI) como variável resposta normalmente distribuída (variável resposta) e o nível de urbanização como variável fixa (preditor variável). Como os índices acústicos não possuem informações sobre as espécies, incluí apenas uma matriz de covariância espacial. Todas as análises foram geradas usando a função *pglmm* no pacote *phyr* em R (Ives *et al.* 2020; Li *et al.* 2020). Para todos os modelos, ajustei os modelos multivariáveis utilizando a versão bayesiana do PGLMM, utilizando a configuração 'pc.prior.auto', que ajusta modelos com distribuições binomial e gaussiana (Simpson *et al.* 2017). Todos os testes foram realizados no programa R, versão 4.3.1 (R Core Team 2023).

Resultados

Registrei 60 espécies de aves, de 10 ordens e 26 famílias (para acessar a filogenia das espécies veja o **Apêndice 5**). Houve uma associação negativa significativa entre o nível de urbanização e a riqueza de espécies (value = -0.09, lower CI = -0.1425, upper CI = -0.0373, **Figura 4a**), incluindo ou não a estrutura filogenética. Em contraste, não houve relação significativa entre os índices acústicos e o nível de urbanização (**Figura 4**).

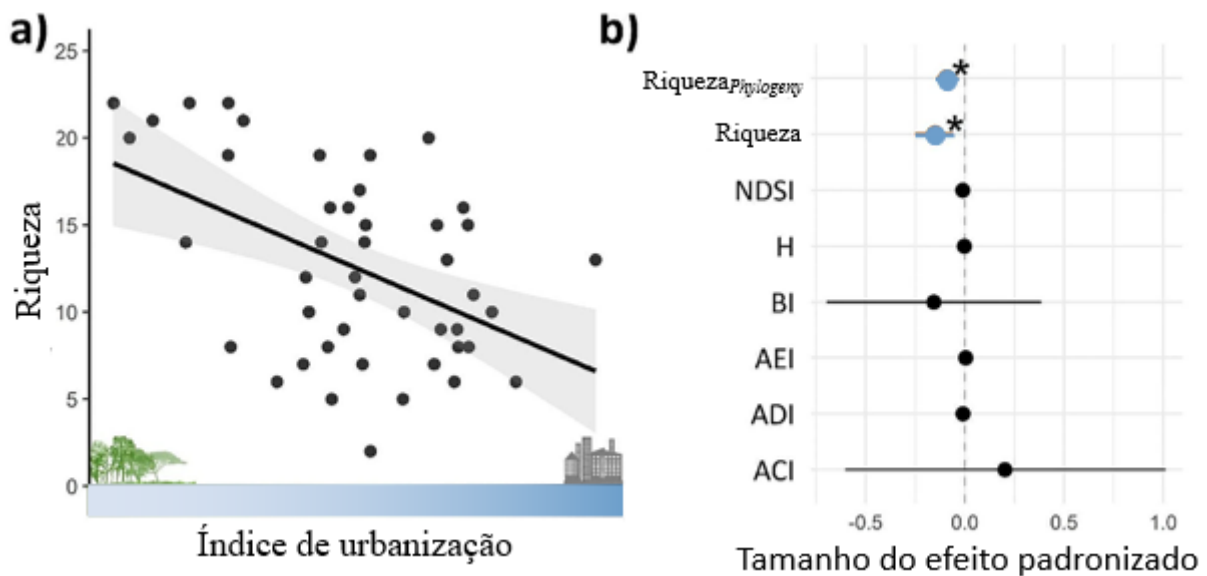


Figura 4. Resultados dos modelos ajustados para aves de Brasília, Distrito Federal, Brasil. (a) Relação negativa observada entre riqueza de espécies aves e a intensidade de urbanização, única variável que respondeu à intensidade de urbanização em nosso estudo. (b) Tamanhos dos efeito padronizados com seus intervalos de confiança de 95% (linhas horizontais) baseados em modelos filogenéticos lineares mistos generalizados bayesianos (PGLMMs) explorando o efeito da urbanização nas métricas avaliadas: Riqueza_{Phylogeny} = modelo que avalia a riqueza de espécies, incluindo a matriz filogenética; Riqueza = modelo que avalia a riqueza de espécies, não incluindo a matriz filogenética; NDSI = Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada; H = Entropia acústica; BI = Índice

Discussão

Na minha área de estudo, observei uma clara redução na riqueza de aves em áreas de maior urbanização (**Figura 4a**), resultado consistente com outros estudos realizados em áreas urbanas ao redor do mundo (La Sorte *et al.* 2018; McKinney & Lockwood 1999). No entanto, os índices acústicos não variaram de acordo com o nível de urbanização (**Figura 4b**), demonstrando a inadequação da ferramenta para monitorar mudanças na biodiversidade de aves urbanas em paisagens urbanas.

Meus resultados corroboram outros estudos (La Sorte *et al.* 2018; McKinney & Lockwood 1999; Richardson *et al.* 2023) demonstrando que áreas com maior nível de urbanização apresentam menor número de espécies (Riqueza, **Figura 4a**). Esta mudança na comunidade de aves é clara e pode ser explicada por grandes mudanças observadas durante a expansão urbana com a expansão de superfícies impermeáveis e a supressão da vegetação nativa, filtrando espécies urbanas sensíveis (Grimm *et al.* 2008; McKinney 2002; McKinney & Lockwood 1999). Nosso modelo indicou uma relação negativa significativa entre a riqueza de espécies e o nível de urbanização, sendo o modelo mais robusto (incluindo a matriz de covariância filogenética) o melhor ajustado (**Figura 4b**). Isto reforça que modelos que incorporam filogenias devem ser incluídos nas metodologias de teste de mudanças na biodiversidade urbana.

Nenhum dos índices acústicos testados variou de acordo com o nível de urbanização, evidenciando a falta de eficácia do método para monitoramento de áreas urbanas. Embora os índices acústicos tenham se mostrado promissores para o monitoramento da biodiversidade (Alcocer *et al.* 2022; Obrist *et al.* 2010; Sueur *et al.* 2008), revisões recentes sugeriram que a associação direta e a aplicabilidade dos índices acústicos devem ser abordadas com cautela. Uma meta-análise recente, avaliando a eficácia dos índices acústicos como substitutos da diversidade de espécies, mostrou que as respostas dos índices acústicos são imprecisas (Alcocer *et al.* 2022), dificultando assim a sua aplicabilidade. Meu estudo apoia este entendimento para áreas urbanas, dada a falta de associação entre a riqueza de espécies e os índices acústicos. Machado *et al.* (2017) demonstraram que o índice ADI era consistente com a riqueza de aves observada entre duas paisagens em uma reserva ambiental próxima à área de estudo. Além disso, os autores mostraram que o índice NDSI respondeu conforme o previsto, reduzindo seus valores em locais mais próximos às rodovias. Este resultado é consistente com alguns estudos realizados em reservas ambientais ao redor do mundo (Alcocer *et al.* 2022;

Buxton *et al.* 2018). Além disso, apoiando meus resultados de maior complexidade acústica na cidade confundindo a interpretação dos índices acústicos comumente utilizados, Araujo & Machado (2023) não encontraram uma resposta consistente dos índices avaliados em relação às categorias de urbanização. Meus resultados corroboram que o método não é eficaz, porque os índices estudados não foram significativamente associados ao nível de urbanização, apesar da óbvia redução na riqueza de espécies de aves observada na área de estudo (**Figura 4a**). Por isso, partilho a preocupação sobre a utilização de índices acústicos como substitutos da biodiversidade em áreas urbanas.

As áreas urbanas são caracterizadas por maior densidade humana, o que modifica diretamente o ambiente acústico (Morillas *et al.* 2018; Slabbekoorn 2019). Muitos estudos realizados em espaços verdes urbanos demonstraram a complexidade acústica característica dos ambientes urbanos (Bian *et al.* 2023; Diaz *et al.* 2023). Em parques urbanos no Irã, por exemplo, pesquisadores encontraram indicações de que vários índices acústicos são adequados como substitutos da biodiversidade, levando a sugerir a sua utilização na monitorização de aves (Latifi *et al.* 2023). Por outro lado, os pesquisadores não encontraram nenhuma relação forte entre os índices acústicos no Reino Unido, sugerindo que é necessário pré-tratar os áudios antes que possam ser utilizados (Fairbrass *et al.* 2017), o que não resolve o desafio de lidar com o conjunto de dados de forma eficiente de antemão. Meus resultados corroboram estudos que mostram que o método é atualmente ineficaz para o monitoramento da biodiversidade em ambientes urbanos.

Há uma busca e um desejo crescentes de monitorar a biodiversidade de forma eficaz, tendo em vista a urgência devido à perda global de biodiversidade (Butchart *et al.* 2010; Pereira & David Cooper 2006; Sachs *et al.* 2009). Assim, é necessário manter os métodos tradicionais durante o pré-tratamento dos dados antes de adicionar novos complementos para amostragem automatizada e processamento de dados. Nas áreas urbanas, parece mais apropriado utilizar métricas tradicionais, como censos de escuta e transectos que permitem identificar com precisão as espécies observadas ou ouvidas no local de estudo, ou gravações de áudio que podem ser ouvidas por especialistas (em oposição ao uso de índices acústicos). Também é possível aplicar novas tecnologias que identifiquem espécies processando o áudio automaticamente (Babu 2023; Koops *et al.* 2015; Stowell *et al.* 2019), capturando assim com maior precisão as espécies que ocorrem nas áreas de estudo, o que parece ser uma metodologia mais confiável e eficaz que se desenvolveu rapidamente nos últimos anos. Embora promissores, enfatizo a preocupação de que os índices acústicos necessitem de melhorias para o monitoramento da biodiversidade urbana.

Capítulo 2 – Está na hora de abrir nossas redes de neblina sobre o concreto: experiência de amostragem dentro de uma grande cidade

Esse capítulo foi publicado na revista *The Wilson Journal of Ornithology*: Santos EG, Pompermaier VT, Wiederhecker HC (2023) It's time to open our mist nets over concrete: Sampling experiences within a big city. *The Wilson Journal of Ornithology*. 135(2): 287–294. <https://doi.org/10.1676/23-00009>

The Wilson Journal of Ornithology 135(2):287–294, 2023

DOI: 10.1676/23-00009

It's time to open our mist nets over concrete: Sampling experiences within a big city

Eduardo Guimarães Santos,^{1*} Vinicius Tirelli Pompermaier,¹ and Helga Correa Wiederhecker²

ABSTRACT—Until recently, urban environments were considered unattractive for ecological research due to the loss of original environmental conditions (e.g., lower species richness and presence of exotic species), pedestrian activity, and many other factors associated with the city itself. Despite a recent growing interest in species that inhabit urban areas, relatively few studies report capturing animals in these environments. In this paper, our aim is to foster capture studies in urban areas by sharing lessons learned and methodological adaptations developed during a bird study that involved extensive use of mist nets in areas with different degrees of urbanization throughout a large city. We report how a few adaptations to the mist net sampling method and the adoption of a few simple protocols allowed us to (1) sample in several locations in the city, under different scenarios, and (2) positively interact with the local community, generating public engagement.

pedestres e muitos outros fatores associados à própria cidade. Apesar do crescente interesse recente por espécies que habitam áreas urbanas, relativamente poucos estudos relatam a captura de animais nesses ambientes. Neste artigo, nosso objetivo é promover estudos de captura em áreas urbanas, compartilhando lições aprendidas e adaptações metodológicas desenvolvidas durante um estudo de aves que envolveu o uso extensivo de redes de neblina em áreas com diferentes graus de urbanização em uma grande cidade. Relatamos como algumas adaptações ao método de amostragem com rede de neblina e a adoção de alguns protocolos simples nos permitiram: (1) amostrar em vários locais da cidade, em diferentes cenários, e (2) interagir positivamente com a comunidade local, gerando engajamento público.

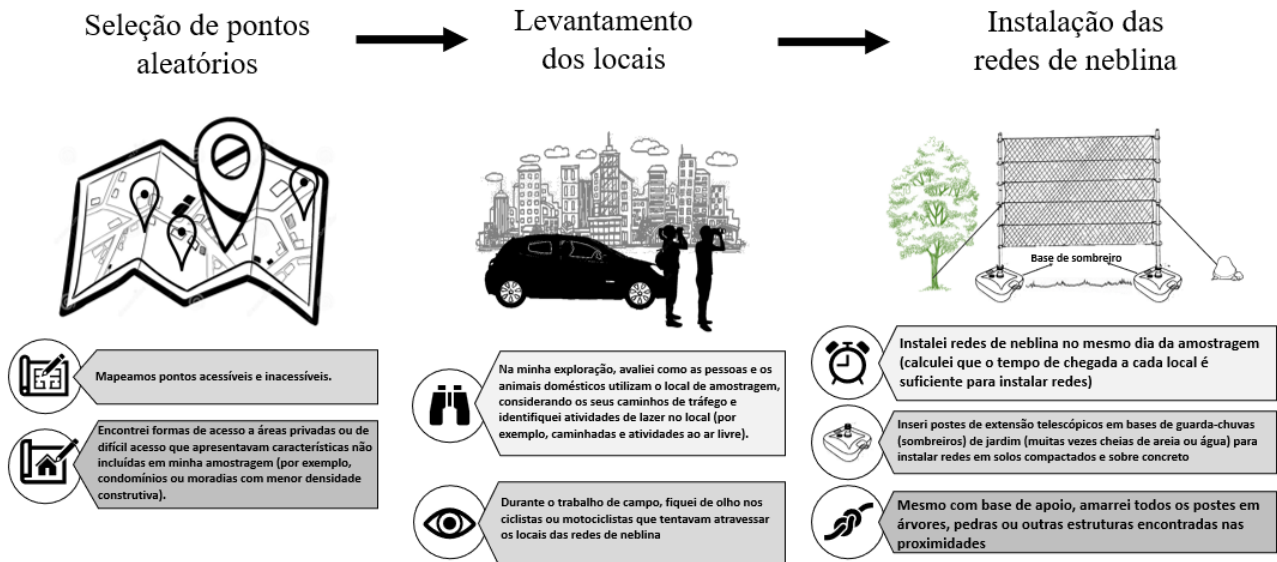
Palavras-chave: ambientes urbanos, anilhamento de aves, capturas de aves, urbanização.

Resumo

Até recentemente, os ambientes urbanos eram considerados pouco atraentes para pesquisas ecológicas devido à perda das condições ambientais originais (por exemplo, menor riqueza de espécies e presença de espécies exóticas), atividade de pedestres e muitos outros fatores associados à própria cidade. Apesar do crescente interesse recente por espécies que habitam áreas urbanas, relativamente poucos estudos relatam a captura de animais nesses ambientes. Neste capítulo, meu objetivo é promover estudos de captura em áreas urbanas, compartilhando lições aprendidas e adaptações metodológicas desenvolvidas durante um estudo de aves que envolveu o uso extensivo de redes de neblina em áreas com diferentes graus de urbanização em uma grande cidade. Relato como algumas adaptações ao método de amostragem com rede de neblina e a adoção de alguns protocolos

simples me permitiu: (1) amostrar em vários locais da cidade, em diferentes cenários, e (2) interagir positivamente com a comunidade local, gerando engajamento público.

Resumo gráfico



Introdução

A expansão urbana ameaça a biodiversidade (Groffman *et al.* 2017; Johnson & Munshi-South 2017; Knapp *et al.* 2021; McKinney 2002; Navarro *et al.* 2021a; Theobald *et al.* 1997) e pode ser considerada um fator que contribui para a extinção de espécies (Czech *et al.* 2000; Grimm *et al.* 2008; McDonald *et al.* 2008; Shochat *et al.* 2010; Vitousek *et al.* 1997). As áreas urbanas representam porções relativamente pequenas de cobertura do solo (quando comparadas com outros tipos de cobertura do solo), mas impulsionam mudanças ambientais de impacto global (Grimm *et al.* 2008; IPCC 2021; Seto *et al.* 2012) e irão englobar, até 2030, 60% da população mundial humana (United Nations 2018a). No entanto, sabe-se relativamente pouco sobre como os animais que habitam áreas urbanas lidam com as pressões existentes (Diamond 1986; Johnson & Munshi-South 2017; McDonnell & Hahs 2008). Assim, há uma necessidade cada vez mais urgente de compreender como as modificações extremas devidas à expansão urbana estão afetando a biodiversidade.

Capturar animais em ambientes urbanos é uma tarefa difícil. A expansão urbana geralmente envolve a transformação de habitats naturais em superfícies impermeáveis, como estradas, casas e

edifícios (Grimm *et al.* 2008; Groffman *et al.* 2017; Johnson & Munshi-South 2017; Knapp *et al.* 2021; McKinney 2002; Navarro *et al.* 2021a; Theobald *et al.* 1997) e é caracterizado por aumentos na densidade e frequência da atividade e do tráfego de pedestres (Grimm *et al.* 2008). Essas modificações dificultam as pesquisas em ambientes urbanos, principalmente os trabalhos que envolvem captura e manipulação de animais. Isto é agravado no caso das aves, que são carismáticas e apreciadas pelas pessoas, e cujo principal método de captura é através de redes de neblina. Os pesquisadores que se aventuram nesse desafio têm que se adaptar a diferentes situações, ajustando métodos e protocolos de amostragem (Adams *et al.* 2019; Amorim *et al.* 2021; Clark *et al.* 2014).

Isto pode explicar por que poucos estudos foram realizados em ambientes urbanos utilizando estes métodos de campo. Numa breve revisão da literatura, notei que a maioria dos estudos utilizando redes de neblina em áreas urbanas foram realizados principalmente em parques ou outros espaços verdes (veja o **Apêndice 6**). O trabalho realizado em parques urbanos (Taylor & Hochuli 2017) e áreas protegidas no entorno de assentamentos urbanos (Baesse *et al.* 2019; Ribeiro *et al.* 2022) ocorre em locais de campo que têm acesso e uso restritos por pessoas. Isto pode limitar a nossa compreensão dos impactos da urbanização na biodiversidade, uma vez que não estamos abordando questões ecológicas e evolutivas pertinentes às pressões urbanas que dependem do exame das aves na mão, tais como características morfológicas e de saúde, genética e dieta. Esses estudos só serão possíveis através do desenvolvimento de formas de instalação de redes de neblina com segurança em superfícies impermeáveis (como o concreto), capturando aves dentro das cidades e mantendo relações positivas com a população.

Aqui descrevo como capturar aves em diferentes locais do perímetro urbano de uma grande cidade. Descrevo várias adaptações e apresento resultados que incluem uma avaliação qualitativa das interações com a comunidade local. Ao relatar essas interações com o público, documento como lidei com diferentes situações e listando alguns contratempos.

Métodos

Captura das aves com redes de neblina

O estudo ocorreu em Brasília, capital do Brasil (15° 47'42.79" S, 48° 80'40.98" W), entre abril e setembro de 2022. Brasília foi planejada e construída no final da década de 1950. Abrange uma área de 5.760,78 km² e abriga quase 3 milhões de habitantes, sendo a terceira maior cidade do Brasil (IBGE 2023). Após décadas de intensa mudança paisagística mediada pelo homem, a vegetação

natural da cidade (dentro do bioma Cerrado; Eiten 1972; Ribeiro & Walter 2008) pode ser encontrada como remanescentes irregulares em áreas protegidas. A área habitada de Brasília representa um gradiente de configurações urbanas, desde bairros com casas cercadas por jardins e áreas verdes públicas até bairros com superfícies predominantemente impermeáveis cujas áreas verdes são restritas a canteiros entre ruas e praças cercadas por edifícios sem jardins (**Figura 5**).

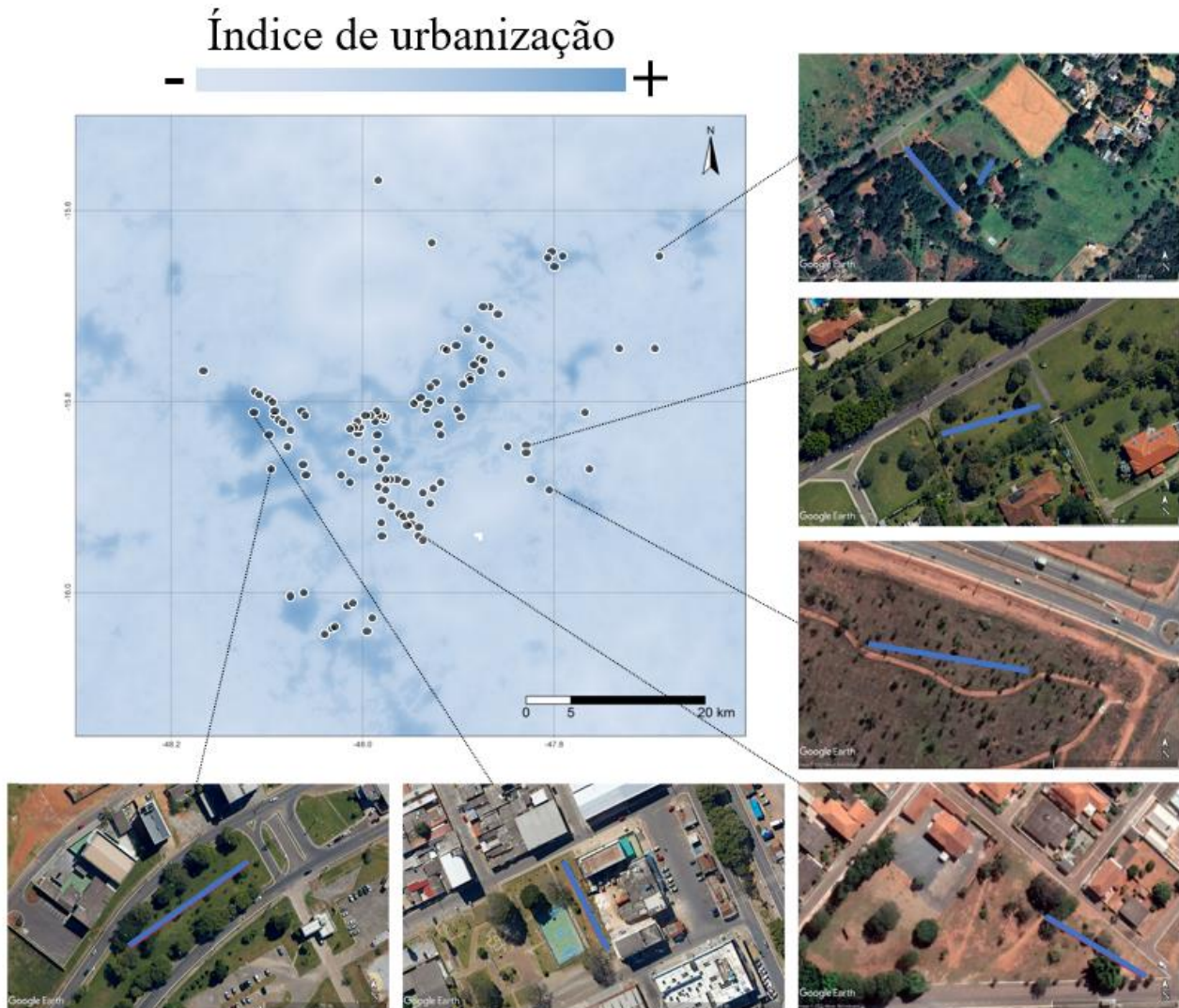


Figura 5. Área de estudo, localizada em Brasília, capital do Brasil. O mapa indica a intensidade urbana para nossa região, com a intensidade da cor azul indicando áreas com maior intensidade urbana. Os pontos pretos representam os 115 locais de amostragem. Os locais de trabalho de campo abrangeram espaços com baixa densidade populacional para locais densamente povoados e com elevada circulação de pedestres. Em destaque estão imagens de satélite, mostrando a distinção das áreas amostradas ao longo da paisagem urbana. As linhas azuis nas imagens indicam o local que foi coloca as redes de neblina.

Utilizei o método de rede de neblina para captura de aves (utilizei redes com malha de 36 mm, 10 m de comprimento, 3 m de altura e 5 bolsas). Escolhi a malha de 36 mm pela sua eficácia na

captura de uma ampla gama de aves de diferentes tamanhos, principalmente Passeriformes (Heimerdinger & Leberman 1966; Pardieck & Waide 1992; Roos 2010), e por ser uma tamanho de malha amplamente utilizado na área de estudo (Roos 2010), e em todo o mundo (Karr 1979; Keyes & Grue 1982). O número de redes por local variou de 3 a 10 (média = 6 redes) devido às características espaciais de cada ponto amostral. Capturei as aves com redes entre 06:00 h e 12:00 h (**Apêndice 7**). Um estudo piloto (junho e julho de 2021) foi crucial para o planejamento da minha metodologia, com adaptações à heterogeneidade ambiental e à dinâmica da atividade humana.

Adaptação do método de captura de aves com rede de neblina ao ambiente urbano

Adaptei os procedimentos padrão utilizados em projetos com redes de neblina – tais como amostragem aleatória estratificada, levantamento local e instalação de redes – ao contexto urbano dos meus locais de estudo. Essas adaptações são: **Etapa 1** - o uso de amostragem não aleatória (visando abranger a mais ampla seleção de espaços urbanos), uma vez que não tive acesso irrestrito a todos os locais; **Etapa 2** - levantamentos preliminares dos locais de amostragem para antecipar possíveis contratempos; e **Etapa 3** - instalação de redes de neblina com barras extensíveis telescópicas fixadas em bases de guarda-sóis (sombreiros) para garantir a estabilidade das redes colocadas sobre solos compactos e concretados (**Figura 6**). Além disso, para compreender a aceitação do público, documentei as interações interpessoais que vivenciei ao longo da minha amostragem, classificando essas interações com público como indiretas e diretas, dividindo estas últimas em positivas e negativas (**Tabela 1**).

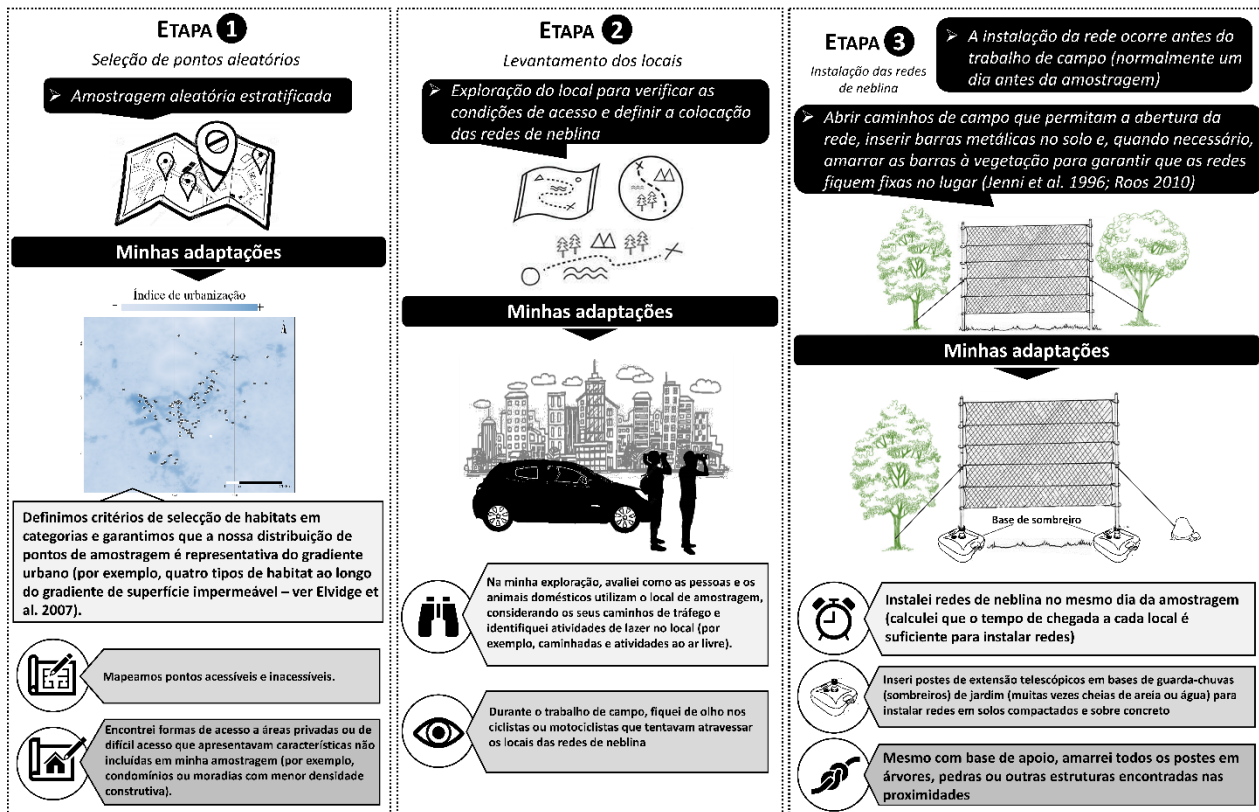


Figura 6. Adaptações metodológicas realizadas em meu projeto de captura de aves nas áreas urbanas de Brasília, Brasil. As imagens representam as três etapas e procedimentos comumente realizados durante projetos padrão de redes de neblina para aves e os ajustes necessários para eles em um contexto urbano.

Tabela 1. Tipos e descrição das interações interpessoais registradas durante a amostragem em Brasília, Brasil.

Tipo de interação	Descrição
Indireto: Aproximação e leitura de placas informativas	As pessoas que passavam pelos locais de amostragem caminhavam em direção às redes para ler os sinais informativos, mas assim que os liam, não tinham interesse em nos procurar para obter mais explicações
Direto e positivo: Abordagem para conversar, parabenizar e apoiar o projeto	As pessoas abordaram a equipe e demonstraram interesse na pesquisa. As pessoas demonstraram apoio e compartilharam conhecimentos sobre as aves locais quando explicamos o projeto. Em algumas ocasiões, recebemos até apoios como alimentos e água dos moradores
Direto e negativo: Aproximar-se para falar, questionar e reclamar da presença dos pesquisadores	As pessoas se aproximaram curiosamente da equipe. Porém, nestes casos, mesmo quando foi explicado os objetivos do projeto, as pessoas demonstraram uma atitude negativa, julgando-o desnecessário. Alguns demonstraram desconforto com a presença no local de amostragem

Ao contrário dos ambientes naturais, onde a possibilidade de encontro com as pessoas é reduzida, nos ambientes urbanos as pessoas fazem parte do contexto. Assim, a presença e a atividade de amostragem dos pesquisadores em um bairro podem causar curiosidade e podem até ser percebidas como uma ameaça. O primeiro passo para evitar conflitos com pedestres e ciclistas foi tentar, tanto quanto possível, posicionar as redes fora dos caminhos existentes (**Figura 7a, b**). Como isso não foi possível na maioria dos pontos de amostragem, procurei posicionar minha base de pesquisa próxima às vias e distribuir sinalização (explicando o projeto e indicando a presença de redes) perto dos locais onde minhas redes estavam próximas, bloqueando parcialmente ou interrompendo caminhos. Como geralmente os pesquisadores estavam longe dos limites das redes, também foi colocadas sinalizações nas extremidades das redes para que as pessoas pudessem observar as redes e ter contato com informações do projeto (**Figura 7b, c**). Por último, após a experiência adquirida no estudo piloto, adotei o uso de coletes que identificavam cada pesquisador durante o trabalho de campo (**Figura 7d, e**).

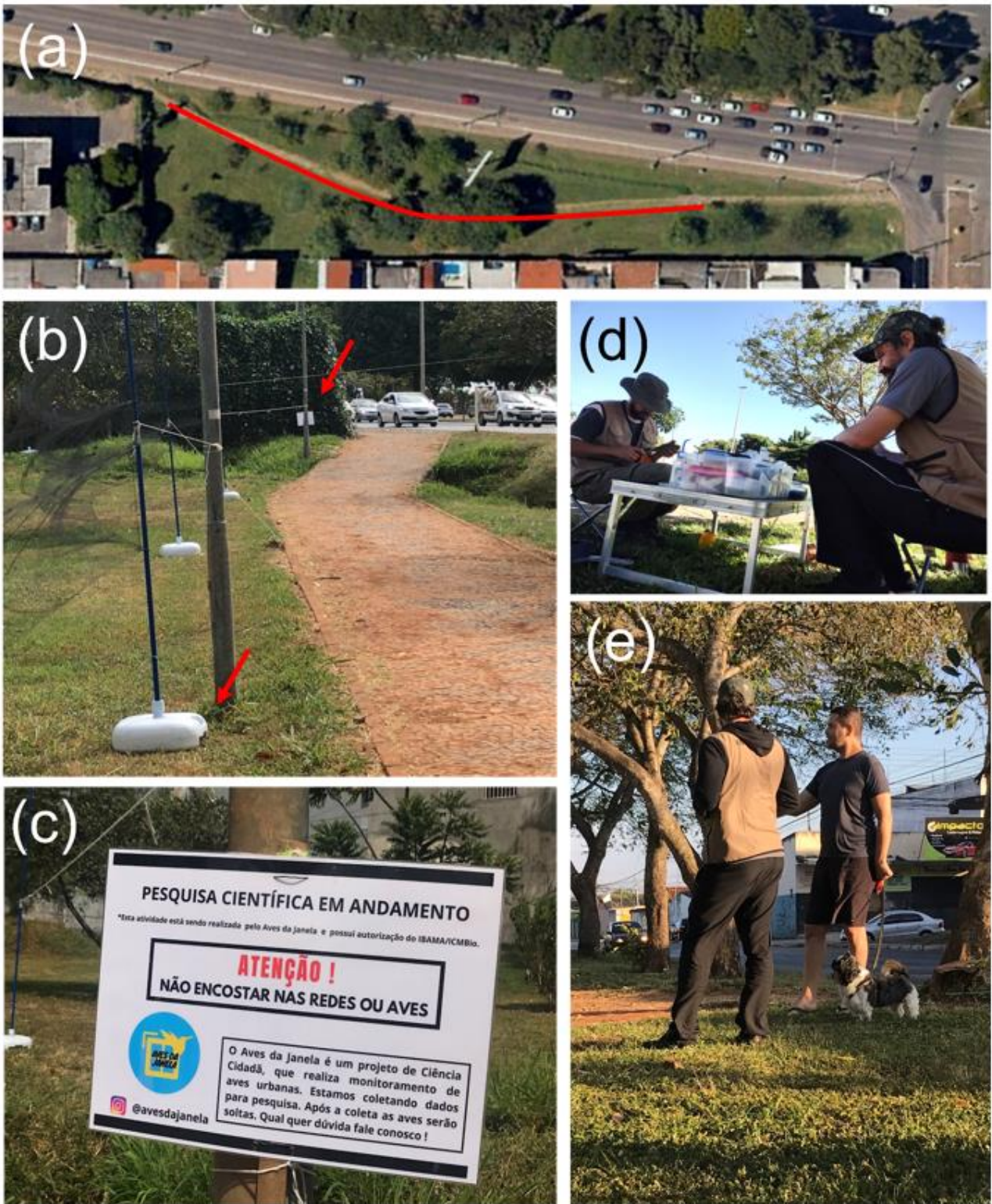


Figura 7. Exemplo de uma área urbana amostrada ($15^{\circ}48'53.83''$ S, $48^{\circ} 03'30.90''$ W) durante o desenvolvimento do projeto. (a) Imagem de satélite mostrando a área de estudo. A linha vermelha indica o local escolhido para instalação da rede; (b) Redes de neblina instaladas junto a uma via de pedestre. As setas indicam a localização da placa de informação aos pedestres e a base do guarda-sol (sombreiro) utilizada para fixação dos postes da rede; (c) Detalhe da placa informativa sobre a pesquisa em andamento, indicando o perfil nas redes sociais ([instagram.com/avesdajanela](https://www.instagram.com/avesdajanela)). Esta placa traz informações gerais sobre o projeto e indica claramente que o projeto está autorizado pelas autoridades ambientais; (d) Base de pesquisa, instalada próxima às redes de neblina; (e) Uma interação positiva com um residente local. Na ocasião, as interações dos pesquisadores com a população permitiram explicar detalhadamente a metodologia de amostragem e os objetivos do projeto de pesquisa.

Resultados

A amostragem não aleatória cobriu habitats variados, totalizando 115 locais de amostragem (amostrados ao longo de 115 dias), distribuídos em regiões de Baixo (25,2%), Médio (28,7%), Alto (29,5%), e Muito Alta urbanização (16,5%). Durante os meus levantamentos preliminares, e com a ajuda de um mapeamento prévio de locais potenciais de amostragem, investiguei a maioria dos potenciais locais para colocação das redes em 6 dias.

As instalações de redes de neblina em todos os locais de amostragem foram bem-sucedidas. As bases dos guarda-sol (sombreiros) cumpriram o seu papel de fixação dos postes das redes, mas ainda tive que amarrá-los à vegetação circundante ou às rochas para evitar que o vento derrubasse as redes. Em certas ocasiões, quando a vegetação circundante podia danificar as redes, amarrei os ramos das plantas em vez de cortá-los.

Capturei um total de 1.607 aves de 71 espécies (4.383,08 horas-rede). A maior parte da amostragem foi realizada por duas pessoas, mas descobri que uma terceira pessoa tornou a minha amostragem com a rede neblina mais eficiente. Notei também que os coletes de identificação contribuíram para uma maior aceitação da nossa presença nos locais de amostragem.

Experimentei mais interações indiretas (70,76%) do que diretas (29,24%). A maioria das interações diretas que vivenciei foi positiva (97,73%). Em 2,27% das interações negativas e diretas, as pessoas ficaram desconfortáveis com as redes de neblina, fazendo perguntas hostis sobre a presença nos locais de amostragem, indagando sobre a legalidade da presença dos pesquisadores.

Discussão

Meus ajustes aos métodos padrão de redes de neblina para condições urbanas foram frutíferos. Mesmo com um esforço amostral menor, minhas taxas de captura superaram as de alguns estudos feitos em regiões naturais do mesmo bioma, o Cerrado (por exemplo, Luz *et al.* 2012; Piratelli 2003; Piratelli & Blake 2006). Na verdade, estudos mostram que o tamanho populacional e a densidade de algumas espécies são maiores em ambientes urbanos (por exemplo, Baladrón *et al.* 2020; Clergeau *et al.* 1998), podendo justificar essas taxas de capturas. As adaptações metodológicas adotadas aqui para capturar aves em ambientes urbanos variados e representativos me permitiu obter um conjunto de dados robusto sem grandes inconvenientes. A seguir, forneço mais detalhes sobre como isso foi possível e discuto como ocorreram as interações interpessoais durante meu trabalho de campo.

O uso de amostragem não aleatória

Meu projeto pretendia cobrir diferentes áreas ao longo de um gradiente de urbanização. Normalmente, os estudos de aves urbanas limitam-se a avaliar o impacto urbano através de comparações discretas entre ambientes naturais e parques urbanos (Taylor & Hochuli 2017). Meu desenho não aleatório me permitiu amostrar áreas com impacto urbano baixo, médio, alto e muito alto, visando representar todas as quatro categorias, embora a proporção de locais em áreas altamente urbanizadas fosse menor por razões logísticas. Isto significa que ainda temos desafios na avaliação dos impactos urbanos sobre as aves em áreas com elevado grau de urbanização. O meu trabalho demonstra a utilidade de levantamentos preliminares, mapeando e explorando locais potenciais para avaliar a sua acessibilidade. Levantamentos preliminares permitiram identificar antecipadamente o tráfego de pedestres e as travessias de ciclistas para planejar a instalação da rede.

Adaptações à colocação das redes de neblina

Minhas pequenas alterações na configuração padrão da rede de neblina para captura de aves permitiram amostrar todos os locais selecionados. Apoiar postes de redes de neblina com bases de guarda-sol (sombrieros) me permitiu instalar redes em locais onde o solo era compactado ou concretado, e ajudou a não perder tempo na tentativa de fixar as hastes em superfícies duras (o que é bastante comum em áreas urbanas com solo compactado). Embora a utilização de redes de neblina seja possível com apenas duas pessoas, uma terceira pessoa é preferível para interagir com pessoas curiosas, para alertar pedestres desatentos (para que não colidam com redes) e para gerir outras tarefas de trabalho de campo. As placas fixadas na ponta de uma rede e os coletes de identificação foram muito importantes para que as pessoas identificassem que se tratava de um estudo formal e transmitissem uma sensação de trabalho de campo seguro.

Como lidei com as redes de neblina e as interações interpessoais

O meu estudo, que visou avaliar o papel da cobertura do solo urbano nas populações e nos indivíduos de aves, restringiu-se a uma cidade o que não possibilita fazer predições para outros locais, principalmente relacionado a interação com as pessoas durante as capturas dos animais. No entanto, os meus dados podem encorajar os investigadores a trabalharem nas cidades devido a possíveis interações diretas e negativas com o público. Minha experiência com interações públicas diretas

indica que elas tendem a ser positivas. Em muitas dessas interações, recebi elogios e pude compartilhar nosso conhecimento e os resultados do estudo com a população local. Os residentes frequentemente compartilhavam com a equipe em campo suas interações com os pássaros, incluindo mantê-los como animais de estimação e alimentá-los. Infelizmente, eles também relataram predação de aves por animais domésticos, especialmente gatos. No geral, isso mostra que além da pesquisa com uso de redes de neblina, o trabalho de campo na cidade também é uma ótima oportunidade para divulgar informações científicas. Mostra também que existe um interesse generalizado pelas aves e indica uma promissora área de pesquisa, envolvendo as pessoas na investigação urbana (a chamada ciência cidadã, ver MacPhail & Colla 2020). Durante o trabalho de campo, tive a oportunidade de promover o meu projeto de ciência cidadã “Aves da Janela” ([instagram.com/avesdajanela](https://www.instagram.com/avesdajanela)), que visava avaliar os impactos da urbanização na distribuição dos pássaros no espaço e no tempo, gravando seus cantos em suas residências.

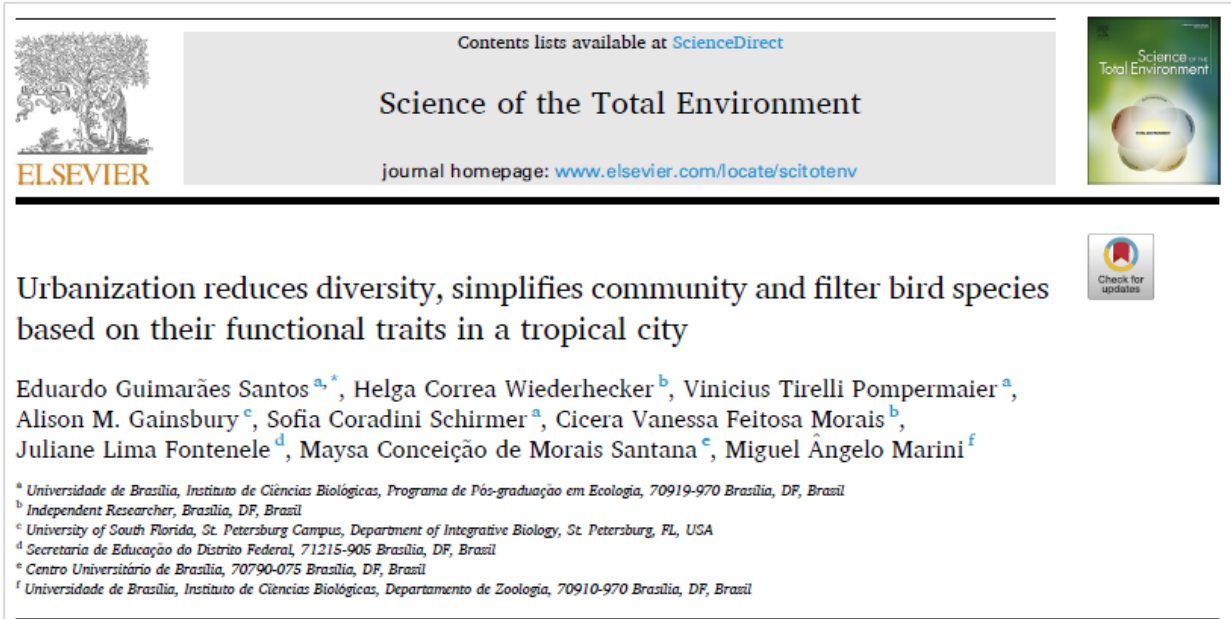
Também vivenciei interações negativas que valem a pena relatar. Para citar alguns exemplos, uma situação envolveu desconforto devido à obstrução parcial de uma via, contrastando com minha ideia inicial de que as pessoas se incomodariam com a captura das aves. Em outras duas ocasiões, os moradores ficaram incomodados com a presença da equipe em frente às suas residências. Embora os nossos locais de campo fossem todos espaços públicos, seria sensato evitar este tipo de conflito contactando as associações de moradores para alertá-los sobre a investigação de aves em curso muito perto das suas residências. Apesar dessas desvantagens, nenhuma interação negativa resultou em limitações ao meu trabalho.

Considerações finais

Minha investigação demonstra que é possível enfrentar o desafio de capturar aves com redes de neblina nas cidades e avançar nosso conhecimento sobre aves urbanas aplicando alguns ajustes no desenho amostral e nos métodos padrão de redes de neblina. No geral, tive resultados positivos tanto nas capturas de aves quanto nas interações interpessoais com a população local. Tenho consciência de que a minha experiência pode ser diferente em outros contextos, pois cada cidade tem a sua própria dinâmica cultural e socioeconômica. No entanto, espero que o meu relato encoraje mais investigadores a expandir a sua cobertura amostral para além dos parques urbanos, alcançando diferentes habitats urbanos. Acredito que, ao instalar as nossas redes de neblina sobre o concreto urbano, seremos capazes de avançar na nossa compreensão dos impactos ecológicos e evolutivos da urbanização nas aves, essenciais para o planeamento de cidades mais amigáveis à biodiversidade.

Capítulo 3 – A urbanização reduz a diversidade, simplifica a comunidade e filtra espécies de aves com base em seus atributos funcionais em uma cidade tropical

Esse capítulo foi publicado na revista *Science of the Total Environment*: Santos EG, Wiederhecker HC, Pompermaier VT, Gainsbury AM, Schirmer SC, Morais CVF, Fontenele JL, Santana MCM, Marini MÂ (2024) Urbanization reduces diversity, simplifies community and filter bird species based on their functional traits in a tropical city. *Science of the Total Environment*. 935: 173379. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173379>



Contents lists available at [ScienceDirect](#)

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv

Urbanization reduces diversity, simplifies community and filter bird species based on their functional traits in a tropical city

Eduardo Guimarães Santos^{a,*}, Helga Correa Wiederhecker^b, Vinicius Tirelli Pompermaier^a, Alison M. Gainsbury^c, Sofia Coradini Schirmer^a, Cicera Vanessa Feitosa Morais^b, Juliane Lima Fontenele^d, Maysa Conceição de Morais Santana^e, Miguel Ângelo Marini^f

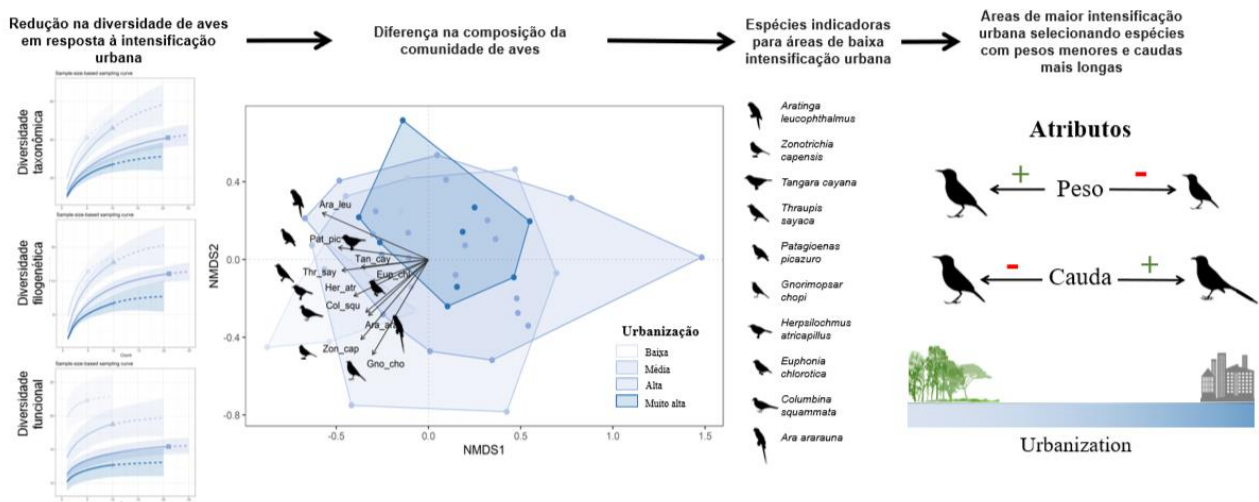
^a Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Ecologia, 70919-970 Brasília, DF, Brazil
^b Independent Researcher, Brasília, DF, Brazil
^c University of South Florida, St. Petersburg Campus, Department of Integrative Biology, St. Petersburg, FL, USA
^d Secretaria de Educação do Distrito Federal, 71215-905 Brasília, DF, Brazil
^e Centro Universitário de Brasília, 70790-075 Brasília, DF, Brazil
^f Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia, 70910-970 Brasília, DF, Brazil

Resumo

Compreender como os organismos estão lidando com as grandes mudanças impostas pela intensificação urbana é uma tarefa complexa. Na verdade, a nossa compreensão dos impactos da urbanização na biodiversidade é escassa no Sul global em comparação com o Norte. Neste estudo, avaliei como as comunidades de aves são afetadas pelo impacto da intensificação urbana em uma cidade tropical. Assim, avaliei se o aumento da intensificação urbana 1) compromete a diversidade de aves (levando em conta as dimensões taxonômica-TD, filogenética-PD e funcional-FD), 2) impulsiona mudanças na composição da comunidade de aves e permite a detecção de espécies indicadoras de tal impacto e 3) leva a mudanças nas características funcionais das aves ligadas à reprodução, aquisição de recursos e sobrevivência. Descobri que a intensificação urbana tem um impacto direto na comunidade de aves, reduzindo todos os três tipos de diversidade. Comunidades

em áreas de maior intensidade urbana são representadas por menos espécies, e estas espécies são filogenética e funcionalmente menos distintas. Além disso, detectei pelo menos dez espécies de áreas de menor intensidade urbana que se mostraram mais sensíveis à intensificação urbana. No que diz respeito às características das aves, não encontrei respostas significativas das variáveis reprodutivas, de uso do habitat e de alimentação. O peso corporal e o comprimento da cauda foram as únicas variáveis com resultados significativos, com áreas de maior intensidade urbana selecionando espécies com pesos menores e caudas mais longas. Dada a perda global de biodiversidade que estamos observando, esta informação pode orientar os gestores e planejadores urbanos na concepção de paisagens urbanas para manter a biodiversidade nas cidades.

Resumo gráfico



Introdução

O processo de urbanização altera os ambientes de forma significativa, sendo que uma forma de entender o seu efeito nos animais é avaliar a diversidade taxonômica, medida como o número de espécies em uma determinada assembleia e suas proporções (Magurran 2004; Moreno *et al.* 2017). Em áreas urbanas, por exemplo, foi relatada a importância de fragmentos de vegetação para manutenção de diferentes táxons como: anfíbios (Hamer 2022), mamíferos (Van Helden *et al.* 2020), aves (Chaiyarat *et al.* 2019; Champness *et al.* 2019; Dale 2018; Mayorga *et al.* 2020; Pirzio Biroli *et al.* 2020; Shcuylar Fonaroff 1974; Tryjanowski *et al.* 2017; Tu *et al.* 2020), biodiversidade do solo (Joimel *et al.* 2019; Tresch *et al.* 2019), artrópodes (Ješovnik & Bujan 2021; Mata *et al.* 2017; Pendl

et al. 2022) e plantas (Matthies *et al.* 2017; McKinney 2008a). Além disso, hoje sabemos que as características urbanas podem afetar os animais, mesmo os que conseguem sobreviver nesses ambientes. O aumento do ruído nas áreas urbanas, por exemplo, foi relacionado ao menor tempo de vida, alteração de padrões comportamentais e impacto direto na comunicação dos animais (Barbosa *et al.* 2020; Castaneda *et al.* 2020; Dorado-Correa *et al.* 2018; Gentry & Luther 2019; Lee & Park 2019; Manzanares Mena & Macías Garcia 2018; Pearson & Clarke 2019). Ainda, o aumento da temperatura nos ambientes urbanos foi relacionado a alteração na reprodução dos animais (Batisteli *et al.* 2021) e a luz artificial influencia diretamente os indivíduos nas áreas urbanas (Nordt & Klenke 2013; Russ *et al.* 2017; Van Doren *et al.* 2017; Villarroya-Villalba *et al.* 2021; Welbers *et al.* 2017; Xue *et al.* 2020; Zheng *et al.* 2021). Assim, devido a todas as características listadas acima, as áreas urbanas parecem filtrar animais com maior plasticidade e que, conseqüentemente, alteram suas características para conseguir persistir nesses ambientes, reduzindo assim a riqueza de espécies.

Hoje temos uma ideia inicial dos fatores que podem afetar a estruturação das assembleias que sobrevivem em ambientes urbanos. Foi relatada, por exemplo, a homogeneização da biodiversidade decorrente do ruído urbano que impossibilita a permanência de algumas espécies (Alquezar *et al.* 2020; Blouin *et al.* 2019). Ou seja, o maior nível de ruídos dificulta a comunicação dos animais que tendem a evitar os ambientes e, conseqüentemente, reduz a riqueza. Ainda, a luz artificial foi associada a alterações no ritmo circadiano de aves (Dominoni *et al.* 2013), tendo afetado nos padrões de repouso dos animais afetando sua saúde, com diminuição, por exemplo, da melatonina (Ouyang *et al.* 2017). Em contrapartida, a luz artificial também foi associada ao maior fornecimento alimentar, atraindo espécies de presas que servem de recurso para os animais, podendo alterar seu hábito de forrageamento (Russ *et al.* 2015b; Spoelstra *et al.* 2015). Isso mostra como é complexo explorar e definir os fatores de influência e, dessa forma, projetar maneiras de como reduzir os impactos e preservar a biodiversidade urbana. Assim, tendo em vista que as aves respondem a mudanças antropogênicas e sua taxonomia é bem resolvida e conhecida, elas são um bom modelo para entender a influência da urbanização (Lepczyk *et al.* 2017; Leveau 2019; Pautasso *et al.* 2011).

Apesar desse conhecimento acumulado, muitos trabalhos exploraram as áreas urbanas de forma mais geral. É visto, por exemplo, um alto número de trabalhos focados em espaços verdes urbanos (parques, cemitérios, reservas inseridas dentro do cidade, etc.) (Taylor & Hochuli 2017), mostrando uma menor atenção direcionada a entender as espécies nos centros das cidades. Ainda, é observado um alto número de trabalhos que tratam as áreas urbanas de forma categórica, contrastando, por exemplo, áreas naturais/rurais versus áreas urbanas (Akçay *et al.* 2019; Feng & Liang 2020; Grabarczyk & Gill 2019; Hajdasz *et al.* 2019; Lenis & Guillermo-Ferreira 2020; Leveau & Leveau

2020; Luna *et al.* 2020; Marín-Gómez *et al.* 2020; Mori *et al.* 2020; Palacio 2020; Santiago-Alarcon *et al.* 2020; Sohil & Sharma 2020; Vincze *et al.* 2019), ou dividindo as áreas urbanas em três, quatro ou mais níveis de urbanização (Amiot *et al.* 2022; Champness *et al.* 2019; Ciach & Fröhlich 2017; Evans *et al.* 2017; Heller *et al.* 2019; Herrera-Deñás *et al.* 2017; Jiménez-Peñuela *et al.* 2019; Kale *et al.* 2018; Leveau 2018; Mao *et al.* 2019; Moreno-Contreras *et al.* 2019; Pagani-Núñez *et al.* 2019; Pal *et al.* 2019; Pollock *et al.* 2017). Em contrapartida, poucos trabalhos exploraram a urbanização de forma contínua. O percentual de área construída (conhecido como “superfície impermeável”), por exemplo, tem se demonstrado um bom proxy da intensidade de urbanização (Adams *et al.* 2019; Eakin *et al.* 2018; Evans *et al.* 2018; Murray *et al.* 2018; Rose *et al.* 2017; San Martín-Cruz *et al.* 2024; Souza *et al.* 2019; Tsang *et al.* 2019), tendo como principal vantagem a comparação entre estudos (Groffman *et al.* 2017; Johnson & Munshi-South 2017; McKinney 2002; Navarro *et al.* 2021a; Theobald *et al.* 1997).

As aves constituem um grupo altamente diverso (principalmente na região neotropical, veja Hawkins *et al.* 2007), com as espécies apresentando diferentes sensibilidades à urbanização. Não por acaso as aves são amplamente estudadas em ambientes urbanos (veja, por exemplo, Hahs *et al.* 2023; Rega-Brodsky *et al.* 2022; Sol *et al.* 2014). Apesar disso, padrões consistentes relacionados a como as espécies de aves lidam com urbanização ainda são questionáveis. Em uma revisão recente, por exemplo, Neate-Clegg *et al.* (2023), identificaram que aves tolerantes à urbanização tendiam a ser menores, menos territorialistas, possuíam maior capacidade de dispersão, nichos alimentares e de habitats mais amplos, maior tamanho de ninhada e maior longevidade. Em contrapartida, avaliando a diversidade de aves de 137 cidades com dados coletados por cientistas cidadãos, Richardson *et al.* (2023), verificaram uma relação da diversidade entre cobertura florestal aberta, de cultivo e de zonas úmidas, sugerindo que o habitat de uso das aves determinavam a tolerância das espécies ao processo de urbanização. Ainda, uma revisão focada no impacto da urbanização na fisiologia das aves não mostrou resultados consistentes, levando os autores a sugerirem uma padronização dos estudos com intuito de garantir a identificação de padrões globais (Deviche *et al.* 2023). Dessa forma, se acumulam os estudos que demonstram que as áreas urbanas afetam os animais, podendo inclusive levar a mudanças evolutivas nas populações (Johnson & Munshi-South 2017; Lambert *et al.* 2021; Swaddle *et al.* 2015).

O levantamento acústico é um método emergente que possibilita a amostragem de animais que produzem sons com a vantagem de não interferência do pesquisador no grupo amostrado (Blumstein *et al.* 2011; Burivalova *et al.* 2018; Krause & Farina 2016; Machado *et al.* 2017; Pijanowski *et al.* 2011; Rajan *et al.* 2019; Sueur *et al.* 2014; Villanueva-Rivera *et al.* 2011). A amostragem acústica

vem sendo aplicada a uma gama de táxons distintos de forma efetiva (Aide *et al.* 2013; Bader *et al.* 2015; Celis-Murillo *et al.* 2009; Darras *et al.* 2016; Mielke & Zuberbühler 2013; Wimmer *et al.* 2013). No caso das aves, por exemplo, a característica sonora é marcante com a maior parte das espécies possuindo traços vocais característicos e distinguíveis (Rajan *et al.* 2019), tornando o segundo grupo mais abarcado pelos monitoramentos acústicos realizados no mundo (Sugai *et al.* 2019). Dessa forma, a coleta de dados acústica é um aliado do pesquisador, pois permite a coleta de dados de forma eficaz e sem riscos.

Neste trabalho, tive como objetivo avaliar como a intensificação urbana impacta a diversidade de aves em uma grande cidade tropical. Avaliei este impacto para as três dimensões de diversidade: diversidade taxonômica (TD), diversidade filogenética (PD) e diversidade funcional (FD). Minha hipótese geral é de que a intensificação urbana reduzirá de forma significativa a diversidade de aves nas três dimensões de diversidade avaliadas. Além disso, avaliei se a intensificação urbana impacta a composição da comunidade de aves e promove uma filtragem de espécies (avaliando atributos funcionais relacionados à reprodução, aquisição de recursos e sobrevivência). Discuto meus achados e suas implicações para o debate sobre o crescimento do processo de urbanização global.

Métodos

Coleta de dados

A amostragem da comunidade de aves foi feita através de gravações de áudios realizados entre os anos de 2020 e 2023. Devido às restrições de locomoção impostas pela pandemia de COVID-19, criei um projeto com auxílio da população local (ciência cidadã, Instagram - @avesdajanela, www.bio.institutojurumi.org.br/avesdajanela), uma abordagem cada vez mais comum, sendo amplamente testada e confirmada como importante ferramenta para responder diversas questões relacionados à biodiversidade (Boakes *et al.* 2016; Kerstes *et al.* 2019; Loos *et al.* 2015; MacPhail & Colla 2020; Mitchell *et al.* 2020; Santos *et al.* 2023c). Entretanto, trabalhos com uso de ciência cidadã são complexos e muita cautela é necessária para que os dados sejam valiosos. Assim, para adesão dos voluntários segui um protocolo de três etapas iniciais, que teve por intuito ampliar o engajamento da população e garantir um número amostral satisfatório: (1) os voluntários teriam que instalar um aplicativo de gravação no celular, coletando gravações em um formato de alta qualidade (.wav). Escolhi dois aplicativos gratuitos de celular (Android: RecForge II, iOS: RØDE Rec - Reporter); (2) as gravações deveriam ser realizadas no mesmo local, escolhido pelo próprio voluntário. Os

voluntários foram orientados a fazer gravações da janela de sua casa, tendo em vista ser um local que não demandaria muito esforço e garantiria múltiplas gravações em diferentes dias; e (3) cada gravação realizada deveria ter duração mínima de 5 minutos, definido através de uma abordagem piloto com amigos e familiares, com intuito de determinar um tempo mínimo que não desestimulasse o voluntário, tendo em vista a não possibilidade de utilização do celular durante as gravações. Além disso, não fiz nenhuma restrição em relação a data e hora das gravações. Qualquer filtro em relação às gravações foi feito posteriormente (veja abaixo). Os áudios gravados pelos voluntários foram enviados diretamente para uma nuvem do google drive.

Após três anos de coleta, acumulei 975 horas de áudios gravados, de 150 locais. Para validação dos áudios enviados, segui três etapas de filtros: (1) inspeção visual - Nessa etapa eu abri cada áudio no programa Raven Pro 1.6 (Standard License fornecida ao autor via e-mail), e fiz uma inspeção visual dos arquivos, retirando áudios com qualquer tipo de problema (ex: interferência de estática, ruído intenso feito pelo próprio voluntário, ruído intenso de aparelhos domésticos das residências etc.); (2) verificação do horário de maior atividade das aves - Nessa etapa eu retirei todos os áudios que não foram gravados no intervalo do início da manhã (entre 5:00 e 10:00), considerado o melhor horário para amostragem de aves (Vielliard *et al.* 2010); (3) escolha de locais com amostragem mínima. Para minha área de estudo é sugerido um mínimo de 20 minutos de ponto de escuta para uma amostragem satisfatória (Vielliard *et al.* 2010). Dessa forma, de forma conservadora, selecionei apenas locais que tiveram um mínimo de 25 minutos de gravação válidos (46 locais de amostragem, **Figura 8**). Após os três primeiros filtros, acumulei um total ~528 horas de áudios válidos. Os locais de gravação apresentaram uma distribuição desigual, com poucos locais com muitas gravações e muitos locais com poucas gravações (veja o **Apêndice 3**). Para minhas análises com esses áudios, particionei os áudios em intervalos de 1 minuto. Em cada um dos 46 pontos, aleatorizei um trecho de 25 minutos para ser escutado. Escutei 25 minutos, retirados de forma aleatória de todo conjunto de dados para os 46 pontos escolhidos (1150 minutos escutados, 25 minutos por local). Para cada minuto escutado, identifiquei e registrei as espécies (presença e ausência). Com essa amostragem identifiquei 60 espécies de aves, de 10 ordens e 26 famílias (para acessar a lista de espécies veja o **Apêndice 5**).

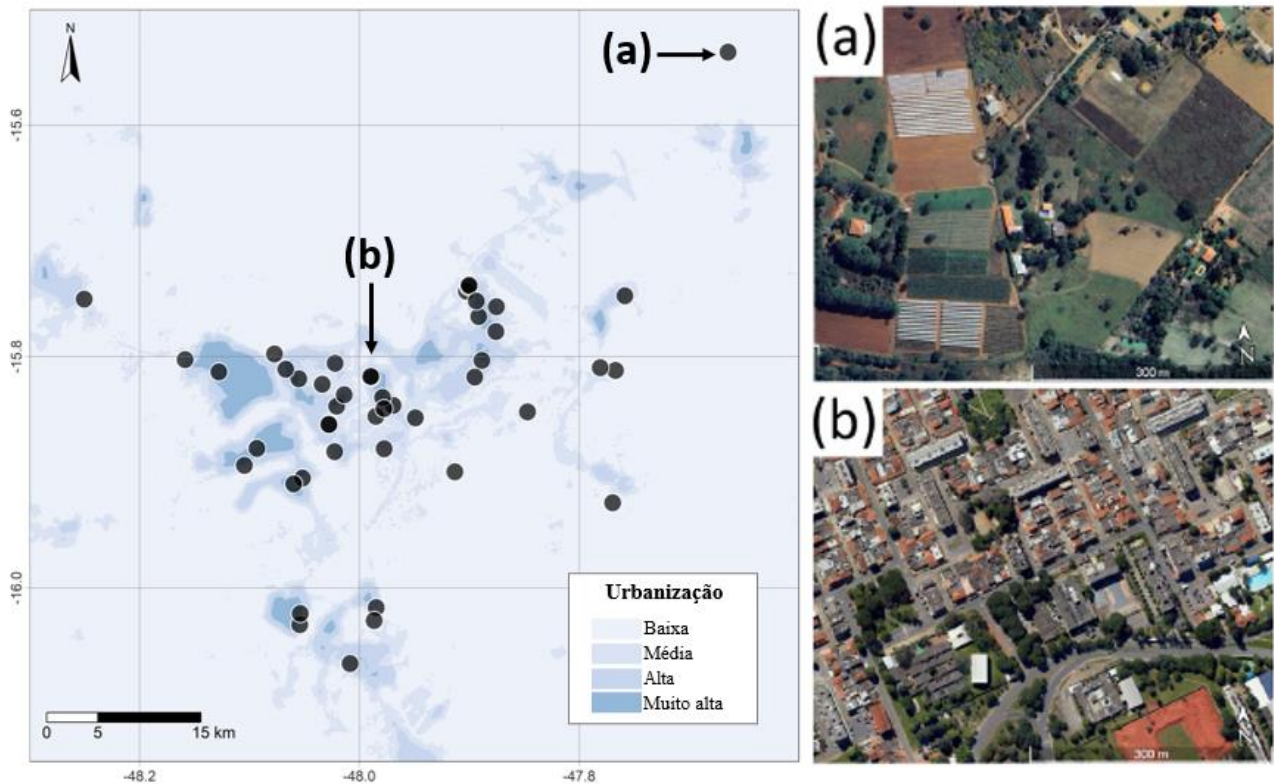


Figura 8. Área de estudo, em Brasília, Brasil. O mapa está subdividido em quatro níveis de urbanização, determinados com base no índice de urbanização gerado para a minha área de estudo (Santos et al. 2023b). A intensidade de urbanização é representada pela intensidade das cores, indo de regiões com menor intensidade de urbanização (azul claro) até áreas de maior intensidade de urbanização (azul escuro). Os pontos pretos indicam as 46 locais de amostragem. À direita é apresentado fotos do Google Earth dos dois extremos de urbanização da minha amostragem, com uma área menos urbanizada (a) e uma área mais urbanizada (b).

Atributos funcionais

Os atributos funcionais selecionados para as análises foram: tamanho médio da ninhada (número de ovos por ninhada), localização do ninho (chão, rocha/buraco de árvore, buraco de árvore/vegetação, vegetação/buraco de árvore), tipo de ninho (cavidade, fechado, aberto), comprimento do bico (culmen), narina-ponta, largura do bico, altura do bico, comprimento do tarso, *hand-wing index* (HWI), comprimento da cauda (mm), peso (g), estrato de forrageamento (aéreo, dossel, terrestre, terrestre/dossel, terrestre/sub-bosque, sub-bosque, sub-bosque/dossel), nicho trófico (predador aquático, frugívoro, granívoro, invertívoro, nectarívoro, onívoro). Estes atributos estão diretamente ligado à capacidade de sobrevivência das aves às modificações urbanas (Neate-Clegg *et al.* 2023, **Tabela 2**).

Tabela 2. Características utilizadas em minhas análises em relação aos filtros ambientais impostos pelo processo de urbanização. Apresento cada característica utilizadas nas análises, o *proxy* correspondente, o tipo de dado associado e a minha hipótese referente à avaliação dos atributos nas análises.

Características	Atributo funcional	Tipo de dado	Resposta do atributo a intensidade de urbanização
Tamanho da ninhada	Investimento reprodutivo	1 - 6.1 ovos	Menos ovos em áreas mais urbanizadas
Tipo de local do ninho	Preferência de habitat; defesa contra predadores; controle térmico	1 – Chão 2 - Rocha/buraco de árvore 3 - Buraco de árvore 4 – Vegetação 5 - Vegetação/buraco de árvore	Maior representação de espécies com ninhos construídos em rochas e vegetação em áreas mais urbanizadas
Tipo de ninho	Defesa contra predadores; controle térmico	1 – Cavidade 2 – Domo 3 - Aberto	Maior representação de espécies com ninhos em cavidades e domos em áreas mais urbanas
Comprimento do bico (culmen)	Preferência de habitat; aquisição de recurso alimentar; defesa contra predadores	7.84 - 174.08 mm	Maior representação de espécies menores, mais leves e com bicos mais curtos em áreas mais urbanizadas
Comprimento do bico (narina)		3.94 - 174.08 mm	
Largura do bico		2.78 - 37.98 mm	
Altura do bico		1.87 - 64.89 mm	
Comprimento do tarso		4.87 - 83.03 mm	
<i>Hand-wing index</i> (HWI)		8.49 - 62.36 mm	
Comprimento da cauda		32.67 - 475.38 mm	
Peso	3.92 - 1125 g		
Estratos de forrageamento	Preferência de habitat; aquisição de recurso alimentar	1 – Aéreo 2 – Dossel 3 – Terrestre 4 – Terrestre/Dossel 5 – Terrestre/sub-bosque 6 – Sub-bosque 7 – Sub-bosque/dossel	Menor representação de espécies de forrageamento em ambientes terrestres e de sub-bosques em áreas mais urbanizadas
Nicho trófico	Aquisição de recurso alimentar	1 – Predador aquático 2 – Frugívoro 3 - Granívoro 4 – Invertívoro 5 – Nectarívoro 6 – Onívoro	Menor representação de espécies insetívoras e predadores aquáticos em áreas mais urbanizadas

Adquiri as medidas dos atributos funcionais avaliados a partir de distintos bancos de dados (veja o material suplementar para acessar todas as fontes consultadas). Como alguns atributos variam a depender da população estudada, é preferível que as informações sejam extraídas da região de estudo (De Bello *et al.* 2021). Dessa forma, priorizei informações coletadas da minha região de estudo, que vem sendo estudada amplamente ao longo dos últimos 30 anos. Segui o mesmo roteiro para adquirir as medidas de atributos funcionais: (1) busquei informações coletadas pelos autores ao longo dos anos (dados publicados e não publicados); (2) informações publicadas em artigos; (3) informações publicadas em teses; (4) consulta de coleções científicas da região (Coleção Ornitológica Marcelo Bagno da Universidade de Brasília - COMB e Coleção Zoológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - CZIBGE). Por último, caso alguma informação ainda fosse necessária, consulte os bancos de dados globais, priorizando informações de animais coletados em nossa região (bioma Cerrado).

O tamanho médio da ninhada foi retirado prioritariamente de artigos científicos publicados. Entretanto, complementei minhas informações reprodutivas com dados depositados em museus e que ainda não estão formalmente publicados. Essas informações de museus vêm sendo compiladas, organizadas e conferidas pelo Laboratório de Ecologia e Conservação de Aves da Universidade de Brasília ao longo dos últimos 10 anos. Os dados morfométricos foram complementados seguindo o mesmo procedimento explicado acima. Dados de estrato de forrageamento foram extraídos de Stotz *et al.* (1996) e as informações de localização do ninho, tipo de ninho, estrato de forrageamento e nicho trófico, por não variar a depender do ambiente, foram extraídas de banco de dados globais (Billerman *et al.* 2022; Pigot *et al.* 2020; Sheard *et al.* 2020; Stotz *et al.* 1996) e conferidas e validadas por observações pessoais feitas pelos próprios pesquisadores referência em minha área de estudo (Eduardo Guimarães Santos e Miguel Ângelo Marini). Para acessar todas as informações, juntamente com cada fonte consultada e o número amostral final de cada característica das aves, veja o **Apêndice 10**.

Análises estatísticas

Para testar a hipótese de que a diversidade reduz com a intensidade de urbanização, calculei, com uso do pacote *iNEXT.3D* (Chao & Hu 2023), curvas de rarefação (interpolação e extrapolação) das três dimensões de diversidade: diversidade taxonômico (TD), diversidade filogenético (FD) e diversidade funcional (FD) (Chao *et al.* 2021; Hsieh *et al.* 2016). Para todas as rarefações, usei meus dados de presença e ausência de aves identificadas pelos áudios gravados, com 100 interações de

bootstrap para obter intervalos de confiança de 95%. A matriz filogenética foi calculada com base na filogenia conhecida para as espécies de aves, que foi baixada da ferramenta online BirdTree (disponível em <http://birdtree.org>, Jetz *et al.* 2012). A matriz funcional foi calculada, com uso do pacote *FD* (Laliberté *et al.* 2014), utilizando a matriz de dissimilaridade de Gower para variáveis mistas (Gower 1971; Legendre & Legendre 2012).

Para testar a hipótese de maior rotatividade de espécies (diversidade beta) em área com menor intensidade de urbanização, realizei, com uso do pacote *vegan* (Oksanen 2010), uma análise de Permutation Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA), com 9999 interações (Anderson 2001, 2017). Para esta análise utilizei o índice de dissimilaridade de Jaccard (ideal para dados de presença-ausência das espécies), que confere peso igual às espécies raras e abundantes. Analisei as diferenças de composição da comunidade entre as classes de intensificação urbana por meio de comparações pareadas a posteriori, com uso do pacote *ecole* (Smith 2021). Para visualizar as diferenças da comunidade de aves observadas em relação às faixas de intensidade urbana, realizei uma análise de Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS, Debinski *et al.* 2006; Mizuno *et al.* 2023; Pascoe *et al.* 2021), utilizando o índice de dissimilaridade de Jaccard. Ainda, identifiquei as espécies associadas às categorias de urbanização com uma análise de espécies indicadoras (IndVal, Baker & King 2010; Dufrêne & Legendre 1997; McBurney *et al.* 2017), com uso do pacote ‘*indicspecies*’ (Cáceres & Legendre 2009). Essa análise aplicada a dados de presença-ausência produziu resultados semelhantes às análises de abundância (Bakker 2008), se mostrando uma ferramenta importante na investigação das respostas das comunidades devido a mudanças ambientais.

Para avaliar a associação entre os atributos funcionais das espécies de aves e a intensidade de urbanização, realizei uma análise de Fourth Corner, também conhecida como o problema do quarto canto (Brown *et al.* 2014; Legendre *et al.* 1997). Essa abordagem é considerada uma ótima opção para avaliação das relações atributo-ambiente, tendo em vista que analisa simultaneamente as espécies, variáveis ambientais (no meu caso, a intensidade de urbanização) e atributos funcionais das espécies (Brind’Amour *et al.* 2011; Brown *et al.* 2014; Dolédec *et al.* 1996; Dray & Legendre 2008). A análise de Fourth Corner foi realizada utilizando a função *traitglm* do pacote *mvabund* (Wang *et al.* 2022). A significância dos resultados foi avaliada com 9999 permutações. Como a análise não comporta dados ausentes, retirei as espécies *Guira guira* e *Gnorimopsar chopi* (pelo comportamento de colocação de ovos em um ninho comunitário, não sendo possível definir o tamanho da ninhada, veja Billerman *et al.* 2022; Macedo *et al.* 2004), e *Molothrus bonariensis* (por ser um parasita que não constrói ninho, veja Lowther & Post 2020). Dessa forma, nessa análise foram incluídas 57

espécies de aves. Considerei a significância estatística de $p < 0.05$. Todas as análises foram realizadas com uso do programa R, versão 4.3.1 (R Core Team 2023).

Resultados

Observei reduções da diversidade de aves (nas três dimensões avaliadas) nas duas faixas de maior intensidade de urbanização quando comparadas com a de menor intensidade urbana (utilizei para comparação os valores interpolados em 10 locais amostrados, ou seja, o dobro do tamanho amostral da faixa de urbanização menos representativa; mean \pm confidence intervals): TD - Baixa = 50.18 ± 15.85 , Média = 46.00 ± 12.75 , Alta = 32.57 ± 3.98 , e Muito alta = 27.00 ± 7.41 ; PD - Baixa = 14.68 ± 3.03 , Média = 14.18 ± 1.88 , Alta = 11.20 ± 0.98 , e Muito alta = 9.36 ± 1.69 ; FD - Baixa = 22.89 ± 3.89 , Média = 18.81 ± 3.02 , Alta = 14.41 ± 1.20 , Muito alta = 12.68 ± 1.77). Apesar da redução numérica observada nas três dimensões (interpolada ou extrapolada), os intervalos de confiança mostraram uma redução da diversidade relevante apenas nas faixas de urbanização alta e muito alta em comparação com as faixas menos urbanas, nas três dimensões de diversidade (**Figura 9**).

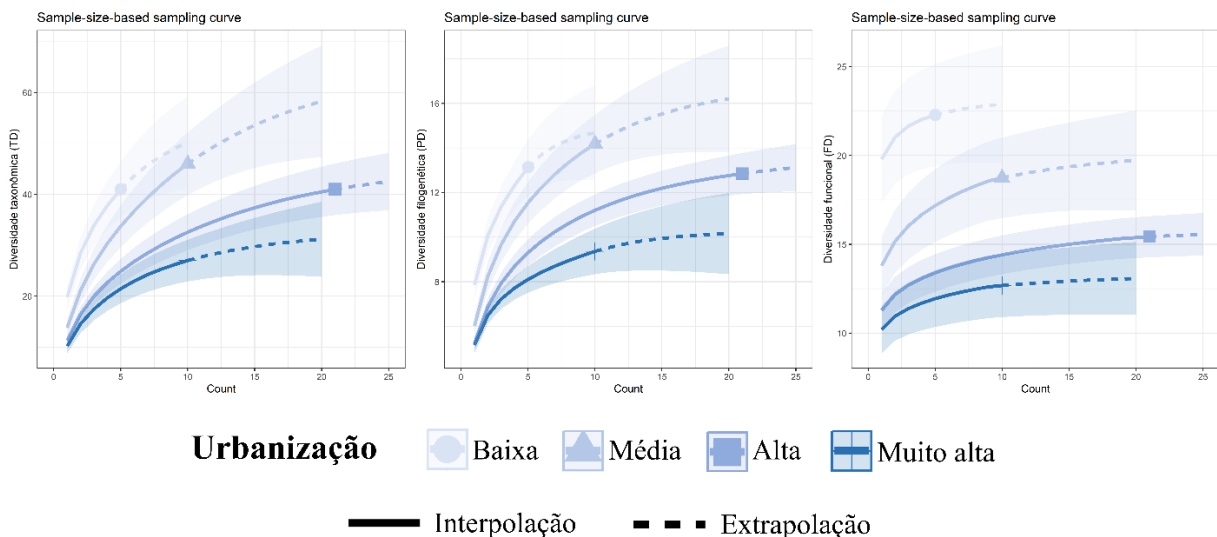


Figura 9. Resultados das rarefações de aves realizadas em função da intensidade urbana nas três dimensões de diversidade: diversidade taxonômica (TD), diversidade filogenética (PD) e diversidade funcional (FD). As rarefações foram baseadas no número de amostras (linhas sólidas) e sua extrapolação realizadas até o dobro do tamanho amostral (linhas pontilhadas). Os intervalos de confiança de 95% (áreas sombreadas) foram obtidos por *bootstrap* baseado em 100 replicações. A intensidade de urbanização é representada pela intensidade das cores, indo de regiões com menor intensidade de urbanização (azul claro) até áreas de maior intensidade de urbanização (Azul escuro). Da esquerda para direita, o eixo y representa: diversidade de espécies (riqueza) (TD), diversidade filogenética (PD), e diversidade funcional (FD). O eixo x representa o número de locais amostrados

Foram detectadas diferenças significativas de composição da comunidade de aves entre as faixas de intensidade de urbanização (PERMANOVA, $r^2 = 0.05645$, $F = 2.6326$, $P = 0.003$). As diferenças de composição se deram apenas entre as faixas de urbanização Baixa – Alta ($r^2 = 0.10669432$, $F = 2.985941$, $P = 0.024$) e Baixa – Muito alta ($r^2 = 0.19948961$, $F = 2.990436$, $P = 0.018$). A IndVal revelou a existência de espécies indicadoras apenas para a faixa de menor intensidade de urbanização (Baixa, $p < 0.05$): *Columbina squammata*, *Patagioenas picazuro*, *Ara ararauna*, *Aratinga leucophthalma*, *Herpsilochmus atricapillus*, *Zonotrichia capensis*, *Gnorimopsar chopi*, *Thraupis sayaca*, *Tangara cayana*, *Euphonia chlorotica*. Os padrões de composição da comunidade e a posição das espécies indicadoras na ordenação da NMDS podem ser visualizados na **Figura 10**.

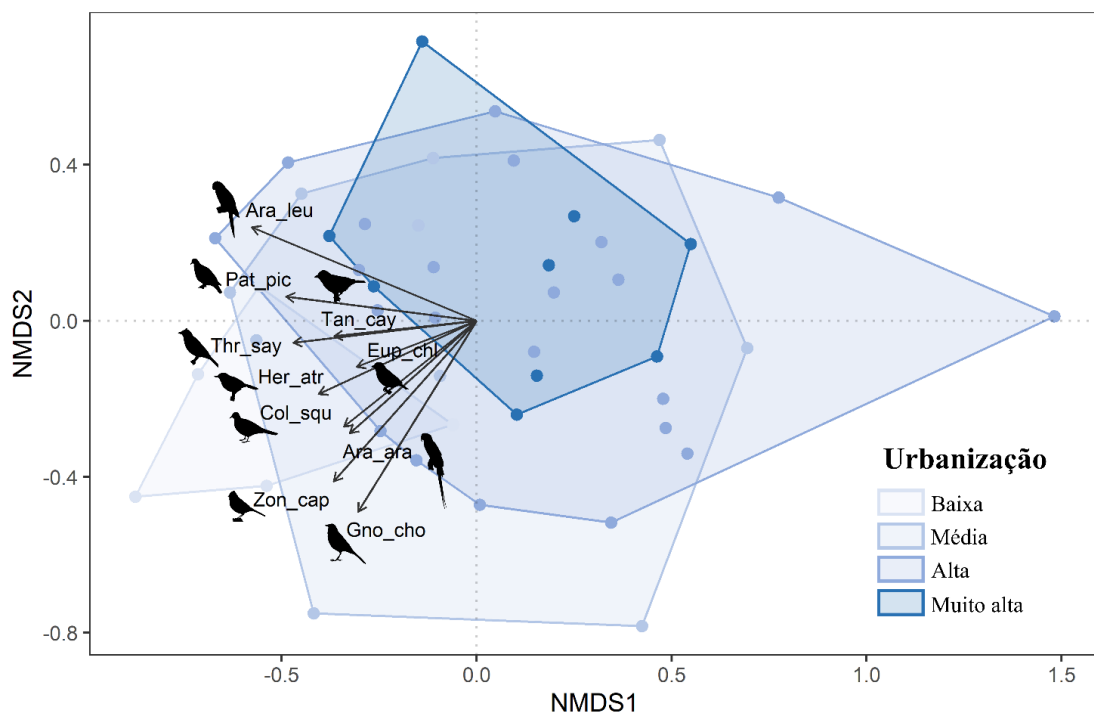


Figura 10. Semelhanças da comunidade de aves usando uma ordenação NMDS de locais amostrados em Brasília, Brasil. A intensidade de urbanização é representada pela intensidade das cores, indo de regiões com menor intensidade de urbanização (azul claro) até áreas de maior intensidade de urbanização (azul escuro). Cada ponto corresponde a um local de amostragem de aves, feita com uso de gravações de áudios realizadas por voluntários entre os anos de 2020 e 2023. As setas representam os *scores* e a direção da contribuição para a ordenação das 10 espécies indicadas na análise de espécies indicadoras (IndVal), para a faixa de urbanização com menor intensidade. As abreviações representam os nomes das 10 espécies: Col_squ = *Columbina squammata*, Pat_pic = *Patagioenas picazuro*, Ara_ara = *Ara ararauna*, Ara_leu = *Aratinga leucophthalma*, Her_atr = *Herpsilochmus atricapillus*, Zon_cap = *Zonotrichia capensis*, Gno_cho = *Gnorimopsar chopi*, Thr_say = *Thraupis sayaca*, Tan_cay = *Tangara cayana*, Eup_chl = *Euphonia chlorotica*.

A análise Fourth Corner mostrou uma relação significativa (Test statistic = 22.31, p-value = 0.00001, resampling = 9999), indicando o peso e o comprimento da cauda como variáveis

significativamente ligadas a intensidade de urbanização (**Figura 11**). A análise indica que em áreas mais intensamente urbanizadas as comunidades de aves são representadas por espécies que possuem menor peso ($P = 0.0218$) e maior comprimento de cauda ($P = 0.0405$).

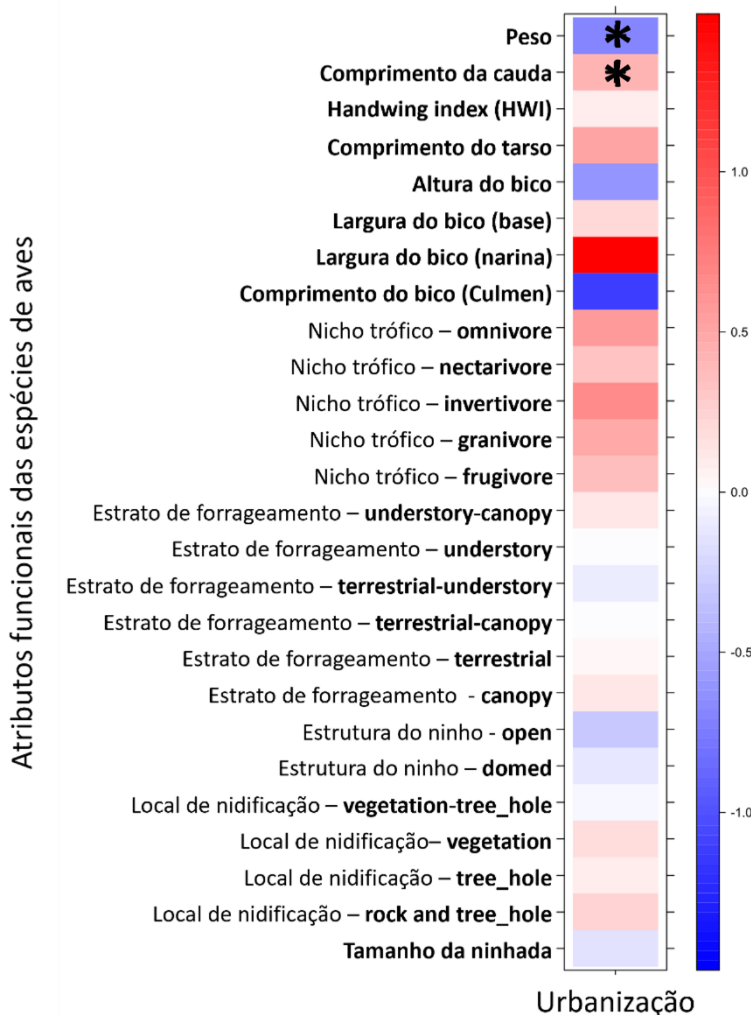


Figura 11. Resultados da análise de Fourth Corner para os dados de aves amostrados em Brasília, Brasil. Apresentamos os resultados da modelagem do Fourth Corner, com os coeficientes padronizados para todos os termos de interação ambiente-atributos, através do ajuste de um modelo linear generalizado (GLM). Os quadrados com cores mais escuras mostram associações mais fortes do que os de cores mais claras (associações positivas são vermelhas e as associações negativas são azuis). O sinal (*) representa valores indicados como significativos no teste de hipótese do Fourth Corner (Legendre et al. 1997), com limite de corte de $p < 0.05$, com 9999 randomizações.

Discussão

Mostrei que a urbanização impacta de forma direta a comunidade de aves, reduzindo sua diversidade. Como esperava, houve uma redução significativa em todas as dimensões de diversidade

avaliados (TD, PD e FD), demonstrando como o processo de urbanização simplifica a paisagem, possivelmente influenciando os processos ambientais. Entretanto, observei uma redução significativa apenas em faixas de urbanização com maior intensidade de urbanização (Alta e Muito alta). Esses resultados indicam que uma parte considerável da diversidade pode persistir a níveis baixos de intensidade urbana. Essa informação é relevante pois pode influenciar gestores e planejadores urbanos a considerarem manter a vegetação nativa durante o processo de planejamento urbano das cidades, visando manter a biodiversidade nas cidades. De fato, minha análise de espécies indicadores demonstrou que 10 espécies de aves nativas estão diretamente ligadas a áreas com menor intensidade de urbanização (e mais diversidade de aves), confirmando meus achados de impacto da urbanização na comunidade de aves local. Em relação às características das aves, contrariando o que esperava, variáveis reprodutivas, morfológicas, de uso de habitat e alimentares, apesar de responderem a intensidade de urbanização, não apresentaram mudanças significativas. O peso e o comprimento da cauda foram as únicas variáveis com resultados significativos, com áreas mais urbanas filtrando espécies com peso menor e com comprimento de cauda maior.

A diversidade de aves é reduzida nas áreas com maior intensidade de urbanização. Este fenômeno é corroborado por um conjunto abrangente de estudos globais, consolidando-se como um padrão bem estabelecido no contexto do processo de urbanização (La Sorte *et al.* 2018; McKinney & Lockwood 1999; Richardson *et al.* 2023). Nesse sentido, meus achados apoiam estudos anteriormente, demonstrando um efeito de redução da diversidade de aves em áreas com maior intensidade de urbanização. Contudo, é essencial salientar que esse efeito não é uniforme para todos os grupos. Em uma revisão com objetivo de tentar entender os padrões de mudanças relacionadas à expansão urbana em vários grupos, por exemplo, McKinney (2008), demonstra que áreas moderadas de urbanização podem aumentar a diversidade de plantas. Entretanto, para aves esse não parece ser o padrão. De fato, observei uma tendência clara de redução da diversidade de aves com a intensidade de urbanização, sendo esse efeito mais claro em faixas de maior intensidade de urbanização (veja **Figura 9**). Além disso, minha abordagem amplia esse entendimento, tendo em vista que demonstrei a redução da diversidade nas três dimensões de diversidade (taxonômica, filogenética e funcional). Isso indica que as aves podem ser bioindicadores importantes para acompanhar a expansão urbana (Aronson *et al.* 2014, 2016), tendo em vista que observei mudanças relevantes em relação à composição da comunidade local.

Aspectos associados ao processo de urbanização influenciam as espécies de formas diferentes, levando a alterações nas comunidades. Há um padrão de homogeneização das comunidades direcionado pela intensidade de urbanização (Blair 1999; Chace & Walsh 2006; Van Rensburg *et al.*

2009). Meus achados confirmam esse padrão, com a urbanização alterando de forma significativa a composição da comunidade local (veja **Figura 10**). O padrão de mudança da comunidade é mais claro quando comparei os extremos de urbanização (Baixa-Alta ou Baixa-Muito alta), demonstrando que uma pequena intensidade de urbanização pode manter a diversidade. Ainda, detectei que 10 espécies estão diretamente ligadas a composição da comunidade de aves na faixa de menor intensidade de urbanização, demonstrando que essas espécies não conseguem persistir ao processo de urbanização e são excluídas desses ambientes altamente impactados. Essas informações são relevantes e devem ser consideradas pelos gestores durante o planejamento urbano. As áreas urbanas estão crescendo em todo mundo, sendo indicadas como uma tendência global (Seto *et al.* 2010, 2012, 2013). Em conjunto a essa expansão, estamos testemunhando um declínio da biodiversidade global que vem chamando atenção dos gestores mundiais (Butchart *et al.* 2010; Pereira & David Cooper 2006; Sachs *et al.* 2009). Assim, fica evidente que pensar um planejamento urbano que comporte a maior parte da biodiversidade é relevante e deve ser considerado. Dessa forma, meus resultados fornecem evidências na direção de pensar áreas urbanas mais amigáveis à fauna, indicando quais espécies são menos tolerantes na minha região. Entretanto, entender os motivos que levam as espécies a persistirem no processo de urbanização é complexo, principalmente quando pensamos no grupo diverso das aves.

Os atributos das aves direcionam como as espécies lidam com as mudanças ambientais causadas pela urbanização. É esperado que o processo de urbanização afete diretamente espécies com características específicas que direcionam sua sobrevivência em ambientes urbanos. Entretanto, os estudos têm mostrado uma relação contrastante de quais atributos das espécies são mais relevantes como filtro para os ambientes com maior intensidade de urbanização, variando de acordo com o grupo estudado (Hahs *et al.* 2023). Por exemplo, Coetzee & Chown (2016), mostraram que espécies de aves de nidificação no chão e de maior tamanho corporal eram menos abundantes em áreas de maior intensidade de urbanização. Em contrapartida, Pena *et al.* (2023), mostraram que áreas ruidosas e com maior número de construções selecionavam espécies com hábitos alimentares onívoros, insetívoros e frugívoros e com menor tamanho de ninhada. Ainda, outros estudos têm indicado que a determinação de ocupação de aves nos ambientes urbanos está relacionada a espécies generalistas (Evans *et al.* 2011; Shochat *et al.* 2006b; Van Rensburg *et al.* 2009). Meus resultados não mostraram relação entre a intensidade de urbanização e características alimentares, reprodutivas e de hábitos de forrageamento das aves, indo contra os achados de estudos anteriores para outras regiões. Para minha comunidade de aves, o peso e o comprimento da cauda foram características significativas para determinar a persistência da urbanização. A seleção de espécies com peso menor com maior intensidade de urbanização coincide com outras investigações ao redor do mundo (Hahs *et al.* 2023),

o que me sugere que possa ser um padrão consistente independente da região de estudo. Entretanto, desconheço estudos que tenham observado uma relação entre o comprimento da cauda e a intensidade de urbanização. Acredito que essa relação possa ser devido a maior capacidade de fuga de novos predadores presentes nas áreas urbanas (ex. gatos-domésticos, e.g. Baker *et al.* 2005; Blancher 2013; Larson *et al.* 2020), tendo em vista que a cauda auxilia a aerodinâmica do voo (Tobalske 2016), mas estudos com esse tópico ainda são necessários.

Apesar de ter testado diferentes atributos das aves, incluindo atributos que foram apontadas em outros estudos como relevante para determinar a sobrevivência dos animais nas áreas urbanas (Brown & Graham 2015; Coetzee & Chown 2016; Croci *et al.* 2008; Jokimaki *et al.* 2002; Pena *et al.* 2023; Pinho *et al.* 2016), não encontrei relação entre essas características e a intensidade de urbanização. Isso indica três possibilidades: 1) o pool da comunidade regional determina qual característica é relevante para filtrar as espécies de aves em ambientes urbanos; 2) o processo de urbanização, apesar de ter padrões semelhantes ao redor do mundo (aumento de superfície impermeável, aumento de calor etc.), tem diferenças relevantes a depender da região de estudo; ou 3) as respostas são distintas em regiões temperadas e tropicais, demonstrando a importância de novos estudos nesta região. É importante pontuar que essas três opções não são mutuamente excludentes. Entretanto, não possuo conhecimento suficiente para entender melhor o padrão. Acredito que somente com a ampliação dos estudos em diferentes regiões do mundo, incluindo regiões tropicais que são pouco amostradas, poderão sanar essas dúvidas e definir padrões consistentes.

As regiões tropicais são pouco amostradas, o que dificulta o entendimento de como a expansão urbana afeta a biodiversidade nas diferentes regiões. De fato, compilações globais são basicamente restritas a regiões temperadas (Hahs *et al.* 2023; Marzluff 2017; Rega-Brodsky *et al.* 2022). Esse motivo pode explicar as distintas relações que observei em meu estudo em relação a outros trabalhos. Meu estudo é relevante pois, além de demonstrar padrões contrastantes de outros estudos, também foi realizado em uma região altamente diversa e que vem sofrendo grande pressão devido a expansão agrícola (bioma Cerrado, veja Azevedo *et al.* 2023; Klink & Machado 2005). Assim, entender como as espécies dessa região respondem ao processo de urbanização pode direcionar gestores e conservacionistas a pensar áreas urbanas mais amigáveis à fauna local. No caso das aves, por exemplo, o Cerrado comporta mais de 830 espécies de aves (Klink & Machado 2005). Talvez as áreas urbanas possam amortecer essa pressão sobre as populações de aves locais.

O aumento do entendimento sobre como a urbanização impacta a diversidade é cada vez mais necessário, principalmente quando consideramos a expansão urbana projetada para o futuro (Chen *et*

al. 2020; Li *et al.* 2022; Seto *et al.* 2012). Se o objetivo conservacionista é evitar o declínio populacional da biodiversidade global que estamos observando (Butchart *et al.* 2010; Pereira & David Cooper 2006; Sachs *et al.* 2009), é preciso considerar um melhor planejamento das áreas urbanas. As áreas urbanas podem reter grande parte da biodiversidade e nosso entendimento sobre como as espécies lidam com a expansão urbana é necessária.

Capítulo 4 – Mudanças na morfologia de aves induzidas pela urbanização em uma cidade tropical

Esse capítulo foi publicado na revista *Emu - Austral Ornithology*: Santos EG, Pompermaier VT, Wiederhecker HC, Marini MÁ (2023) Urbanisation-induced changes in the morphology of birds from a tropical city. *Emu - Austral Ornithology*, 123, 291–302. doi: 10.1080/01584197.2023.2253836

EMU - AUSTRAL ORNITHOLOGY
2023, VOL. 123, NO. 4, 291–302
<https://doi.org/10.1080/01584197.2023.2253836>



Taylor & Francis
Taylor & Francis Group



Urbanisation-induced changes in the morphology of birds from a tropical city

Eduardo Guimarães Santos ^a, Vinicius Tirelli Pompermaier ^a, Helga Correa Wiederhecker ^b
and Miguel Ângelo Marini ^c

^aInstitute of Biological Sciences, Graduate Program in Ecology, University of Brasília, Brasília, Brazil; ^bIndependent Researcher, Brasília, Brazil; ^cInstitute of Biological Sciences, Department of Zoology, University of Brasília, Brasília, Brazil

ABSTRACT

Urbanisation is accompanied by major environmental changes that impact the structure and functioning of communities and ecosystems, bringing new selective regimes for animal species and for eco-evolutionary dynamics. We aimed to evaluate whether urban intensification promotes ecomorphological changes in birds from a large city in Central Brazil. Analyses were performed on a set of 1314 individuals of 35 species, captured along a gradient of urban intensification. We found significant morphological changes associated with urban intensification by evaluating ten ecomorphological traits and body mass of the species assemblage. Beak length showed the most dramatic changes, and was significantly shorter as a function of urban intensification, mainly in individuals of insectivorous and omnivorous species. These results reinforce the notion that environmental changes caused by human activities in dense urban environments promote new selective pressures in resident bird species.

ARTICLE HISTORY

Received 16 April 2023
Accepted 27 August 2023

KEYWORDS

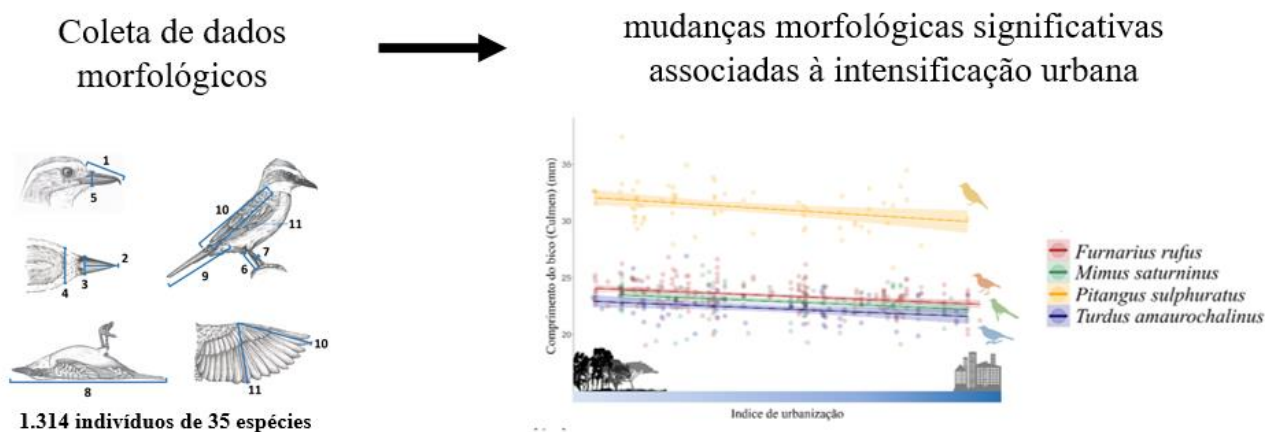
Ecomorphology; urban area; urban animals; urban sprawl; urban biodiversity; urbanisation intensity

Resumo

A urbanização é acompanhada por grandes mudanças ambientais que impactam a estrutura e o funcionamento das comunidades e dos ecossistemas, trazendo novos regimes seletivos para espécies animais e para dinâmicas eco-evolutivas. Meu objetivo foi avaliar se a intensificação urbana promove mudanças ecomorfológicas em aves de uma grande cidade do Brasil Central. As análises foram realizadas em um conjunto de 1.314 indivíduos de 35 espécies, capturados ao longo de um gradiente de intensificação urbana. Encontrei mudanças morfológicas significativas associadas à intensificação urbana avaliando dez características morfológicas e massa corporal da assembleia de espécies. O comprimento do bico apresentou as alterações mais dramáticas, sendo significativamente menor em função da intensificação urbana, principalmente em indivíduos de espécies insetívoras e onívoras.

Estes resultados reforçam a noção de que as mudanças ambientais causadas pelas atividades humanas em ambientes urbanos densos promovem novas pressões seletivas nas espécies de aves residentes.

Resumo gráfico



Introdução

Apesar do conhecimento dos fatores ambientais de mudanças das áreas urbanas e nos padrões gerais de estruturação das comunidades, poucas informações foram colhidas sobre as respostas intraespecíficas à urbanização (Szulkin *et al.* 2020). Em estudo com o pardal (*Passer domesticus*), que é uma ave comum dos ambientes urbanos (Marzluff *et al.* 2001), foi observado que os animais em áreas urbanas eram menores e tinham uma pior condição corporal, sendo esse fator indiferente ao acesso a recursos alimentares (Liker *et al.* 2008). Ainda, com base em um projeto de longo prazo de monitoramento do Great tits (*Parus major*) comparando áreas urbanas e naturais, pesquisadores mostraram diferenças morfológicas grandes, com animais que vivem em áreas urbanas apresentando o tarso, asa e cauda menores, além de massa corporal inferior (Caizergues *et al.* 2018, 2021). Esses resultados mostram a relevância de entendermos como os indivíduos dentro de uma espécie respondem ao processo de urbanização, principalmente ao se entender que a força e direção de tais mudanças parecem variar em decorrência das áreas ou espécies estudadas (Evans *et al.* 2010; Sepp *et al.* 2018). Tal informação pode ser crítica no entendimento de como as espécies persistem nos ambientes urbanizados a longo prazo (Amiot *et al.* 2022; Sih *et al.* 2011), e eventualmente auxiliando gestores em um melhor delineamento das áreas urbanas. Portanto, é importante realizar estudos que abordem as mudanças fenotípicas em relação ao processo de urbanização.

Mudanças morfológicas podem ser observadas dentro da mesma espécie, principalmente em espécies com amplas distribuições (Danner & Greenberg 2015; Lopes & Gonzaga 2014). De fato, devido a isso, foram sugeridos padrões biogeográficos de tais alterações nas espécies (Tian & Benton 2020). Talvez o padrão biogeográfico mais difundido e mais amplamente estudado seja a regra de Bergmann, que prevê uma tendência de aumento do tamanho do corpo dentro dos táxons com o aumento da latitude do equador aos polos (Szulkin *et al.* 2020; Tian & Benton 2020). Tal padrão é amplamente difundido entre os mamíferos e as aves (Kingsolver & Huey 2008). A proposta sugerida para explicar tais mudanças morfológicas tem relação com a variação de temperatura, que diminui com o aumento da latitude. Assim, em climas mais frios os indivíduos maiores devem ser favorecidos pela perda de calor reduzida decorrente da menor relação área-volume (Szulkin *et al.* 2020; Tian & Benton 2020). Outro padrão biogeográfico proposto foi a regra Allen, que prediz que animais vivendo em ambientes mais frios terão apêndices menores, devido a não necessidade de dissipação de calor (e vice-versa) (Tian & Benton 2020). Em uma análise com 214 espécies de aves ao redor do mundo, por exemplo, foi demonstrado uma relação significativa entre o comprimento do bico, a latitude e a temperatura, com espécies que vivem em ambientes mais frios tendo bicos menores, apoiando assim as previsões da regra de Allen (Symonds & Tattersall 2010). Dessa forma, é possível esperar que tais padrões de mudança possam ser vistos dentro dos ambientes urbanos. Entretanto, tal aspecto foi pouco explorado, sendo observada uma grande lacuna no número de estudos, com os poucos estudos sobre o tema sendo feitos em áreas temperadas (Miller *et al.* 2018; Szulkin *et al.* 2020).

Em geral, as espécies de aves urbanas são menores, menos territoriais, têm maior capacidade de dispersão, nichos alimentares e de habitat mais amplos, têm ninhadas maiores, maior longevidade e limites de elevação mais baixos (Neate-Clegg *et al.* 2023). No entanto, vale a pena notar que muito do conhecimento sobre o impacto da urbanização na vida silvestre provém de trabalhos realizados no norte global, com poucos estudos realizados nos trópicos (Capilla-Lasheras *et al.* 2022; Deviche *et al.* 2023; Neate-Clegg *et al.* 2023). Compreender os impactos da expansão e intensificação urbana na biota tropical é altamente relevante, considerando que a maioria dos *hotspots* de biodiversidade são encontrados nestas regiões (Mittermeier *et al.* 2011; Myers *et al.* 2000).

A urbanização tem sido acompanhada por mudanças ambientais substanciais que impactam a estrutura e o funcionamento das comunidades e dos ecossistemas, trazendo novos regimes seletivos para as populações animais e consequências para dinâmicas eco-evolutivas que ainda são pouco compreendidas (Alberti 2015; Alberti *et al.* 2020; Diamond 1986; Johnson & Munshi-South 2017). Por exemplo, existe uma relação negativa entre a condição corporal e a intensidade da urbanização (Avilla *et al.* 2021; Caizergues *et al.* 2018, 2021; Jiménez-Peñuela *et al.* 2019; Liker *et al.* 2008;

Meillère *et al.* 2015). As aves que vivem perto de áreas urbanas têm mais micronúcleos (pequenos corpos nucleares encontrados perto do núcleo celular), indicando um impacto direto da poluição na saúde animal (Baesse *et al.* 2019). Além disso, os animais urbanos (por exemplo, pássaros e sapos) mudam a estrutura de suas canções (Bermúdez-Cuamatzin *et al.* 2011; Halfwerk *et al.* 2018; Halfwerk & Slabbekoorn 2009; Mendoza & Arce-Plata 2013; Slabbekoorn & Ripmeester 2008) e podem apresentar maior desgaste de seus telômeros, potencialmente influenciando diretamente a dinâmica das populações nessas localidades (Dorado-Correa *et al.* 2018). Portanto, apesar de algumas exceções (Sandakova *et al.* 2018; Suárez-Rodríguez *et al.* 2013), tornou-se cada vez mais evidente que a expansão urbana não só exclui ou desloca espécies animais locais através de mudanças de habitat, mas também promove impactos de nicho e novas pressões seletivas sobre populações restantes.

Mudanças na diversidade, qualidade e disponibilidade de recursos alimentares são geralmente alguns dos principais fatores intrínsecos à urbanização (Chamberlain *et al.* 2009; Marzluff *et al.* 2001) e podem atuar como pressões seletivas sobre características ligadas à aquisição de recursos, como o tamanho do bico em aves (Lamichhaney *et al.* 2015). Por exemplo, a disponibilidade e previsibilidade de plantas exóticas e resíduos humanos (lixo) em ambientes urbanos podem aumentar e manter o abastecimento de alimentos constante ao longo do ano (Shochat 2004). Assim, as espécies que vivem nas cidades podem se beneficiar da exploração de novos recursos (resíduos humanos ou sementes nos alimentadores) (Plummer *et al.* 2019). Os House finch (*Haemorrhous mexicanus*) desenvolveram alterações morfológicas em seus bicos (apresentando bicos mais fortes devido à disponibilidade de sementes mais duras) quando comparados aos seus conspecíficos naturais (Badyaev *et al.* 2008). Mudanças morfológicas no bico também foram observadas em populações de New Zealand Fantail (*Rhipidura fuliginosa*) da Nova Zelândia. As aves que habitavam ambientes urbanos mais antigos apresentavam bicos mais grossos (mais curtos e mais largos) do que seus conespecíficos rurais (Amiot *et al.* 2022).

Aqui, meu objetivo foi investigar o efeito da intensificação urbana nas características ecomorfológicas de aves em Brasília. Minha hipótese é que a morfologia de espécies individuais de aves irá variar ao longo da intensificação urbana. No entanto, uma vez que cada espécie pode responder ativamente às mudanças nos ambientes urbanos, dadas as suas estratégias de forrageamento e aquisição de recursos, levantei ainda a hipótese de que as mudanças morfológicas que respondem a um gradiente urbano podem variar entre as espécies.

Métodos

Coleta de dados morfométricos

Cada indivíduo foi identificado a nível de espécie seguindo a literatura taxonômica atual (Pacheco *et al.* 2021) e foram marcados com anilhas metálicas fornecidas pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres (CEMAVE), para individualizar as amostras durante o estudo. Para cada indivíduo capturado, medi a massa corporal (balanças de pesola de precisão 0,1 g e 0,5 g) e 10 características morfológicas (paquímetro digital de precisão 0,1 mm, **Figura 12**): comprimento do bico da ponta ao crânio ao longo do culmen ('comprimento do bico (Culmen)'); comprimento do bico até as narinas (narina-ponta); largura do bico nas narinas ('largura do bico - narina'); largura do bico na boca (largura do bico - base); altura do bico nas narinas ("altura do bico"); 'comprimento do tarso'; 'largura do tarso'; 'comprimento do corpo'; e 'comprimento da cauda'. Além disso, com base nas medições coletadas da asa ('comprimento da asa' e 'comprimento da asa - secundária'), calculei o *hand-wing index* (HWI), que é uma métrica relacionada à eficiência de voo, capacidade de dispersão, migração e territorialidade (Lockwood *et al.* 1998; Sheard *et al.* 2020; Tobias *et al.* 2020, 2022). Com base em todas as medidas coletadas, utilizei um total de 11 variáveis em nossas análises. Todas as medidas foram realizadas pelo mesmo pesquisador (Eduardo Guimarães Santos).

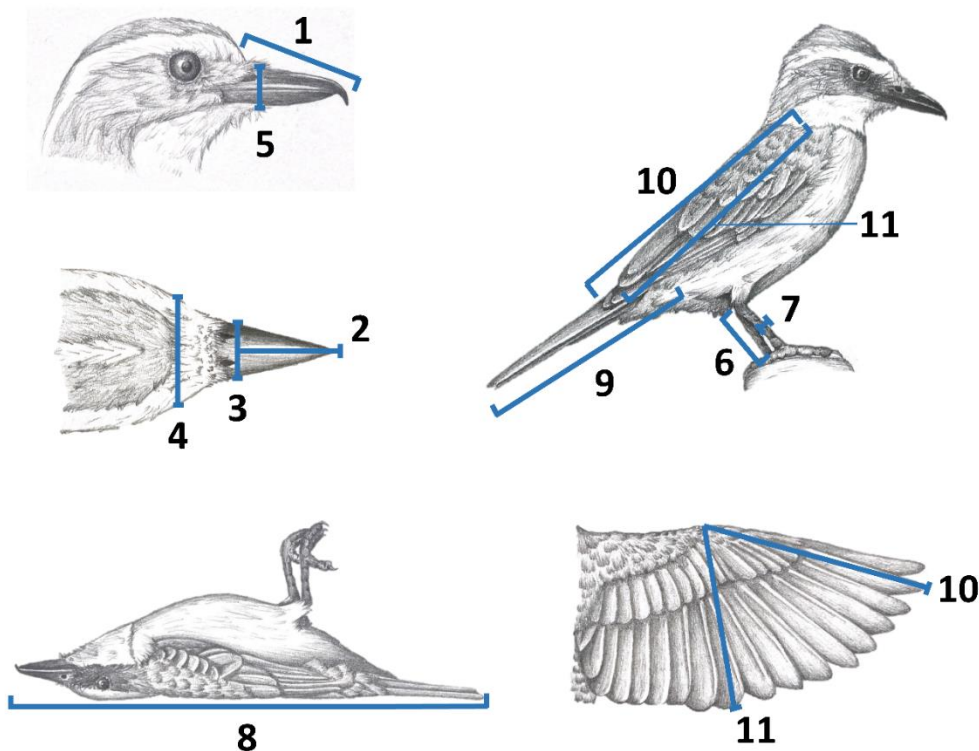


Figura 12. Ilustração de um bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*) mostrando medidas lineares de morfologia utilizadas nesta pesquisa, para avaliar se a intensificação urbana promove mudanças ecomorfológicas nas aves: (1) comprimento do bico (culmen); (2) narina-ponta; (3) largura do bico (narina); (4) largura do bico (base); (5) altura do bico; (6) comprimento do tarso; (7) largura do tarso; (8) comprimento do corpo; (9) comprimento da cauda; (10) comprimento da asa; e (11) comprimento da asa (penas secundárias). Adaptado de Santos et al. (2023b).

Para remover o efeito da idade na morfologia, excluí todos os juvenis das análises. Incluí nas análises espécies que continham pelo menos cinco indivíduos amostrados e estavam presentes ao longo de todo o gradiente de intensificação urbana. Após todos os filtros, minhas análises incluíram um total de 1.314 indivíduos de espécies nativas (81,76% das capturas), distribuídos em 35 espécies, 18 famílias e 7 ordens (**Tabela 3**). O conjunto de espécies que analisei foi bastante variável, desde pequenos beija-flores de 6 g (*Chionomesa fimbriata*), que se alimentam principalmente de néctar e possuem habilidades de voo especializadas, até pombos de 300 g (*Patagioenas picazuro*), um granívoro generalista que geralmente consome resíduos alimentares humanos. Além disso, a minha análise incluiu representantes das várias guildas alimentares, desde espécies especializadas em alimentação, como o João-de-Barro (*Furnarius rufus*), até espécies alimentares mais generalistas, como o Sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*) (**Tabela 3**).

Tabela 3. Todas as espécies de aves capturadas incluídas em minhas análises. Apresento a lista ordenada de acordo com o número de indivíduos capturados e as definições de nível trófico e nicho trófico, segundo Pigot et al. (2020a) e Tobias et al. (2022).

#	Espécies	Ordem	Família	Capturas	Nível trófico	Nicho trófico
1	<i>Furnarius rufus</i>	Passeriformes	Furnariidae	199	Carnívoro	Invertívoro
2	<i>Eupetomena macroura</i>	Apodiformes	Trochilidae	131	Herbívoro	Nectarívoro
3	<i>Mimus saturninus</i>	Passeriformes	Mimidae	116	Onívoro	Onívoro
4	<i>Columbina talpacoti</i>	Columbiformes	Columbidae	106	Herbívoro	Granívoro
5	<i>Turdus rufiventris</i>	Passeriformes	Turdidae	95	Onívoro	Invertívoro
6	<i>Sicalis flaveola</i>	Passeriformes	Thraupidae	80	Herbívoro	Granívoro
7	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Passeriformes	Tyrannidae	71	Carnívoro	Onívoro
8	<i>Coereba flaveola</i>	Passeriformes	Thraupidae	69	Herbívoro	Nectarívoro
9	<i>Turdus amaurochalinus</i>	Passeriformes	Turdidae	69	Onívoro	Invertívoro
10	<i>Turdus leucomelas</i>	Passeriformes	Turdidae	63	Herbívoro	Frugívoro
11	<i>Thraupis sayaca</i>	Passeriformes	Thraupidae	25	Herbívoro	Onívoro
12	<i>Tangara cayana</i>	Passeriformes	Thraupidae	24	Herbívoro	Frugívoro
13	<i>Troglodytes musculus</i>	Passeriformes	Troglodytidae	24	Carnívoro	Invertívoro
14	<i>Brotogeris chiriri</i>	Psittaciformes	Psittacidae	23	Herbívoro	Onívoro
15	<i>Columbina squammata</i>	Columbiformes	Columbidae	19	Herbívoro	Granívoro
16	<i>Thalurania furcata</i>	Apodiformes	Trochilidae	19	Herbívoro	Nectarívoro
17	<i>Volatinia jacarina</i>	Passeriformes	Thraupidae	16	Herbívoro	Granívoro
18	<i>Elaenia chiriquensis</i>	Passeriformes	Tyrannidae	14	Onívoro	Onívoro
19	<i>Elaenia flavogaster</i>	Passeriformes	Tyrannidae	14	Onívoro	Invertívoro
20	<i>Athene cunicularia</i>	Strigiformes	Strigidae	12	Carnívoro	Vertívoro
21	<i>Guira guira</i>	Cuculiformes	Cuculidae	12	Carnívoro	Invertívoro
22	<i>Colaptes campestris</i>	Piciformes	Picidae	11	Carnívoro	Invertívoro
23	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Passeriformes	Vireonidae	11	Carnívoro	Invertívoro
24	<i>Thraupis palmarum</i>	Passeriformes	Thraupidae	11	Onívoro	Onívoro
25	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Passeriformes	Tyrannidae	10	Carnívoro	Invertívoro
26	<i>Elaenia cristata</i>	Passeriformes	Tyrannidae	9	Carnívoro	Invertívoro
27	<i>Molothrus bonariensis</i>	Passeriformes	Icteridae	9	Onívoro	Invertívoro
28	<i>Megarynchus pitangua</i>	Passeriformes	Tyrannidae	8	Carnívoro	Invertívoro
29	<i>Todirostrum cinereum</i>	Passeriformes	Rhynchocyclidae	8	Carnívoro	Invertívoro
30	<i>Polioptila dumicola</i>	Passeriformes	Poliophtilidae	7	Carnívoro	Invertívoro
31	<i>Zonotrichia capensis</i>	Passeriformes	Passerellidae	7	Herbívoro	Onívoro
32	<i>Camptostoma obsoletum</i>	Passeriformes	Tyrannidae	6	Carnívoro	Invertívoro
33	<i>Euphonia violacea</i>	Passeriformes	Fringillidae	6	Herbívoro	Frugívoro
34	<i>Chionomesa fimbriata</i>	Apodiformes	Trochilidae	5	Herbívoro	Nectarívoro
35	<i>Patagioenas picazuro</i>	Columbiformes	Columbidae	5	Herbívoro	Onívoro
	Total			1314		

Para avaliar o efeito do gradiente de urbanização na morfologia, realizei uma Análise de Variância Multivariada de Permutação (PERMANOVA), com 9.999 permutações (Anderson 2017), utilizando o pacote *vegan* (Oksanen 2010). Utilizei as medidas morfológicas como variáveis de resposta e o índice de urbanização como variável preditora. Adicionei o fator ‘espécie’ como covariável na análise para controlar o efeito das variações entre as espécies (dadas as diferenças morfológicas interespecíficas existentes). Em seguida, para identificar qual variável mais contribuiu para o resultado observado, utilizei as variáveis morfométricas em uma análise Guided Regularized Random Forest – GRRF (Breiman 2001), utilizando os pacotes 'RRF' (Deng 2013) e *randomForest* (Liaw & Wiener 2002), construindo 1.000 árvores, 1.000 vezes por variável (12.100 árvores construídas). Este procedimento foi realizado inicialmente para avaliar o conjunto de aves (35 espécies, **Tabela 3**) e posteriormente para analisar a variação intraespecífica (10 espécies, ver abaixo). Antes de qualquer análise, padronizei as variáveis utilizando a função *decostand* do pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2022), definindo a média como zero e calculando as variâncias. Na avaliação do conjunto de aves (antes de executar a Random Forest), fiz essa padronização por espécie, pois pretendia retirar o efeito espécie da análise.

Para uma investigação mais aprofundada do efeito da urbanização na morfologia, selecionei as 10 espécies nativas mais comuns em minha amostra: joão-de-barro (*Furnarius rufus*), beija-flor-tesoura (*Eupetomena macroura*), sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*), rolinha-roxa (*Columbina talpacoti*), sabiá-laranjeira (*Turdus rufiventris*), canário-da-terra (*Sicalis flaveola*), bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), sabiá-poca (*Turdus amaurochalinus*), cambacica (*Coereba flaveola*) e sabiá-barranco (*Turdus leucomelas*) (**Tabela 3**). Para cada espécie, avalei a associação da urbanização com a morfologia. Ao detectar associações significativas, analisei por Random Forest as variáveis que melhor responderam ao gradiente de intensificação urbana. Em seguida, apliquei regressões lineares simples para avaliar a significância e a magnitude da associação dessas variáveis ao longo do índice de urbanização. Todas as análises foram realizadas utilizando o programa R (R Core Team 2020) e as suposições do modelo foram avaliadas visualmente.

Resultados

Houve associação significativa entre o gradiente de intensidade urbana e as características morfológicas da assembleia de aves (PERMANOVA, $r^2 = 0,00026$, $F = 11,152$, $P < 0,001$). A variável

‘comprimento do bico (Culmen)’ apresentou a maior contribuição para a construção da árvore na análise Random Forest, indicando que possui o maior poder preditivo para explicar as variações morfológicas das espécies em nossa amostra (**Figura 13**).

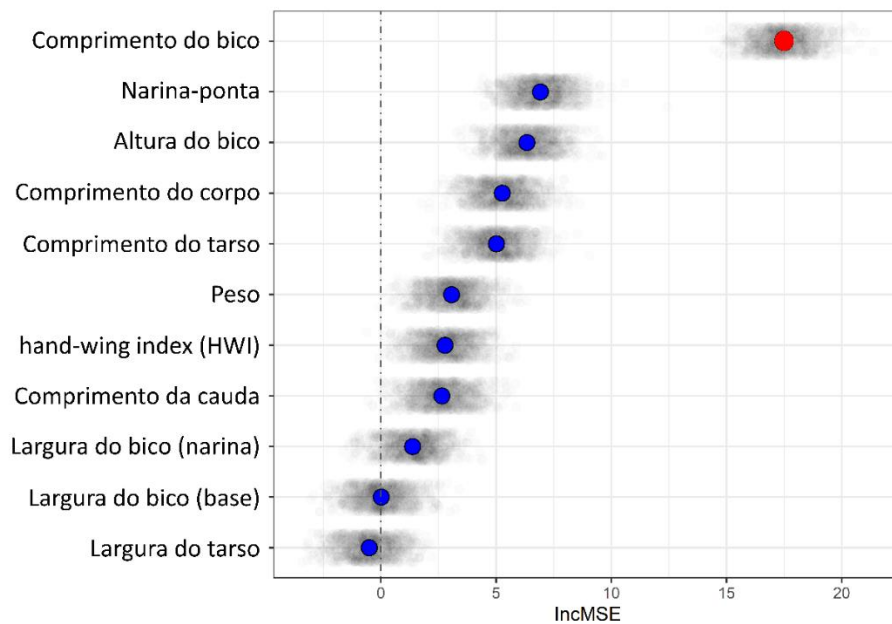


Figura 13. Resultado da análise Random Forest utilizada para identificar as modificações morfológicas na assembleia de aves devido à intensidade da urbanização. O incMSE indica o aumento percentual que a variável traz para a previsibilidade do modelo gerado (árvores), indicando assim uma maior mudança devido à intensidade da urbanização. São mostrados os valores de cada árvore gerada (pontos cinza, 1000 árvores) e a contribuição média de cada variável (ponto azul). A característica morfométrica do ‘comprimento do bico (culmen)’ (ponto vermelho) foi a variável indicada com maior acréscimo à previsibilidade do modelo.

Os resultados intraespecíficos para as 10 principais espécies mostraram significância para quatro delas ($P < 0,05$). Estes foram: *Furnarius rufus* ($r^2 = 0,0301$, $F = 6,1208$, $P < 0,001$), *Mimus saturninus* ($r^2 = 0,0457$, $F = 5,461$, $P < 0,001$), *Pitangus sulphuratus* ($r^2 = 0,0423$, $F = 3,0487$, $P = 0,006$) e *Turdus amaurochalinus* ($r^2 = 0,0340$, $F = 2,3595$, $P = 0,014$). Os resultados das análises da Random Forest indicaram o ‘comprimento do bico (Culmen)’ com maior poder preditivo na construção de árvores, indicando que este atributo é o mais afetado pelo índice de urbanização. Outras medidas morfológicas também foram relevantes para algumas das espécies: ‘Comprimento do bico (narina)’ para *Furnarius rufus*, ‘Largura do bico (base)’ para *Mimus saturninus*, ‘Largura do tarso’ para *Pitangus sulphuratus* e ‘Hand-wing index (HWI)’ para *Turdus amaurochalinus* (**Figura 14**).

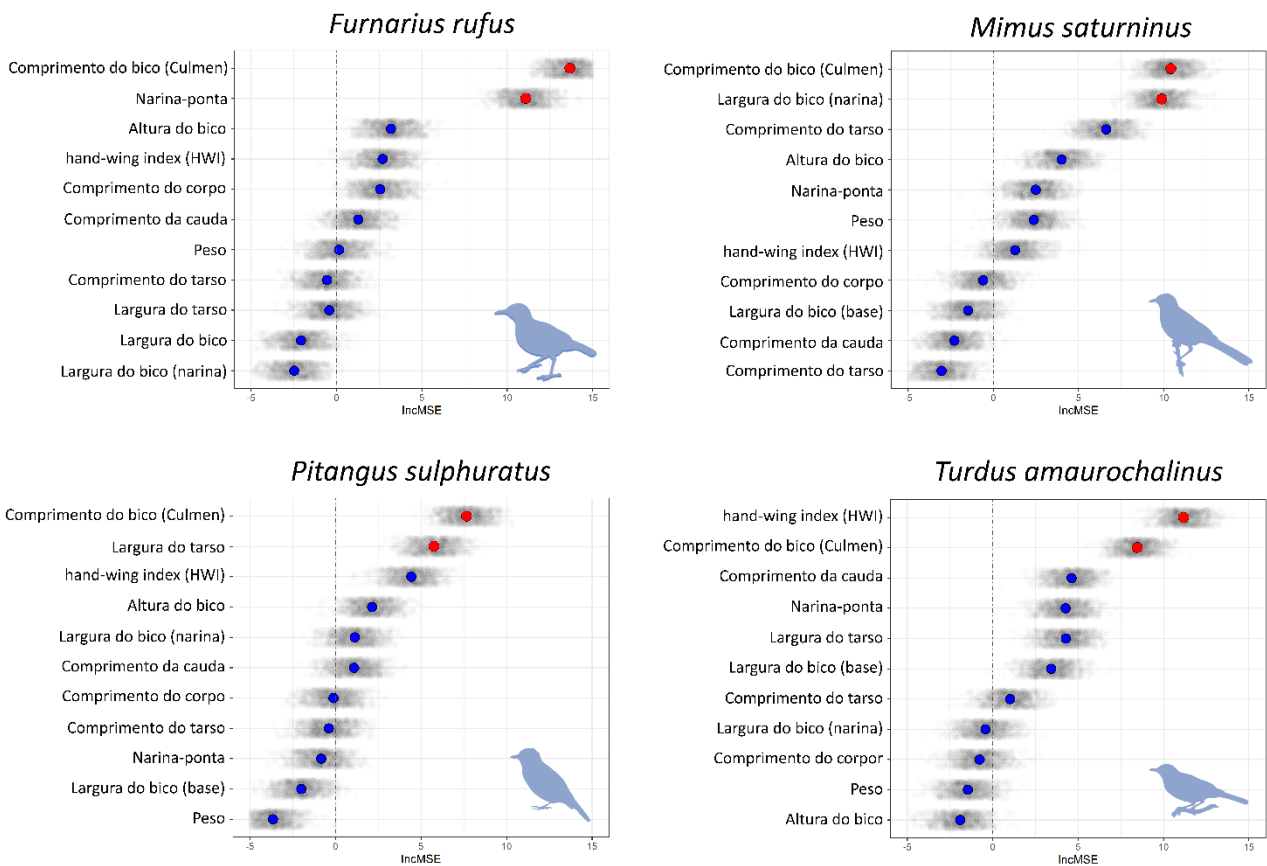


Figura 14. Resultado da análise Random Forest utilizada para filtrar as variáveis morfométricas das quatro espécies de aves que apresentaram variação morfológica devido à intensidade de urbanização. O incMSE indica o percentual de aumento que a variável traz para a previsibilidade do modelo gerado (árvores), indicando assim uma maior mudança devido à intensidade da urbanização. São mostrados os valores de cada árvore gerada (pontos cinza, 1000 árvores) e a contribuição média de cada variável (ponto azul). Os pontos vermelhos indicam as variáveis relevantes na previsão da intensidade da urbanização. Para todas as quatro espécies avaliadas, 'comprimento do bico (culmen)' é indicado como uma variável relevante. As demais variáveis relevantes mudaram dependendo da espécie avaliada, mostrando que agiram de forma diferente dependendo da espécie avaliada.

Houve relação negativa significativa entre a variável morfológica 'Comprimento do Bico (Culmen)' e o índice de urbanização para as quatro espécies avaliadas: *Furnarius rufus* (Estimativa = $-0,1177$, $t = 4,815$, $p < 0,001$), *Mimus saturninus* (Estimativa = $-0,1175$, $t = -3,004$, $p < 0,001$), *Pitangus sulphuratus* (Estimativa = $-0,1823$, $t = 2,851$, $p < 0,001$), *Turdus amaurochalinus* (Estimativa = $-0,1116$, $t = 2,464$, $p < 0,001$). Além disso, houve relações negativas significativas de 'Comprimento do Bico (narina)' para *Furnarius rufus* (Estimativa = $-0,0784$, $t = -4,301$, $p < 0,001$), 'Largura do Bico' para *Mimus saturninus* (Estimativa = $-0,0485$, $t = 4,289$, $p < 0,001$), 'Largura do Tarso' para *Pitangus sulphuratus* (Estimativa = $-0,0152$, $t = 2,963$, $p < 0,001$), 'Hand-wing index (HWI)' para *Turdus amaurochalinus* (Estimativa = $-0,1522$, $t = 2,543$, $p < 0,001$) (**Figura 15**).

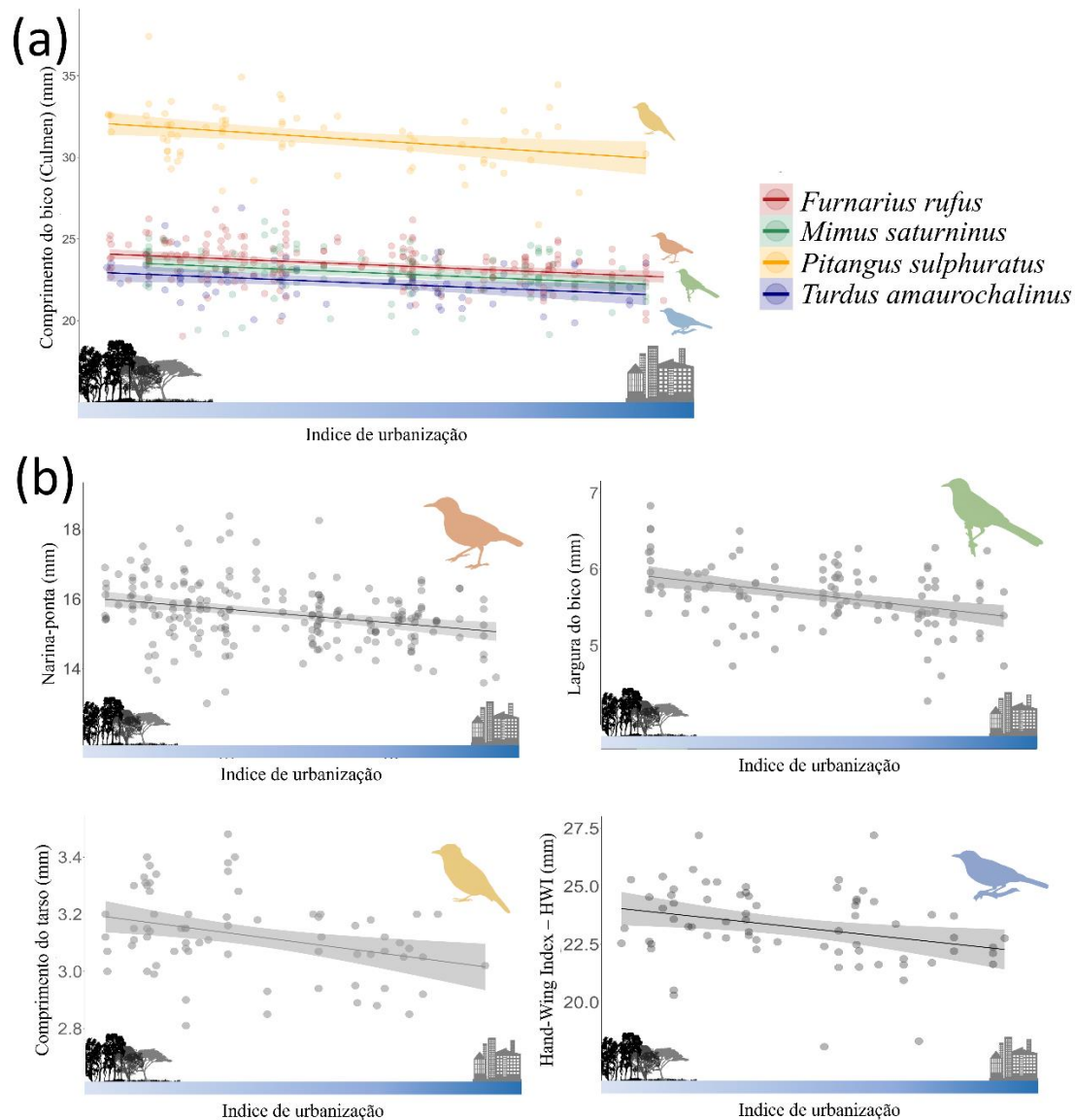


Figura 15. Regressões lineares geradas com as variáveis morfológicas que apresentaram variação ao longo do gradiente de urbanização (indicado na Random Forest), para avaliar se a intensificação urbana promove mudanças ecomorfológicas nas aves. (a) Apresento as regressões com a variável ‘comprimento do bico (culmen)’, que foi a variável indicada como significativa para todas as quatro espécies que apresentaram variação ao longo do gradiente de urbanização. (b) Apresento as regressões das demais variáveis morfométricas indicadas como relevantes no modelo, sendo a variável morfométrica distinta em cada uma das quatro espécies avaliadas.

Discussão

Demonstro que a urbanização está associada a alterações nas características morfológicas das aves, corroborando que o processo de urbanização e suas consequências ambientais atuam como pressões seletivas capazes de induzir alterações fenotípicas em algumas espécies. Como esperado, não observei alterações para todas as espécies avaliadas, mas surpreendentemente a maioria das alterações ocorreu no bico, sugerindo um efeito da urbanização na disponibilidade de recursos

alimentares. A aquisição de recursos é um dos principais impulsionadores das mudanças no bico das aves, incluindo padrões de convergência evolutiva de espécies que exploram recursos semelhantes em diferentes áreas do mundo (Pigot *et al.* 2020; Tobias *et al.* 2020). Além disso, apenas espécies insetívoras e onívoras apresentaram alterações significativas. Isto destaca que a mudança na disponibilidade de artrópodes pode ser um fator chave que impulsiona as mudanças morfológicas ao longo do gradiente urbano. Mesmo com a alta mobilidade da maioria das aves (Winkler *et al.* 2016), pude observar mudanças fenotípicas significativas dentro de um gradiente contínuo resultante de um processo recente de urbanização. Isto reforça o alerta de que os processos inerentes à urbanização atuam como um motor capaz de induzir mudanças ecomorfológicas significativas nas populações animais (Diamond 1986; Johnson & Munshi-South 2017). Assim, acredito que as mudanças morfológicas nas espécies devido à urbanização devem ser consideradas nas discussões sobre conservação, dada a projetada expansão urbana global (Grimm *et al.* 2008; Seto *et al.* 2010).

Apesar do crescente interesse dos pesquisadores em estudar o efeito da expansão urbana sobre as aves (Baesse *et al.* 2019; La Sorte *et al.* 2018; Lepczyk *et al.* 2017; Marzluff 2017; Yauk *et al.* 2000), poucas pesquisas avaliaram alterações morfológicas. Entre eles, as características do bico estão no centro das discussões devido às observações recorrentes de mudanças neste atributo (Amiot *et al.* 2022; Badyaev *et al.* 2008; Giraudeau *et al.* 2014b). As alterações morfológicas relacionadas ao bico podem afetar não apenas a sobrevivência dos indivíduos, uma vez que o bico está ligado à alimentação, mas também à comunicação e o acasalamento, uma vez que a morfologia do bico altera o canto. Por exemplo, bicos mais curtos (com conseqüente redução do trato vocal), podem alterar a frequência do canto dos pássaros, promovendo mudanças na seleção sexual (Badyaev *et al.* 2008; Nelson *et al.* 2005; Nowicki 1987). Na verdade, uma associação da morfologia do bico com o canto já foi observada em House Finch (*Haemorrhous mexicanus*) (Badyaev *et al.* 2008; Giraudeau *et al.* 2014b).

Mudanças ecomorfológicas na assembleia de aves

Mesmo com tamanha variabilidade interespecífica na morfologia e na história de vida, meus resultados mostram que a intensificação urbana promove fortes pressões sobre a comunidade de aves, ainda mais quando consideramos o tempo relativamente curto de urbanização (~60 anos) da cidade avaliada. Embora meus resultados sejam consistentes com outros trabalhos que demonstraram alteração nos bicos das aves devido à intensificação urbana (Amiot *et al.* 2022; Badyaev *et al.* 2008; Evans *et al.* 2009a), não tenho conhecimento de qualquer trabalho que tenha explorado a mudança

simultânea de várias espécies sinantrópicas, já que os estudos normalmente se concentram em uma única espécie. Esta abordagem nos permite ter uma visão geral, o que pode orientar melhor a nossa compreensão da generalidade do fenômeno e orientar o planejamento urbano favorável à vida silvestre.

Mudanças ecomorfológicas nas populações de aves

Das 10 espécies avaliadas, não encontrei diferenças ecomorfológicas significativas para seis espécies. Nenhuma espécie com hábitos alimentares nectarívoros, granívoros ou frugívoros apresentou alterações devido ao gradiente de urbanização, o que pode indicar que as alterações em alguns recursos não exercem pressão significativa sobre algumas guildas específicas. Assim, os meus resultados indicam fortemente que a urbanização impacta as aves de forma diferente dependendo do tipo de alimento explorado nas áreas urbanas, apoiando a nossa segunda hipótese.

Encontrei diferenças nos tamanhos dos bicos para quatro espécies de aves ao longo do gradiente de urbanização, com bicos mais curtos em áreas com maior intensidade de urbanização (**Figura 15a**). Resultados semelhantes de bicos reduzidos em áreas mais urbanizadas foram relatados para o Eurasian Blackbird (*Turdus merula*) (Evans *et al.* 2009a) e o New Zealand Fantail (*Rhipidura fuliginosa*) (Amiot *et al.* 2022). Também detectei uma redução significativa na largura do bico de *Mimus saturninus*, sugerindo um bico mais frágil, oposto à hipótese de bicos mais fortes (**Figura 15b**, veja Giraudeau *et al.* 2014). Dado que apenas aves insetívoras e onívoras apresentaram redução no comprimento do bico, acredito que o principal fator que induz as alterações morfométricas do bico pode advir do efeito da urbanização na população de artrópodes. As áreas urbanas alteram a composição da fauna (Castro *et al.* 2020; Lövei *et al.* 2019; Santos *et al.* 2019; Tzortzakaki *et al.* 2019) e parecem promover o aumento do tamanho de alguns artrópodes disponíveis para consumo, como as mariposas, grilos, borboletas e aranhas (Lowe *et al.* 2014; Merckx *et al.* 2018), reforçando minha hipótese. É importante ressaltar que o padrão de mudança não foi absoluto, pois tive uma espécie considerada insetívora (*Turdus rufiventris*) que não apresentou alterações significativas no bico. Porém, apesar de ser considerada insetívora em nossa abordagem, esta espécie é considerada onívora em outros estudos (Wilman *et al.* 2014), uma vez que metade de sua dieta pode ser baseada em frutas. Assim, é possível que para minha região a espécie se alimente mais de frutos, não apresentando alterações semelhantes às observadas para os insetívoros.

Detectei uma redução significativa na largura do tarso de *Pitangus sulphuratus* em áreas com maior intensidade de urbanização (**Figura 15b**). Tarso grosso sugere maior força e pode estar ligado a uma maior exploração de poleiros distintos. Dado que as áreas urbanas geralmente alteram os poleiros, simplificando a paisagem, acredito que a utilização de novos poleiros, como placas, edifícios e postes, pode estar ligada à redução observada na largura do tarso. De fato, *Pitangus sulphuratus* é uma espécie que geralmente utiliza substratos urbanos ('postes de luz', 'sinais', 'edifícios', 'cercas', 'asfalto', 'paralelepípedos' e 'cimento') durante seu forrageio (Martins-Oliveira *et al.* 2012; Sick 1988), reforçando minha interpretação. Esta mudança na largura do tarso merece uma investigação mais aprofundada, observando a adaptabilidade de animais com tarso mais fino em ambientes urbanos.

Outra mudança significativa que registrei foi a redução do *Hand-wing Index* (HWI) para *Turdus amaurochalinus* em áreas com maior intensidade de urbanização (**Figura 15b**). Este resultado pode indicar que houve redução na eficiência de voo e capacidade de movimentação das espécies com maior intensidade de urbanização (Sheard *et al.* 2020; Tobias *et al.* 2022). Além disso, a redução do IHW pode estar relacionada com o aumento da territorialidade (Sheard *et al.* 2020), sugerindo um estilo de vida mais sedentário em ambientes mais urbanos. Assim, tenho duas hipóteses para explicar esta mudança observada: migração e territorialidade. A hipótese de uma influência urbana na migração desta espécie deve ser considerada com cautela. Contudo, devido às grandes modificações empregadas pela expansão urbana, é possível que tal impacto seja provável e estudos futuros poderão abordar esta questão. Na verdade, de todas as espécies avaliadas em meu estudo, apenas a sabiá-poca é considerado migratória ou parcialmente migratória (Collar & de Juana 2020; Sick 1988; Somenzari *et al.* 2018), o que reforça a hipótese de uma possível influência de áreas urbanas sobre os padrões de voo da espécie. Outra hipótese é que a espécie esteja se tornando mais territorial em áreas com maior intensidade de urbanização, com os animais se tornando mais sedentários, explorando recursos mais concentrados em fragmentos vegetais em áreas urbanas. O ambiente urbano fornece novos recursos e reduz a riqueza desses recursos (Huang *et al.* 2015; La Sorte *et al.* 2018). Assim, é concebível que os animais que persistem nesses ambientes sejam mais sedentários e aproveitem os recursos concentrados em manchas de vegetação cercadas por concreto, com recursos constantes ao longo do ano (Shochat 2004). O fato de apenas o sabiá-poca apresentar alteração no IHW indica a maior viabilidade da primeira hipótese levantada, com a urbanização influenciando no deslocamento da espécie na área de estudo. No entanto, precisamos de mais dados para compreender o papel que a urbanização desempenha nas migrações das aves, o que pode estar no radar dos ecólogos urbanos em projetos futuros.

Conclusão

Observei mudanças na ecomorfologia de algumas espécies de aves que vivem em cidades ao longo de um gradiente contínuo. As alterações morfológicas observadas restringiram-se às espécies insetívoras e onívoras e concentraram-se geralmente no comprimento do bico, com aves que vivem em áreas urbanas apresentando bicos mais curtos. Também encontrei alterações na largura do tarso para *Pitangus sulphuratus* e mudança no HWI para *Turdus amaurochalinus*, indicando diferentes características sob pressão seletiva em áreas urbanas, dependendo dos hábitos de cada espécie avaliada. As cidades, com as suas grandes modificações em vários aspectos estruturais, físicos e bióticos, parecem ser caldeirões evolutivos (Johnson & Munshi-South 2017; Winchell *et al.* 2022) e muito ainda precisa de ser esclarecido sobre os seus impactos na biodiversidade. Acredito que compreender os impactos causados pela expansão urbana na biodiversidade é fundamental e deve estar no centro das discussões futuras.

Capítulo 5 – Simplificação do espaço isotópico de aves induzida pela urbanização em uma grande cidade Neotropical

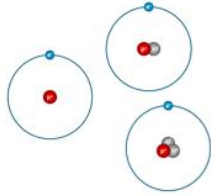
Esse capítulo foi submetido para a revista *Oecologia* e está atualmente em revisão: Santos EG, Pompermaier VT, Nardoto GN, Wiederhecker HC, Marini MÂ. Urbanization-induced simplification of isotopic space in birds from a big Neotropical city. *Oecologia*. Em revisão.

Resumo

Entre as muitas mudanças associadas ao processo de urbanização, as mudanças na disponibilidade de recursos podem impactar diretamente as populações silvestres. As áreas urbanas suprimem a vegetação nativa e convertem os ambientes naturais em superfícies impermeáveis, modificando a composição e a quantidade dos recursos alimentares disponíveis. Compreender as necessidades alimentares das espécies é crucial, principalmente porque é um dos principais elementos que caracterizam o seu nicho ecológico e estruturam as comunidades locais. Meu objetivo neste estudo foi avaliar o impacto da intensidade da urbanização no espaço de nicho isotópico de aves comumente encontradas em áreas urbanas de Brasília, uma grande cidade no centro do Brasil com aproximadamente 3 milhões de habitantes. Ao analisar as métricas isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de penas de espécies de aves encontradas ao longo de um gradiente de intensidade de urbanização, evidenciei uma simplificação, mas não um deslocamento do espaço isotópico de montagem de aves devido à intensificação urbana. As assembleias de aves respondem a recursos alimentares semelhantes nas áreas de maior intensificação urbana, embora menos diversificadas do que nas áreas de menor intensificação urbana. Na maioria dos casos, a resposta à intensificação urbana é mais específica do que convergente entre os membros da assembleia de aves. As espécies estudadas mantêm-se em áreas urbanas altamente intensificadas, restringindo, alterando e ampliando o seu acesso aos recursos. A dimensão trófica é um dos componentes-chave do nicho ecológico da espécie, e compreender os impactos da intensificação urbana nesta dimensão é essencial para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos nas cidades.

Resumo gráfico

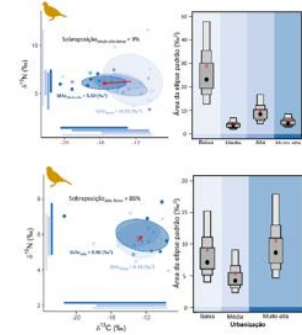
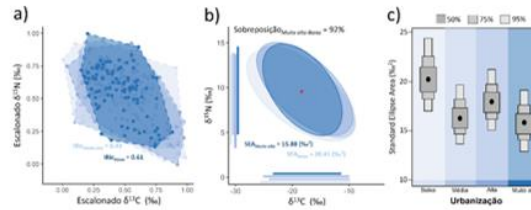
Análise de métricas isotópicas (avaliação da alimentação das aves)



métricas isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$

As espécies estudadas mantêm-se em áreas urbanas altamente intensificadas, restringindo, alterando e ampliando o seu acesso aos recursos.

Respostas interespecíficas



Introdução

A população humana global está crescendo exponencialmente, atingindo a marca atual de mais de 8 bilhões de pessoas (Seto *et al.* 2010, 2012, 2013; United Nations 2023) e tornando-se mais urbana (Grimm *et al.* 2008; Marzluff *et al.* 2008). A recente definição do Antropoceno tem como determinante o considerável crescimento da população humana (Lewis & Maslin 2015), sendo as áreas urbanas o foco de discussões recentes sobre as mudanças ambientais globais (IPCC 2022; Jägerbrand & Spoelstra 2023; Venter *et al.* 2016). A expansão urbana ocorreu em todas as regiões do mundo nos últimos 100 anos (Sanderson *et al.* 2018; Seto *et al.* 2010) e é agora um componente significativo do processo de transformação do uso do solo e uma característica definidora do século XXI (Dodman *et al.* 2014). Além disso, o processo de urbanização é considerado um dos principais impulsionadores da extinção de espécies devido principalmente à fragmentação e degradação dos habitats naturais e à introdução de espécies exóticas (Czech *et al.* 2000; Grimm *et al.* 2008; McDonald 2008; Shochat *et al.* 2010; Vitousek *et al.* 1997). Outra consequência deste processo é a homogeneização dos habitats e da biodiversidade local (Alquezar *et al.* 2020; Leveau *et al.* 2015; McKinney 2006). Assim, compreender como as espécies lidam com a urbanização é relevante e fornecerá informações críticas para os gestores ambientais, uma vez que estas relações afetam a vida silvestre e os seres humanos (Zielinska-Dabkowska *et al.* 2023).

Entre as muitas mudanças associadas ao processo de urbanização, as alterações na disponibilidade de recursos podem impactar diretamente as populações silvestres. As áreas urbanas

suprimem a vegetação nativa e convertem ambientes naturais em superfícies impermeáveis (Groffman *et al.* 2017; Knapp *et al.* 2021; McKinney 2002; Theobald *et al.* 1997), modificando assim a composição e a quantidade dos recursos alimentares disponíveis. Juntamente com outros fatores, estas mudanças estão associadas a elevadas taxas de extinção local, eliminando muitas vezes a maioria das espécies nativas (McKinney 2002, 2010; Sol *et al.* 2017; Tietze 2018). No entanto, as cidades ainda abrigam uma gama de animais menos restritos em suas dimensões de nicho, e que podem até incorporar recursos antropogênicos em sua dieta (Athreya *et al.* 2013; Johnson *et al.* 2015; Murray *et al.* 2015; Plummer *et al.* 2015), fatores que são importantes para explicar a sua sobrevivência em ambientes urbanos (Møller 2009). Esses recursos antropogênicos podem ser disponibilizados indiretamente à fauna por meio do plantio de plantas exóticas, criação de animais domésticos (Athreya *et al.* 2013; Braczkowski *et al.* 2018; Zietsman *et al.* 2019), alimentos para animais de estimação e restos de dejetos humanos (Murray *et al.* 2016; Newsome *et al.* 2015; Oro *et al.* 2013; Plaza *et al.* 2019), ou diretamente fornecendo alimentos através de comedouros (Plummer *et al.* 2019). Compreender as necessidades alimentares das espécies é crucial, principalmente porque é um dos principais elementos que caracterizam o seu nicho ecológico e estruturam as comunidades locais (Lovette & Fitzpatrick 2016; MacArthur & Pianka 1966; Tilman 1982). No entanto, dado que a expansão urbana é evidente em todo o mundo (Grimm *et al.* 2008; Seto *et al.* 2012, 2013), ainda sabemos pouco sobre os impactos da urbanização no nicho trófico de espécies silvestres que persistem nas cidades.

Como todos os organismos devem adquirir e assimilar recursos para manutenção, crescimento e reprodução, a dimensão do nicho trófico é um componente central do nicho ecológico (Begon *et al.* 2006; Hutchinson 1957; Peterson *et al.* 2011), uma vez que está diretamente relacionado à aptidão dos organismos (Winemiller *et al.* 2015). Apesar da reconhecida utilidade do nicho trófico como ferramenta de acesso à comunidade e à estrutura da cadeia alimentar, o acesso à composição da dieta de muitas espécies através de métodos tradicionais tem se revelado difícil (Mallet-Rodrigues 2010). Diante disso, a análise de isótopos estáveis (SIA) tornou-se uma alternativa comum para o estudo de nichos tróficos (revisão em Hobson 2023), fornecendo representações integradas no tempo e no espaço da ecologia trófica dos organismos (Bearhop *et al.* 2003; Layman *et al.* 2007; Newsome *et al.* 2007). A posição relativa dos organismos no espaço bi-plot $\delta^{13}\text{C} - \delta^{15}\text{N}$ (um 'espaço de nicho isotópico' 2-D) pode revelar aspectos importantes da estrutura trófica, e novas métricas quantitativas baseadas nessas representações do nicho podem ser ferramentas poderosas para testar teorias ecológicas e estudar respostas ecológicas aos impactos antropogênicos (Cucherousset & Villéger 2015; Jackson *et al.* 2011; Layman *et al.* 2007). Por exemplo, a Ring-billed Gull (*Larus delawarensis*)

alimentando-se em ambientes mais urbanizados exibiu valores reduzidos de $\delta^{15}N$, indicando uma mudança na estrutura alimentar da espécie devido à urbanização (Caron-Beaudoin *et al.* 2013). Um estudo sobre comunidades de aves realizado na China descobriu que as aves em ambientes mais urbanizados expandiram os seus nichos (avaliados por espaços isotópicos) (Pagani-Núñez *et al.* 2019). Portanto, utilizar a SIA para compreender como as espécies respondem ao processo de urbanização poderia melhorar a nossa compreensão dos impactos das áreas urbanas nas populações locais.

Aqui, avaliei através da análise de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}C$) e nitrogênio ($\delta^{15}N$) o impacto da intensidade da urbanização no espaço de nicho isotópico de aves comumente encontradas em áreas urbanas de Brasília, capital do Brasil, uma grande cidade no centro do país, com aproximadamente 3 milhões de habitantes (IBGE 2023). Partindo da premissa de que a intensificação urbana torna a paisagem mais homogênea, diminuindo a diversidade e a disponibilidade de recursos naturais, aumentando a cobertura de plantas C4 e disponibilizando recursos antropogênicos (e.g., resíduos domésticos, rações para animais de estimação abandonadas, comedouros), a minha hipótese central é que a largura do nicho isotópico da assembleia de aves diminui e muda para valores mais elevados de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ no espaço isotópico em áreas intensamente urbanizadas (**Figura 16**). No entanto, considerando que as espécies pertencentes a diferentes guildas alimentares podem responder distintamente à urbanização (Lim & Sodhi 2004), esperei que estas mudanças fossem impulsionadas principalmente por representantes das guildas granívoras e insetívoras (**Figura 16**). Discuti meus resultados, buscando compreender as implicações ecológicas dos impactos da intensificação urbana na ecologia trófica das espécies de aves que vivem nesses ambientes.

Hipóteses	Descrição	Premissas	Resultados esperado
Assemblages			
H1	O espaço isotópico da assembleia de aves reduz e se desloca em áreas de maior intensificação urbana	A intensificação urbana promove mudanças na diversidade e estrutura vegetal (aumentando a cobertura de gramíneas C4) e, conseqüentemente, em diversos recursos acessados por aves, como os invertebrados. Além disso, há um aumento na disponibilidade de recursos de origem humana	
Guildas			
Granívoro			
H2	Granívoros expandem seu espaço isotópico em áreas urbanas altamente intensificadas	A intensificação urbana promove maior cobertura de gramíneas fotossintéticas C4 e fornece recursos suplementares através de comedouros	
Frugívoro e Nectarívoro			
H3	Frugívoros e nectarívoros têm largura de espaço isotópico reduzida em áreas urbanas altamente intensificadas	A intensificação urbana altera a complexidade e a heterogeneidade da paisagem, reduzindo a diversidade e alterando a estrutura da comunidade vegetal	
Insetívoro			
H4	Os insetívoros reduzem e deslocam o seu espaço de nicho isotópico em áreas urbanas altamente intensificadas	A intensificação urbana promove diminuição da diversidade de insetos e aumenta a disponibilidade daqueles ligados à via fotossintética C4	
Onívoro			
H5	Os onívoros mantêm a largura, mas deslocam seu espaço isotópico em áreas urbanas altamente intensificadas	As áreas urbanas altamente intensificadas ainda mantêm uma gama de recursos acessíveis e disponibilizam novos recursos de origem humana	

Figura 16. Representação gráfica das hipóteses formuladas para avaliar o impacto da intensificação urbana no espaço isotópico das aves de Brasília, Distrito Federal. Também são apresentadas as suposições que levaram à formulação da hipótese.

Métodos

Coleta de penas das aves

As aves foram capturadas em 115 locais (para mais detalhes veja a descrição das coletas no tópico **Capturas das aves** e o **Apêndice 7**), com uso de redes de neblina. A colocação das redes foi adaptada a amostragem nos ambientes urbanos, tendo em vista as mudanças ambientais promovidas pela urbanização (veja Santos *et al.* 2023a). Foi coletada uma pena de cada asa (P1) de cada ave

capturada (**Figura 17, Apêndice 11**). Essas penas foram posteriormente utilizadas para análises isotópicas. Escolhi a pena por ser um tecido inerte que fornece informações sobre dieta e uso do habitat durante a muda (Bearhop *et al.* 2003) e porque sua coleta é minimamente invasiva (Wiley *et al.* 2010). Adicionei em minhas análises apenas as dez espécies mais capturadas (80% de todas as capturas), abrangendo cinco guildas alimentares: Granívoro (rolinha-roxa - *Columbina talpacoti*, canário-da-terra - *Sicalis flaveola*); Frugívoro (sabiá-barranco - *Turdus leucomelas*); Nectarívoro (beija-flor-tesoura - *Eupetomena macroura*, cambacica - *Coereba flaveola*); Onívoro (sabiá-do-campo - *Mimus saturninus*, bem-te-vi - *Pitangus sulphuratus*, sabiá-laranjeira - *Turdus rufiventris*); Invertívoro/Insetívoro (sabiá-poca - *Turdus amaurochalinus*, joão-de-barro - *Furnarius rufus*) (**Figura 18**). A classificação das guildas alimentares seguiu a base de dados mais recente (Pigot *et al.* 2020), em linha com a literatura especializada regional (Sick 1988). Assim, alteramos a categoria de *Turdus rufiventris* para onívoro, dada a extensa literatura que indica que a espécie consome uma ampla variedade de itens alimentares (por exemplo, Gasperin & Aurélio Pizo 2009; Pineschi 1990; Sick 1988). Foram avaliados 480 indivíduos, priorizando animais capturados em todas as classes de intensidade de urbanização. A frequência de cada espécie variou dentro das classes (min = 3, max = 25, **Tabela 4**).



Figura 17. Procedimento de coleta de penas das aves capturadas. Nas imagens está um joão-de-barro (*Furnarius rufus*) capturado durante os pilotos do projeto, nas áreas urbanas de Brasília. Fotos: Helga Correa Wiederhecker.

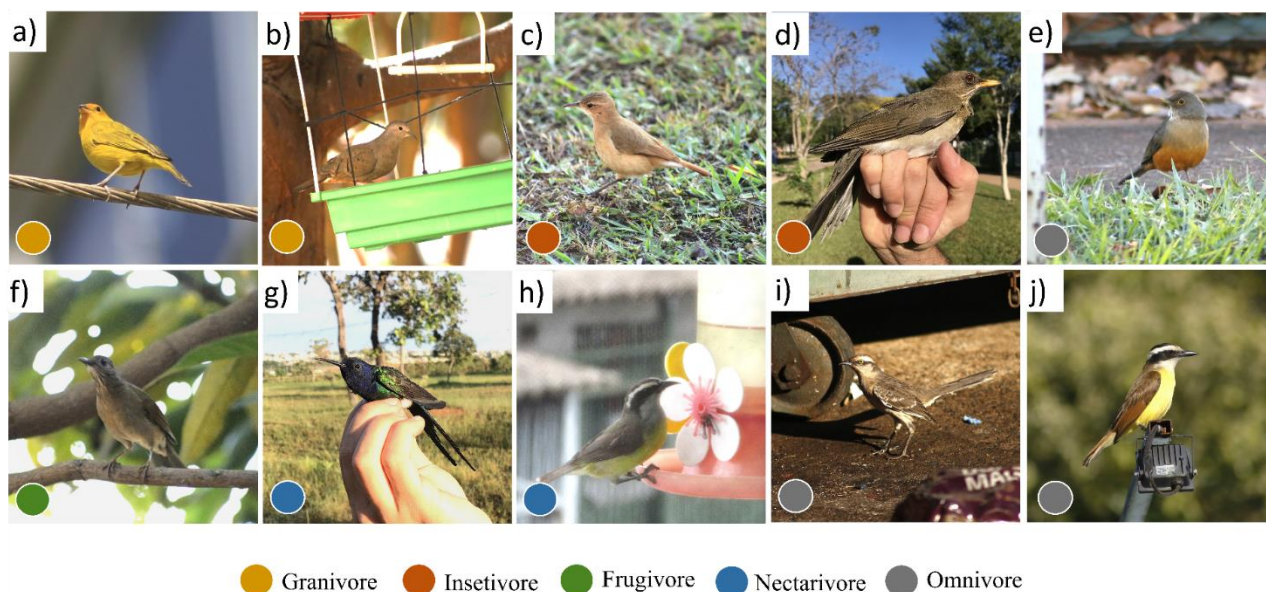


Figura 18. Registro fotográfico das 10 espécies utilizadas nas minhas análises em Brasília, Distrito Federal. a) canário-da-terra - *Sicalis flaveola*; b) rolinha-roxa - *Columbina talpacoti*; c) joão-de-barro - *Furnarius rufus*; d) sabiá-poca - *Turdus amaurochalinus*; e) sabiá-laranjeira - *Turdus rufiventris*; f) sabiá-barranco - *Turdus leucomelas*; g) beija-flor-tesoura - *Eupetomena macroura*; h) cambacica - *Coereba flaveola*; i) sabiá-do-campo - *Mimus saturninus*; j) bem-te-vi - *Pitangus sulphuratus*. As guildas alimentares foram classificadas de acordo com Pigot et al. (2020) e Sick (1988).

Tabela 4. Número de indivíduos por espécie amostrados em cada classe de intensidade de urbanização em Brasília, Distrito Federal. É apresentado o número total de indivíduos amostrados por espécie e o número geral. As cores mais fortes indicam maior intensidade de urbanização.

Espécie	Baixa	Média	Alta	Muito alta	TOTAL
<i>Coereba flaveola</i>	10	7	11	10	38
<i>Columbina talpacoti</i>	10	10	10	13	43
<i>Eupetomena macroura</i>	10	16	20	12	58
<i>Furnarius rufus</i>	20	21	25	14	80
<i>Mimus saturninus</i>	10	12	15	12	49
<i>Pitangus sulphuratus</i>	11	11	10	9	41
<i>Sicalis flaveola</i>	10	10	10	3	33
<i>Turdus amaurochalinus</i>	12	10	13	10	45
<i>Turdus leucomelas</i>	16	10	9	10	45
<i>Turdus rufiventris</i>	13	11	14	10	48
TOTAL	122	118	137	103	480

Análise isotópica

Primeiro, limpei as penas com solução de clorofórmio:metanol 2:1 para remover possíveis contaminantes (Kelly 2000). Posteriormente, as penas foram secas em estufa a 50°C por 48h. Cortei, embalei e pesei a barbas da pena (sem a raque, ~0,6 mg) em pequenas cápsulas de estanho (8×5 mm)

(Wiley et al. 2010). As razões isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ ou $\delta^{15}\text{N}$ das penas foram analisadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do "Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo" (CENA/USP) utilizando um analisador elementar CNH-1110 (Carlo Erba; Milão, Itália) acoplado a uma razão isotópica de fluxo contínuo de espectrômetro de massa (Delta Plus; Thermo Scientific; Bremen, Alemanha). Os valores foram expressos em delta (δ) por mil (‰) obtidos pela equação $\delta^{13}\text{C}$ ou $\delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}}) - 1]$, onde R_{amostra} e $R_{\text{padrão}}$ representam as razões isotópicas pesadas e leves ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) das amostras e padrões, respectivamente. O padrão utilizado para análise de carbono foi Vienna Pee Dee Belemnite (V-PDB: razão $^{13}\text{C}:^{12}\text{C} = 0,01118$), e para nitrogênio foi o ar atmosférico (razão $^{15}\text{N}:^{14}\text{N} = 0,0036765$). Padrões internos (folhas de cana-de-açúcar) são rotineiramente intercalados com amostras alvo para corrigir efeitos de massa e desvio instrumental durante e entre execuções. O erro analítico de longo prazo para os padrões internos é de 0,2‰ para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

Análises estatísticas

Minhas análises seguiram a estrutura de minhas hipóteses, partindo das mais gerais (**H1** - assembleia de aves) até as mais específicas (**H2**, **H3**, **H4** e **H5** - guildas alimentares). Para responder às minhas hipóteses, avalei métricas isotópicas apenas das faixas extremas das classes de intensidade de urbanização (Baixa - Muito alta). No entanto, também calculei algumas métricas nas quatro classes de intensidade para avaliar se as mudanças esperadas ocorrem gradualmente com o aumento da intensidade da urbanização. As dez espécies analisadas continham pelo menos cinco indivíduos capturados em cada classe de intensidade, exceto o canário-da-terra, onde capturei apenas três indivíduos na classe Muito alta (ver **Tabela 4**). Portanto, agrupei os indivíduos de canário-da-terra da classe Alta na classe Muito Alta.

Avaliei o impacto da intensificação urbana no espaço de nicho isotópico da assembleia de aves e espécies de cada guilda alimentar usando duas abordagens complementares, uma menos e outra mais conservadora. A abordagem menos conservadora calculou a riqueza isotópica (IRic), que mede a área ocupada pelo polígono convexo em torno dos pontos mais extremos no espaço isotópico em escala, como uma medida da diversidade total do espaço isotópico. Essa métrica integra totalmente a importância dos organismos nas bordas do nicho isotópico, permitindo avaliar mudanças potenciais no acesso das aves a recursos mais raros ao longo do gradiente de intensidade de urbanização. Seguindo Cucherousset & Villéger (2015), construí um espaço isotópico estável imparcial calculando essa métrica de diversidade em um espaço multidimensional padronizado onde cada eixo é

dimensionado para ter o mesmo intervalo (valores entre 0 e 1) para cada isótopo estável ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$). A partir do IRic, também calculei duas métricas de sobreposição complementares. A primeira métrica, similaridade isotópica (ISim), é a razão entre o volume de interseção e a união de dois polígonos convexos no espaço isotópico estável. ISim varia de 0 (quando os dois polígonos convexos preenchem partes totalmente diferentes do espaço de isótopos estáveis) a 1 (quando preenchem a mesma porção do espaço de isótopos estáveis). No entanto, o ISim é influenciado por diferenças no tamanho da área do polígono. Portanto, também foi determinada uma métrica complementar, aninhamento isotópico (INes), que representa a razão entre o volume da interseção e o volume mínimo preenchido por um dos polígonos. INes varia de 0, quando não há sobreposição isotópica, a 1, quando o grupo com menor riqueza isotópica preenche um subconjunto do espaço isotópico preenchido pelo grupo com maior área de polígono (isto é, quando os nichos tróficos se sobrepõem inteiramente) (Cucherousset & Villéger 2015).

A abordagem mais conservadora foi calcular Áreas Elipse Padrão (SEA), uma medida da largura do espaço isotópico focada no centro do espaço. Isto permite avaliar potenciais mudanças no acesso das aves a recursos mais comuns ao longo do gradiente de intensidade urbana. Tracei elipses com 95% dos dados para análise da assembleia de aves. Em contraste, tracei elipses corrigidas (SEAc - 40% dos dados) para espécies com intuito de reduzir o viés associado ao tamanho da amostra (Jackson *et al.* 2011). Também calculei a SEA usando uma abordagem de inferência bayesiana (SEAB) para comparar elipses entre classes de intensidade de urbanização. Esta abordagem captura a propriedade do SEAc, sendo imparcial em relação ao tamanho da amostra e aumenta as incertezas decorrentes do processo de amostragem, com maior incerteza associada a tamanhos de amostra menores. Para esta abordagem, também calculei a sobreposição percentual (%) e o deslocamento do centróide por mil (‰) para comparar os espaços isotópicos entre as classes de intensidade mais extremas (Baixa e Muito Alta). Amplitudes de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foram geradas e adicionadas a biplots com funções do pacote *ggplot2* (Wickham *et al.* 2009). As métricas IRic, ISim e INes foram calculadas usando funções fornecidas por Cucherousset & Villéger (2015). As elipses padrão foram calculadas com funções do pacote *SIBER* (Jackson *et al.* 2011). Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team 2020).

Resultados

A composição isotópica média das penas da assembleia de aves avaliada foi semelhante entre as classes de intensidade de urbanização para os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (**Apêndice 12**). Observei uma

diminuição nas faixas de $\delta^{13}\text{C}$ com o aumento da intensidade de urbanização (Baixa = 16,0‰; Média = 14,3‰; Alta = 15,3‰; Muito Alta = 11,9‰), enquanto as faixas de $\delta^{15}\text{N}$ permaneceram constantes (Baixa = 9,9‰; Média = 9,1‰; Alto = 10,3‰; Muito Alto = 9,6‰). Comparando os extremos de intensidade urbana (Baixa e Muito Alta), observei reduções com magnitude semelhante nas métricas IRic e SEA da assembleia de aves (**Figura 19, Tabela 5**). Também observei reduções nessas métricas nas demais classes de intensidade (**Apêndice 13**) e, analisando o SEA_B , descobri que há pelo menos 50% e até 75% de credibilidade de que essas larguras de espaço isotópico eram menores em comparação com a classe de Baixa urbanização (**Figura 19**). Praticamente não houve deslocamento do espaço isotópico ao observar a alta sobreposição de espaços de nicho isotópicos (evidenciada pela sobreposição de INes e SEA) e o deslocamento insignificante do centróide entre os extremos de intensidade (**Tabela 5**). Isto foi reforçado pela ausência de uma relação entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e a intensidade da urbanização e apenas uma tendência de aumento dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ com o aumento da intensidade da urbanização.

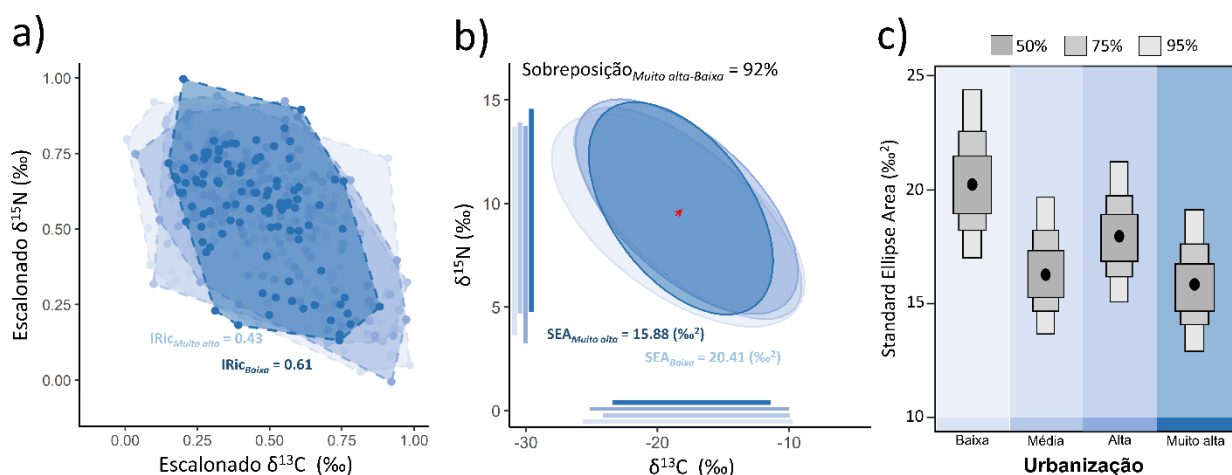


Figura 19. Métricas isotópicas avaliando a riqueza e largura do espaço isotópico de aves amostradas ao longo de categorias de intensidade de urbanização de Brasília, Distrito Federal. a) Riqueza isotópica - IRic calculada a partir da área total dos polígonos com valores escalonados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. São apresentados apenas os valores IRic das categorias de intensificação urbana Baixa e Muito Alta. b) Áreas de elipse padrão (SEA - 95% dos dados). São apresentados apenas os valores da SEA das categorias de intensificação urbana Baixa e Muito Alta e a sobreposição entre elas (para acessar todos os valores por categoria, ver **Apêndice 13**). As cores indicam a intensidade de urbanização, com cores mais intensas representando áreas de maior intensidade de urbanização. A seta vermelha indica a mudança do centróide entre as duas categorias mais extremas. c) Áreas de elipse padrão estimadas por inferência bayesiana para as quatro categorias de intensificação urbana. Os pontos pretos representam a moda e as caixas sombreadas representam os intervalos de credibilidade de 50%, 75% e 95%, do cinza escuro ao cinza claro.

Tabela 5. Métricas isotópicas que avaliam as diferenças percentuais de riqueza (Riqueza Isotópica - IRic) e largura do espaço de nicho isotópico (Áreas de elipse padrão - SEA) da assembleia de aves e espécies entre as categorias de intensificação urbana Baixa e Muito Alta. Métricas de sobreposição baseadas em IRic (similaridade isotópica - ISim e aninhamento isotópico - INes), sobreposições calculadas a partir de SEA e mudanças de centróide entre categorias Baixa e Muito Alta também são apresentadas.

Comparação (Baixa – Muito alta)	Nicho trófico	IRic			SEA		Mudança do centroide
		Tamanho (%)	ISim	INes	Tamanho (%)	Sobreposição (%)	
Geral							
10 espécies		- 30	0.62	0.92	- 22	92	0.64
Espécies*							
<i>Columbina talpacoti</i>	Gran	- 75	0.19	0.82	- 81	9	3.24
<i>Sicalis flaveola</i>	Gran	+ 20	0.45	0.70	+ 6	86	0.67
<i>Turdus leucomelas</i>	Frug	- 47	0.44	0.88	- 10	70	0.73
<i>Furnarius rufus</i>	Inse	- 12	0.17	0.31	+ 9	20	1.31
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Inse	- 12	0.39	0.60	- 46	0.3	2.20
<i>Coereba flaveola</i>	Nect	- 8	0.03	0.06	- 4	0.7	1.91
<i>Eupetomena macroura</i>	Nect	+ 48	0.12	0.30	+ 50	0	3.81
<i>Turdus rufiventris</i>	Oní	- 59	0.14	0.43	+ 12	52	1.49
<i>Mimus saturninus</i>	Oní	+ 48	0.24	0.58	+ 30	50	1.35
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Oní	+ 46	0.31	0.68	+ 57	73	1.22

* = Áreas de elipse padrão corrigidas para amostras pequenas (SEAc)

Analisando as guildas alimentares, descobri que, com exceção dos frugívoros (que contêm apenas uma espécie), as respostas à intensificação da urbanização foram mais específicas. Entretanto, houve respostas semelhantes entre espécies da mesma guilda em alguns aspectos. Os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e as métricas isotópicas das dez espécies são apresentados no **Apêndice 12** e **Apêndice 13**. Entre os granívoros, observei um ligeiro aumento no IRic e no SEAc de *Sicalis flaveola* na classe Muito Alta, onde o SEAc manteve uma alta sobreposição com a classe Baixa, embora com redução no ISim (**Tabela 5, Figura 20**). Em contraste, observei uma grande diminuição na largura do espaço isotópico (SEAB) de *Columbina talpacoti* ao longo de todas as classes de aumento de intensidade. Na classe Muito alta, o espaço isotópico de *Columbina talpacoti* deslocou-se mais de 3% em direção a valores mais baixos de $\delta^{13}\text{C}$, mantendo apenas 9% de sobreposição do SEAc com a classe Baixa, embora tenha mantido um alto aninhamento (INes) em termos de IRic (**Tabela 5, Figura 20**). Para o único representante frugívoro (*Turdus leucomelas*) observei uma redução de quase 50% do IRic na classe Muito alta, mas apenas uma redução de 10% do SEAc, além da sobreposição dos intervalos de credibilidade do SEAB. Nesta espécie, o SEAc da classe Muito Alta sobrepôs-se consideravelmente ao da classe Baixa (mostrando pouca mudança), enquanto, na classe Alta, o SEAc deslocou-se marcadamente para valores mais elevados de $\delta^{13}\text{C}$ (**Tabela 5, Figura 20**). Entre os insetívoros,

observei reduções de IRic e baixo ISim em todas as espécies. Além disso, observei mudanças no SEAC para valores mais elevados de $\delta^{15}\text{N}$ na classe Muito alta tanto em *Furnarius rufus* quanto em *Turdus amaurochalinus*, este último mostrando baixa sobreposição e uma diminuição de 46% no SEAC em relação à classe Baixa (**Tabela 5, Figura 20**). Os nectarívoros apresentaram baixo ISim e praticamente nenhuma sobreposição entre as classes Baixa e Muito Alta (considerando INes e SEAC), com ambas as espécies deslocando-se para valores de $\delta^{13}\text{C}$, mas especialmente *Eupetomena macroura*, que, por sua vez, teve IRic e SEAC aumentados (**Tabela 5, Figura 20**). Finalmente, ambas as espécies onívoras apresentaram aumentos de IRic e SEAC nas classes Muito Alta e Alta (verificado pelo SEAB), mas mostraram mudanças distintas de SEAC no espaço isotópico, com *Pitangus sulphuratus* e *Turdus rufiventris* ainda mantendo uma alta sobreposição de SEAC com a classe Baixa (**Tabela 5, Figura 20**).

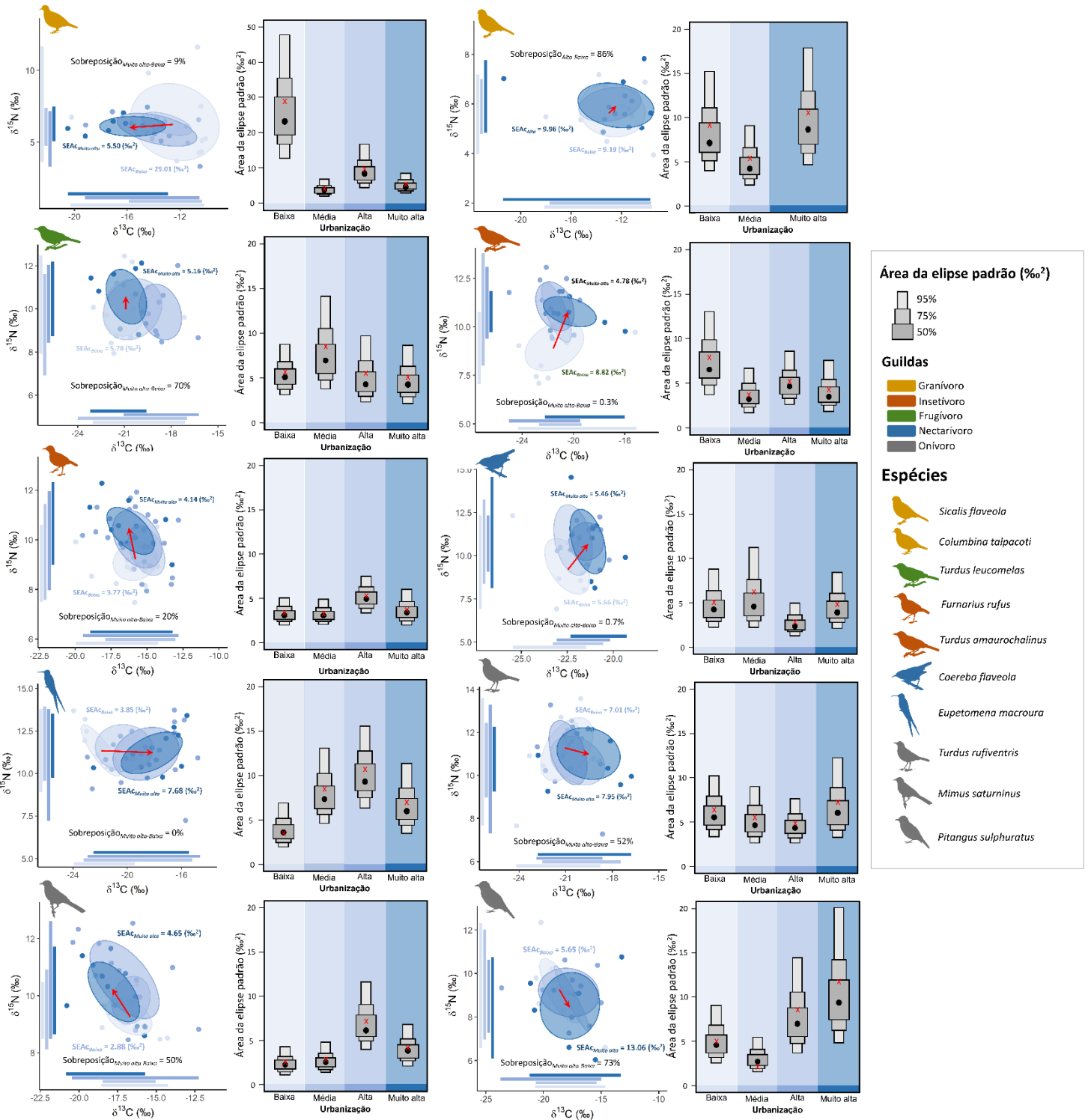


Figura 20. Largura do nicho isotópico das dez espécies avaliadas ao longo do gradiente de intensificação urbana em Brasília, Distrito Federal. Apresento as elipses padrão corrigidas para amostras pequenas (SEAC - 40% dos dados) e seus valores para as categorias de intensificação urbana Baixa e Muito Alta. Também são apresentados os valores de sobreposição entre as elipses das categorias Baixa e Muito Alta. As setas vermelhas indicam o deslocamento do centroide entre as elipses das categorias Baixa e Muito Alta. As barras coloridas indicam as faixas $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de cada categoria de intensificação urbana. As áreas de elipse padrão estimadas por inferência bayesiana também são mostradas para as quatro categorias de intensificação urbana. Os pontos pretos representam a moda e as caixas sombreadas representam os intervalos de credibilidade de 50%, 75% e 95%, do cinza escuro ao cinza claro.

Discussão

Compreender como a urbanização afeta a dimensão trófica dos nichos de espécies é relevante tanto do ponto de vista evolutivo como ecológico (Felice *et al.* 2019; Oro *et al.* 2013). No entanto, apesar do aumento previsto da população urbana em todo o mundo (Seto *et al.* 2010, 2012, 2013; United Nations 2023) e das conhecidas implicações ambientais globais do processo de urbanização (Jägerbrand & Spoelstra 2023; McKinney 2006), esta questão ainda está em aberto. Ao analisar métricas isotópicas da composição $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das mesmas espécies de aves encontradas ao longo de um gradiente de intensidade de urbanização, evidenciei uma simplificação (reduzindo a riqueza e a largura), mas não um deslocamento do espaço isotópico da assembleia de aves devido à intensificação urbana. Considerando a alta sobreposição de espaços isotópicos entre as classes de intensidade mais baixa e mais alta, observei que a assembleia de aves continua a acessar recursos alimentares semelhantes na intensificação mais alta, embora menos diversificada do que nas áreas de menor intensificação urbana. Portanto, meus resultados apoiam parcialmente a minha hipótese central, uma vez que não encontrei evidências de uma mudança no nicho isotópico da assembleia de aves em direção a valores isotópicos que reflitam o aumento dos recursos ligados à via C4 (incluindo alimentos produzidos pelo homem). Esses resultados refletiram a resposta discrepante das espécies dentro de suas guildas em relação à intensificação urbana, embora, em alguns aspectos, tenha observado respostas convergentes.

Impacto da intensificação urbana refletido ao nível da assembleia

Este trabalho é pioneiro, fornecendo evidências de como a intensificação urbana impacta o espaço de nicho isotópico das assembleias de aves em uma grande cidade Neotropical. Trabalhando com assembleias de aves Pagani-Núñez *et al.* (2019), evidenciaram que as espécies encontradas em habitats criados pelo homem (incluindo áreas urbanas) têm um nicho isotópico mais amplo do que aquelas encontradas em habitats naturais de uma região subtropical. Entretanto, este trabalho não comparou assembleias com a mesma composição de espécies entre áreas. O resultado refletiu as mudanças de proporção nos grupos alimentares, com as áreas urbanas apresentando uma proporção muito menor de insetívoros e uma proporção mais elevada de onívoros e herbívoros (principalmente granívoros) do que as áreas naturais (Pagani-Núñez *et al.* 2019).

Observei uma redução no espaço de nicho isotópico das aves encontradas em áreas intensamente urbanizadas, indicando uma simplificação na complexidade dos recursos alimentares

acessados pelas aves ao longo do gradiente de intensificação urbana. Embora Brasília seja uma cidade relativamente nova e territorialmente planejada, com diversos parques e áreas verdes, diversas regiões da cidade passaram por intensificação urbana e enfrentaram os problemas inerentes a esse processo, como degradação, redução e fragmentação de habitats naturais, simplificação estrutural de vegetação, introdução de gramíneas exóticas, compactação e cobertura do solo com materiais impermeáveis (Alberti *et al.* 2001; Fenoglio *et al.* 2020; McKinney 2008a). Todos estes fatores contribuem para impactar até certo ponto a biodiversidade local e, conseqüentemente, afetam a disponibilidade de recursos alimentares das aves através de mudanças na composição das plantas, redução na riqueza e abundância de artrópodes acima do solo (Alberti *et al.* 2001; Fenoglio *et al.* 2020; Kuussaari *et al.* 2021; McKinney 2008a) e redução na riqueza de vertebrados não aviários (McKinney 2008a) e de invertebrados do solo.

Apesar da redução do espaço isotópico, a elevada sobreposição entre os espaços de nicho isotópicos de assembleias de áreas mais e menos urbanizadas indica que as aves ainda acessam muitos dos recursos alimentares preferidos em áreas intensamente urbanizadas ou se deslocam para regiões mais favoráveis para adquiri-los. Como dificilmente recapturei indivíduos em outros pontos amostrais ao longo do período amostral (apenas um indivíduo, que foi retirado das minhas análises), a primeira suposição prevalece. Além disso, contrariamente às minhas expectativas, descobri que as assembleias de aves em áreas intensamente urbanizadas não parecem acrescentar ou pelo menos não dependem de recursos alimentares de origem humana. Embora estejam surgindo evidências de que vertebrados carnívoros (Larson *et al.* 2020; Newsome *et al.* 2015; Nicholson & Cove 2022; Scholz *et al.* 2020) e até mesmo insetos (Penick *et al.* 2015) podem estar complementando suas dietas com alimentos humanos derivados em áreas urbanas (encontrado principalmente pelo aumento de $\delta^{13}\text{C}$ no tecido animal em relação às áreas rurais ou naturais), este não parece ser o caso dos répteis (Chejanovski *et al.* 2022) e pelo menos não de forma generalizada para as aves que analisei. Esta característica pode explicar a diminuição da riqueza de espécies observada em áreas urbanas em todo o mundo (Aronson *et al.* 2014; La Sorte *et al.* 2018), dada a incapacidade dos animais de incorporar recursos alimentares de origem humana disponíveis nestes ambientes. No entanto, os estudos que utilizam a ferramenta isotópica para avaliar aspectos de nicho espacial nas cidades ainda estão em seus primórdios e, cientes de suas limitações, estudos futuros devem considerar outras metodologias para chegar a melhores conclusões (Majdi *et al.* 2018), visto que para algumas espécies nativas, os alimentos de origem humana são apreciados ou pelo menos provocam interesse (**Apêndice 14**).

A redução da riqueza isotópica observada ao nível da assembleia em regiões urbanas altamente intensificadas foi impulsionada principalmente por uma das espécies granívoras (*Columbina talpacoti*), uma das espécies onívoras (*Turdus rufiventris*) e a espécie frugívora (*Turdus leucomelas*), indicando que a intensificação afeta o acesso destas espécies a recursos alimentares mais raros. Por outro lado, a redução da largura do espaço isotópico ao nível da assembleia também foi impulsionada principalmente pela *Columbina talpacoti*, juntamente com outra espécie insetívora (*Turdus amaurochalinus*) e em menor grau pela espécie frugívora (*Turdus leucomelas*), indicando que para estas espécies a intensificação urbana também afeta o acesso aos recursos alimentares comuns. No geral, descobri que as respostas à intensificação urbana são mais específicas do que convergentes entre as espécies nas guildas analisadas (veja a **Figura 20**). Das hipóteses que levantei, a única totalmente corroborada foi a dos frugívoros, mas com duas ressalvas: (i) analisei apenas uma espécie, e (ii) a largura do espaço isotópico não diferiu (entre as classes extremas de intensificação urbana) considerando os intervalos de credibilidade da SEA_B. Para esta espécie, isto indica que o impacto se dá principalmente no acesso a recursos alimentares raros, normalmente encontrados em áreas menos urbanizadas. Estudos têm demonstrado que a urbanização impacta significativamente a riqueza de frugívoros e nectarívoros devido à redução da diversidade vegetal e às mudanças em sua composição, o que conseqüentemente reduz a disponibilidade de recursos alimentares para essas guildas (Ordóñez-Delgado *et al.* 2022). Porém, espécies dessas guildas ainda podem persistir em áreas com maior intensidade de urbanização devido à presença de hortas e à utilização de recursos alimentares exóticos e fornecidos pelo homem por meio de comedouros (Plummer *et al.* 2015, 2019; Souza *et al.* 2019). Não descobri que as espécies frugívoras possam ter acesso a alimentos fornecidos pelo homem. Por outro lado, descobri que a mudança no seu espaço isotópico para valores mais elevados de $\delta^{15}\text{N}$ em áreas de maior intensidade urbana pode indicar que as espécies estão complementando a sua dieta com insetos (Sick 1988).

As evidências mostram que o espaço isotópico dos frugívoros e, especialmente, dos nectarívoros é reduzido em paisagens modificadas pelo homem em comparação com paisagens naturais (Navarro *et al.* 2021a). Não confirmei esta hipótese para os nectarívoros, que apresentaram manutenção (*Coereba flaveola*) e expansão (*Eupetomena macroura*) do espaço isotópico em áreas urbanas mais intensificadas. Porém, uma das espécies nectarívoras (*Amazilia versicolor*) avaliadas por Navarro *et al.* (2021a), mostraram aumento do espaço isotópico em paisagens modificadas, indicando que algumas espécies podem ter maior plasticidade e incorporar outros recursos

alimentares não específicos da dieta, como os invertebrados (Wilman *et al.* 2014). Curiosamente, o espaço isotópico das duas espécies de nectarívoros analisados em meu estudo está em faixas $\delta^{15}\text{N}$ semelhantes às dos insetívoros, o que sugere que quanto maior a intensidade da perturbação antrópica, maior a dependência dos nectarívoros dessas fontes suplementares. Devo também salientar que o espaço isotópico de *Eupetomena macroura* aumentou mais nas classes intermediárias de intensificação urbana, sugerindo que o efeito da perturbação intermediária (Aronson & Precht 1995; Connell 1978) pode ter favorecido o acesso desta espécie a recursos mais diversos nestas áreas. No entanto, estudos futuros serão necessários para elucidar essas questões. Observei também que as duas espécies nectarívoras tiveram seus espaços isotópicos deslocados acentuadamente para valores mais elevados de $\delta^{13}\text{C}$, o que pode indicar que os alimentos de origem humana podem apoiar ou mesmo ser preferidos por populações nectarívoras que habitam regiões intensamente urbanizadas. Isto talvez explique o fato de que estas duas espécies são abundantes e comumente registradas em pomares, praças, parques e jardins em áreas urbanas (Hilty & Christie 2020; Pizo & Silva 2001; Sick 1988, observação pessoal, veja a **Figura 20h**).

Entre as principais respostas à intensificação urbana que eu esperava, em relação à redução e deslocamento de nichos, estavam os insetívoros, como evidenciado em paisagens modificadas pelo homem (Navarro *et al.* 2021a). A modificação humana das paisagens, incluindo a urbanização, afeta tipicamente as espécies insetívoras, promovendo alterações na estrutura da vegetação (levando a um aumento da cobertura de gramíneas C4) e, conseqüentemente, na diversidade e abundância de artrópodes (Fenoglio *et al.* 2020; McKinney 2008a). No entanto, a minha hipótese foi apenas parcialmente corroborada, uma vez que houve reduções, mas apenas uma mudança moderada do espaço isotópico. Para *Furnarius rufus*, as reduções do espaço isotópico ocorreram apenas considerando recursos mais raros acessados em áreas urbanas menos intensificadas, enquanto para *Turdus amaurochalinus*, o espaço isotópico reduziu considerando recursos mais preferidos. Isto pode refletir uma redução na diversidade de invertebrados em áreas de maior intensificação urbana. Além disso, a mudança do espaço isotópico de *Turdus amaurochalinus* e *Furnarius rufus* para valores mais elevados de $\delta^{15}\text{N}$ indica que em áreas de maior intensificação urbana, estas espécies possivelmente se restringiram ao consumo de invertebrados de topo da cadeia alimentar. Uma mudança semelhante foi observada para uma das espécies onívoras (*Mimus saturninus*), mas contrariamente à minha hipótese, ambas as espécies apresentaram uma expansão do nicho isotópico. A ligeira mudança do espaço isotópico de *Pitangus sulphuratus* para valores mais elevados de $\delta^{13}\text{C}$ pode até indicar um aumento nos alimentos de origem humana, mas não significativamente. Muito comuns em ambientes urbanos (Brush & Fitzpatrick 2020; Cody 2020; Collar 2020; Sick 1988), estas espécies onívoras têm

sido observadas acessando restos de comida no lixo (Miyasaki *et al.* 2017, observação pessoal, veja **Apêndice 14**). Pelo menos a expansão do nicho isotópico destas três espécies reforça a ideia de que as espécies onívoras são mais adaptáveis e capazes de prosperar face a diversas perturbações humanas (Chiari *et al.* 2010; MacGregor-Fors *et al.* 2010; Møller & Díaz 2018).

Finalmente, contrariando também a minha hipótese, as espécies granívoras não expandiram os seus espaços de nicho isotópico para valores mais elevados de $\delta^{13}\text{C}$ em áreas altamente intensificadas, efeito já evidenciado em paisagens modificadas pelo homem (Navarro *et al.* 2021a). Para *Sicalis flaveola*, este não foi o caso porque seu espaço isotópico em áreas menos intensificadas foi caracterizado principalmente por recursos de origem C4, que permaneceram consistentes em áreas mais urbanizadas. Várias espécies granívoras parecem preferir alimentar-se de sementes de gramíneas, o que pode estar associado à qualidade nutricional. Para indivíduos de *Columbina talpacoti* encontrados em áreas com menor intensidade de urbanização, o acesso às fontes C4 também parece ser a preferência. No entanto, observamos uma redução e uma mudança considerável no espaço isotópico para esta espécie em populações de áreas com alta intensidade de urbanização. Isto indica que esta espécie parece aproveitar um recurso alimentar particular nestas localidades. Até que ponto isto pode representar acesso a alimentos de origem humana, tais como sementes comerciais e à base de trigo (espécies C3) fornecidas em comedouros, precisa de ser mais bem compreendido (mas veja o **Apêndice 14**).

Conclusão

O meu estudo revelou que o principal impacto da intensificação urbana, refletido ao nível da assembleia, deve-se à redução da diversidade dos recursos disponíveis. No entanto, apenas algumas espécies foram mais fortemente afetadas, enquanto descobri que as espécies respondem à intensificação urbana mais especificamente do que entre guildas. Na verdade, esperava uma maior aquisição de recursos de origem C4 nas áreas mais urbanas associadas a alimentos de origem humana na nossa região de estudo (Nardoto *et al.* 2020b, a). Os meus resultados não mostraram que as espécies tenham acesso a recursos de origem humana em geral. No entanto, observei mudanças no espaço isotópico em algumas espécies, que sugerem o consumo de recursos de origem humana e indicam mudanças no consumo de recursos em diferentes níveis tróficos. Isto significa que o impacto da intensificação urbana afeta vários compartimentos da cadeia alimentar. Até que ponto meus resultados refletem as características da cidade avaliada só será elucidado quando mais estudos desse tipo forem realizados em outras cidades. As hipóteses aqui levantadas poderão ser reforçadas ou

definitivamente descartadas quando dados com metodologias complementares puderem ser realizados. Finalmente, o meu estudo destaca que as intervenções para mitigar os impactos da intensificação urbana nos recursos alimentares das aves poderão ter de ser tomadas caso a caso.

Capítulo 6 – Associação entre lesões cutâneas em patas de aves e urbanização em uma cidade neotropical savânica

Esse capítulo foi aceito para publicação na revista *Journal of Wildlife Diseases*: Santos EG, Pompermaier VT, Wiederhecker HC, Marini MÁ (2024) Association between leg skin lesions in birds and urbanization in a neotropical savanna city. *Journal of Wildlife Diseases*. No prelo.

Resumo

A expansão urbana ameaça a biodiversidade e é responsável por mudanças significativas nas espécies que vivem nesses ambientes. Dado o elevado custo da vigilância abrangente, o monitoramento indireto de doenças, como a detecção de lesões cutâneas em aves, pode nos ajudar a compreender melhor a prevalência de doenças que afetam as populações silvestres. Aqui, avaliei a frequência de lesões cutâneas nas pernas (um proxy da presença da doença), em 1.565 indivíduos de 25 espécies, ao longo da matriz urbana de uma grande cidade neotropical, Brasília, Brasil. Testei a hipótese de que há aumento na frequência de lesões cutâneas em aves devido à intensificação urbana. Observei uma tendência crescente em algumas espécies de aves entre a frequência de ocorrência das lesões com a intensidade da urbanização. As espécies com maior número de capturas tiveram aumento no percentual de lesões, indicando que a ocorrência de lesões pode estar ligada à maior densidade populacional ou que a detecção do efeito ocorre apenas quando os tamanhos amostrais são elevados e controlados entre as categorias de urbanização. Meu estudo destaca como a intensidade da urbanização pode aumentar o risco de transmissão de doenças para essas espécies. Infelizmente, os estudos sobre este tema são escassos na região Neotropical, apesar da alta biodiversidade e da expansão urbana da região.

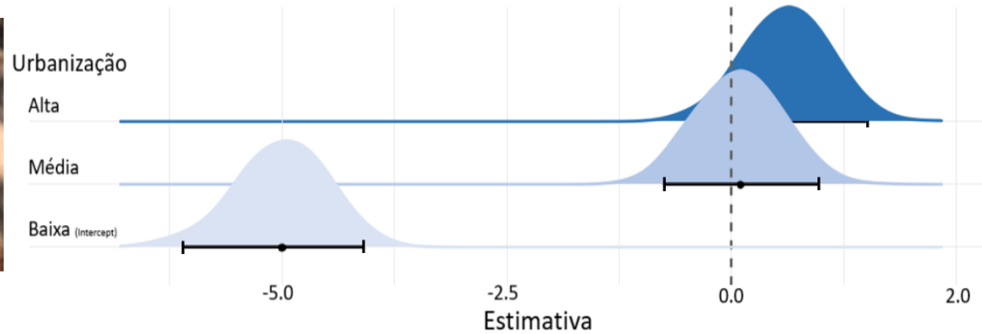
Resumo gráfico

Lesões nas patas como um proxy da presença de doenças



Aves em ambientes mais urbanos tem uma tendência de aumento das lesões

25 espécies



Introdução

A expansão urbana ameaça a biodiversidade ao reduzir a riqueza de espécies (McKinney 2002) e ao levar à homogeneização da biodiversidade (Blouin et al. 2019; La Sorte et al. 2018). Além disso, a expansão urbana tem sido apontada como responsável por mudanças significativas na biologia das espécies, como aumento na resposta imunológica do soldadinho (*Antilophia galeata*), pula-pula (*Basileuterus culicivorus*), pipira-da-taoca (*Eucometis penicillata*) e canário-do-mato (*Myiothlypis flaveola*) (Baesse et al. 2019), alteração no ritmo circadiano de European blackbirds (*Turdus merula*) (Dominoni et al. 2013), redução no tamanho e condição corporal do pardal (*Passer domesticus*) (Liker et al. 2008) e alterações significativas nos parâmetros hematológicos do tico-tico (*Zonotrichia capensis*) (Ruiz et al. 2002). Além disso, estudos apontam para uma relação direta entre o crescimento das cidades e o surgimento e proliferação de doenças em animais silvestres de vida livre (Daszak et al. 2000; Patz et al. 2004). Apesar disso, é preciso compreender melhor a relação entre o crescimento das cidades e a prevalência de doenças. A aglomeração de seres humanos na cidade, juntamente com o aumento de agentes patogênicos, pode aumentar os eventos de repercussão, e este entendimento é relevante se quisermos considerar o impacto destas mudanças na saúde humana (Bradley & Altizer 2007).

A identificação de um aumento de doenças emergentes na vida silvestre pode funcionar como um sistema de alerta precoce contra zoonoses que podem ter impacto na saúde humana. Este aspecto é ainda mais relevante nas cidades, que abrigam muitos animais que convivem com pessoas (Collins

et al. 2021; Grimm *et al.* 2008). Apesar do acúmulo de evidências que ligam mudanças ambientais e aumento de doenças, como malária, doença por vírus Ebola, síndrome pulmonar por hantavírus, campilobacteriose, criptosporidiose, salmonelose etc. (Daszak *et al.* 2001; Jones *et al.* 2013; Lal *et al.* 2015), encontrei poucos exemplos de estudos realizados em áreas urbanas (por exemplo, Chang *et al.* 2020; Yang *et al.* 2023), especialmente na América do Sul (Murray *et al.* 2019). Apesar disso, as áreas urbanas estão sendo identificadas como “primeiros pontos de entrada” para novos agentes patogênicos, aumentando a proliferação de doenças, com um risco direto para a biodiversidade que rodeia a cidade (revisado em Bradley & Altizer 2007). Dado o grande número de doenças com potencial zoonótico registradas e a dificuldade de diagnóstico, que exige muito tempo e recursos, formas indiretas de identificação da prevalência de doenças são relevantes e podem ser úteis aos gestores.

Entre os grupos de animais que vivem nas cidades, as aves são um bom modelo. As aves são amplamente estudadas e conhecidas, a maioria das espécies tem hábitos diurnos, são fáceis de identificar e apreciadas pelos moradores, que podem ajudar nos registros (Gutiérrez-Ibáñez *et al.* 2023; MacPhail & Colla 2020; Santangeli *et al.* 2023). Dado o elevado custo da vigilância abrangente, com custo monetário, investimento de tempo e disponibilidade de conhecimentos técnicos adequados (por exemplo, Gardner *et al.* 2008), o monitoramento indireto de doenças, como lesões cutâneas em aves, pode promover uma melhor compreensão da prevalência e dinâmica de doenças que afetam as populações silvestres (Lawson *et al.* 2015). Por exemplo, entre as doenças que podem afetar as aves silvestres, as “lesões cutâneas” podem causar morbidade nos indivíduos, embora não estejam tipicamente associadas à mortalidade (Lawson *et al.* 2018). Lesões cutâneas nas patas podem revelar patógenos, como os associados a ácaros cnemidocópticos (Harrison & Lightfoot 2006) ou infecção por papilomavírus (Chirayil *et al.* 2018; Lawson *et al.* 2018). Compreender se estas lesões estão associadas a pressões antropogênicas crescentes, como a expansão urbana, torna-se pertinente para ecólogos, veterinários e infectologistas, uma vez que os espaços urbanos irão abrigar mais de 60% da população humana global até 2030 (Grimm *et al.* 2008).

Neste estudo, avaliei a frequência de lesões cutâneas nas patas das aves ao longo de uma matriz urbana de uma grande cidade de cerrado neotropical, Brasília, Distrito Federal, Brasil. Dado que as áreas urbanas exercem grande pressão sobre as populações nativas (desafiando a sobrevivência dos indivíduos, ver La Sorte *et al.* 2018a; McKinney 2006), esperamos que os animais que vivem em áreas com maior intensidade de urbanização estejam mais susceptíveis à doenças. Assim, testei a hipótese de que existe uma associação entre a frequência de lesões cutâneas nas patas (um *proxy* para a presença de doenças) em aves nativas e a intensidade da urbanização. Esperava maior frequência

de lesões em regiões de maior intensidade urbana. Discuto meus resultados buscando compreender as implicações do avanço da urbanização na saúde das espécies nativas que habitam espaços urbanos.

Métodos

O estudo foi desenvolvido em Brasília, Distrito Federal, Brasil (15°47' Lat S 47°56' Long W). A cidade foi planejada e construída no final da década de 1950 e hoje é a 3ª maior cidade do Brasil, com quase 3 milhões de habitantes (IBGE 2023). Entre maio de 2021 e setembro de 2022, amostramos 128 locais com redes de neblina (10 m de comprimento, 3 m de altura, 5 bolsas, malha 19 × 19 mm). Capturei aves principalmente no período da manhã (entre 5h e 12h). Cada local foi amostrado apenas uma vez, totalizando 128 dias amostrais (**Figura 21**).

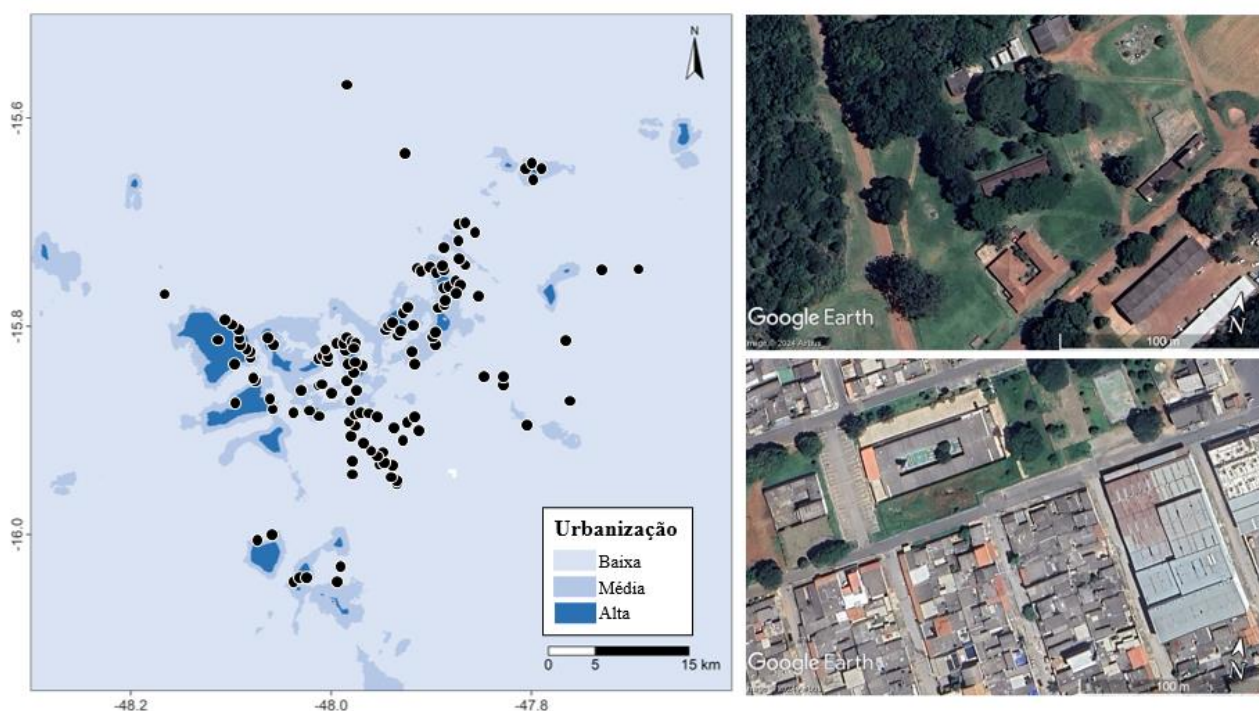


Figura 21. Área de estudo, em Brasília, Brasil. Os pontos pretos representam os 128 locais amostrados em nosso estudo em 2021 e 2022 (agrupando o período piloto e o período amostral). As cores indicam a intensidade de urbanização, com cores mais intensas representando áreas de maior intensidade de urbanização. As fotos do Google Earth ilustram áreas com diferentes valores de urbanização, variando desde regiões com baixa intensidade urbana (acima) até regiões com alta intensidade urbana (abaixo).

Adotei três etapas para adaptar minha amostragem, considerando as transformações da paisagem e o fluxo de pessoas e veículos, características inerentes às grandes cidades (Grimm *et al.*

2008; McKinney 2002): 1) levantei possíveis locais de captura por meio de imagens de satélite, evitando estradas, edifícios e locais inacessíveis (ex: áreas privadas); 2) fui a cada possível local de captura (previamente identificado por satélite) para me certificar de que as redes poderiam ser colocadas, inclusive questionando possíveis moradores locais, e 3) adaptei a instalação das redes devido à impossibilidade de fixação das barras metálicas ao solo (devido à impermeabilização e compactação do solo). Portanto, usei bases de sombreiros para fixar as redes. Os detalhes de todas as adaptações metodológicas necessárias para permitir a amostragem dentro das cidades estão descritos em Santos *et al.* (2023a) e no **Capítulo 2**. Para todos os animais capturados, registrei a presença de lesões nas patas das aves, comumente classificadas na língua inglesa como “*leg skin lesions*” (**Figura 22**). Estimei a prevalência de lesões nas espécies incluídas em minhas análises, mas não categorizei a intensidade das anomalias, pois estava fora do escopo deste estudo.



Figura 22. Exemplos de lesões cutâneas nas pernas registradas em meu estudo: a) João-de-barro (*Furnarius rufus*); b) Sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*); c) Sabiá-laranjeira (*Turdus rufiventris*). As setas vermelhas indicam a localização das lesões.

Análises estatísticas

Utilizei um índice de urbanização previamente construído para minha região de estudo, usando camadas espaciais extraídas do *Center for International Earth Science Information Network* (CIESEN), *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NASA/NOAA), Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT), e MapBiomas. Este índice condensou seis variáveis ambientais diretamente ligadas à intensificação urbana: Tempo de urbanização, proximidade de áreas urbanas, proximidade de áreas naturais, proximidade de rodovias, contagem populacional e Luz Artificial Noturna (ALAN). Essas camadas espaciais foram condensadas, por

meio do software R (R Core Team 2020), em dois eixos de uma análise de componentes principais (PCA), com valores maiores representando locais com maior intensidade de urbanização (maior tempo de urbanização e maior distância de áreas naturais, por exemplo). A criação do índice de urbanização seguiu três etapas: 1) as camadas espaciais foram recortadas no limite da área de estudo, alinhando-as todas na mesma projeção e resolução; 2) foi realizada uma PCA, reduzindo as variáveis a dois eixos, que reteve 67% da variação total; e 3) os dois eixos foram unidos, com valores mais baixos indicando menor intensidade urbana e valores mais altos indicando maior intensidade urbana. Para acessar todos os detalhes sobre a criação do índice de urbanização, veja (Santos *et al.* 2023b) e **Capítulo 4**. A seguir, particionei meu índice de urbanização em três categorias: Baixa, Média e Alta. O particionamento foi feito usando o método de agrupamento k-means (Hartigan & Wong 1979; Legendre & Legendre 2012).

Testei minha hipótese incluindo as espécies que tiveram pelo menos um indivíduo capturado em todas as categorias de intensidade de urbanização, totalizando 1.565 indivíduos, distribuídos em 25 espécies. Utilizei o pacote *phyr* em R (Li *et al.* 2020), ajustando modelos filogenéticos lineares mistos generalizados (PGLMMs), com a frequência de registros de lesões cutâneas (variável dependente, distribuída binomialmente) em função da intensificação urbana (variável independente). Incluí efeitos aleatórios para abordar duas fontes potenciais de não independência entre as amostras - as espécies e o local em que as aves foram capturadas. Além disso, baixei uma filogenia da ferramenta online BirdTree (disponível em <http://birdtree.org>, Jetz *et al.* 2012) e controlei a não independência entre espécies (devido à ancestralidade evolutiva) incluindo esta árvore como um matriz de covariância nos modelos. Ajustei dois modelos multivariáveis usando as versões bayesiana e frequentista do PGLMM. O PGLMM bayesiano foi ajustado usando a configuração 'pc.prior.auto', que ajusta modelos com distribuição binomial (Simpson *et al.* 2017). Os modelos foram inspecionados visualmente quanto à linearidade e homogeneidade dos resíduos. Todas as análises foram realizadas usando o programa R (R Core Team 2020).

Resultados

Capturei 1.795 aves, distribuídas em 80 espécies. Destes, 43 indivíduos apresentaram lesões nas patas, sendo o sabiá-do-campo a espécie com maior número de indivíduos com lesões ($n = 13$, 0.7%). Não encontrei uma associação significativa entre a frequência de lesões cutâneas nas patas das aves e a intensidade da urbanização para 25 espécies (1.565 indivíduos) com conjuntos de dados de lesões cutâneas nas patas (PGLMM, $P > 0,05$, **Tabela 6**). Entretanto, foi observada uma pequena

tendência de aumento na frequência de ocorrência de lesões cutâneas na categoria de alta intensidade de urbanização (**Figura 23**).

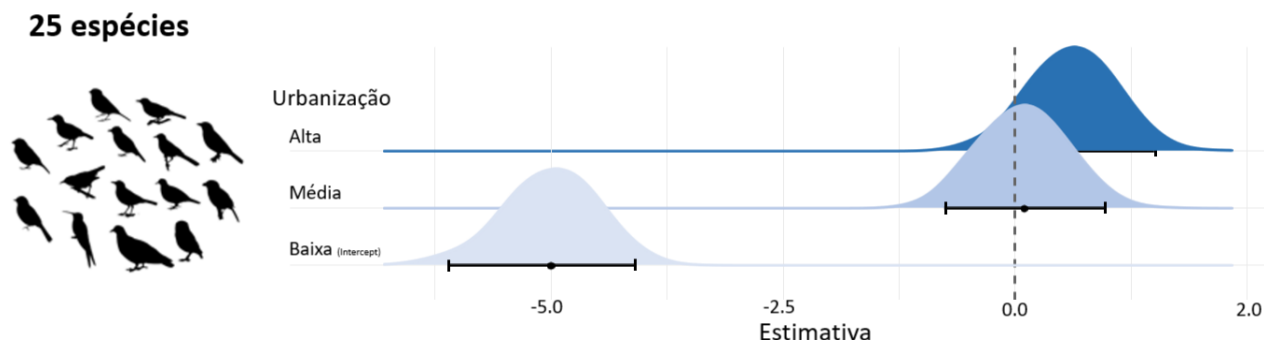


Figura 23. Modelo filogenético linear misto generalizado (PGLMM) ajustado. Apresento as distribuições marginais posteriores completas e aproximadas dos efeitos fixos dos modelos gerados para aves capturadas em áreas urbanas de Brasília, Brasil. Apresento as análises realizadas com 25 espécies com pelo menos uma ave capturada por categoria de intensidade de urbanização. As cores indicam a intensidade de urbanização, com cores mais intensas representando áreas de maior intensidade de urbanização.

Tabela 6. Resultados do Modelo Filogenético Generalizado Linear Mistado (PGLMM) ajustado. Explorei a associação entre a intensidade da urbanização (preditor) e a frequência de lesões cutâneas nas patas das aves (variável resposta). Apresento as duas abordagens: bayesiana e frequentista. Relato o número de espécies incluídas (Espécies), o número de indivíduos (n) e as categorias de intensificação urbana (Urb). Para modelos Bayesianos, também relato o efeito padronizado (Valor) e seus intervalos de credibilidade (CI) de 95%. Para modelos frequentistas, relato os coeficientes de regressão (valor), o erro padrão (SE), pontuações z e valor de P (P).

Espécies	n	Urb	PGLMM Bayesiano			PGLMM Frequentista				
			Valor	CI inferior	CI superior	Valor	SE	z-score	P	
25	1565	Baixa	-4.9959	-6.0833	-4.0990	-4.4193	0.4492	-9.8388	0.0000	***
		Média	0.0808	-0.8285	0.9812	0.0498	0.4654	0.1071	0.9147	
		Alta	0.6139	-0.3032	1.5302	0.5266	0.4737	1.1116	0.2663	

Observei diferentes prevalências de lesões cutâneas nas patas entre as quatro espécies mais representativas, variando desde nenhuma ocorrência observada para o Beija-flor-tesoura (*Eupetomena macroura*) até 8,2% para o Sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*) (considerando a soma dos indivíduos capturados em cada categoria). Além disso, observei um aumento progressivo (Baixo = 0, Médio = 1,35, Alto = 1,79) na frequência de ocorrências de lesões cutâneas nas pernas em indivíduos de João-de-Barro (*Furnarius rufus*). Porém, o aumento foi maior no Sabiá-do-campo, variando de 0% (Baixo) a 15,22% (Alto). Para o Sabiá-laranjeira (*Turdus rufiventris*), o padrão foi distinto, com o maior número de registros ocorrendo na faixa intermediária de intensidade de urbanização (**Tabela 7**).

Tabela 7. Espécies capturadas durante minhas campanhas de amostragem de aves em Brasília, Distrito Federal, Brasil. Apresento o número de indivíduos capturados em cada categoria de urbanização e os valores totais. Apresento a prevalência de lesões cutâneas nas patas para cada espécie (o número de animais com lesões cutâneas nas patas é mostrado entre parênteses). Taxonomia baseada em Jetz et al. (2012).

Espécies	Baixa	Média	Alta	n total	Prevalência de lesões cutâneas (%) Baixa	Prevalência de lesões cutâneas (%) Média	Prevalência de lesões cutâneas (%) Alta	Prevalência de lesões cutâneas (%) TOTAL
Cambacica (<i>Coereba flaveola</i>)	29 (6)	28 (2)	19 (4)	76 (12)	20.69	7.14	21.05	15.79
Sabia-do-campo (<i>Mimus saturninus</i>)	50	63 (6)	46 (7)	159 (13)	0.00	9.52	15.22	8.18
Sabiá-laranjeira (<i>Turdus rufiventris</i>)	40 (1)	32 (3)	41 (2)	113 (6)	2.50	9.38	4.88	5.31
Bem-te-vi (<i>Pitangus sulphuratus</i>)	49 (3)	21 (1)	16	86 (4)	6.12	4.76	0.00	4.65
Pomba-doméstica (<i>Columba livia</i>)	1	6	16 (1)	23 (1)	0.00	0.00	6.25	4.35
Sabiá-barranco (<i>Turdus leucomelas</i>)	49 (1)	13	10	72 (1)	2.04	0.00	0.00	1.39
Creamy-bellied Thrush (<i>Turdus amaurochalinus</i>)	37 (1)	23	13	73 (1)	2.70	0.00	0.00	1.37
Canário-da-terra (<i>Sicalis flaveola</i>)	57 (1)	22	9	88 (1)	1.75	0.00	0.00	1.14
Pardal (<i>Passer domesticus</i>)	16	64	32 (1)	112 (1)	0.00	0.00	3.13	0.89
João-de-barro (<i>Furnarius rufus</i>)	100	74 (1)	56 (1)	230 (2)	0.00	1.35	1.79	0.87
Coruja-buraqueira (<i>Athene cunicularia</i>)	7	2	3	12	0.00	0.00	0.00	0.00
Periquito-do-encontro-amarelo (<i>Brotogeris chiriri</i>)	6	7	12	25	0.00	0.00	0.00	0.00
Rolinha-fogo-apagou (<i>Columbina squammata</i>)	19	5	2	26	0.00	0.00	0.00	0.00
Rolinha-roxa (<i>Columbina talpacoti</i>)	23	54	55	132	0.00	0.00	0.00	0.00
Pitiguari (<i>Cyclarhis gujanensis</i>)	8	4	3	15	0.00	0.00	0.00	0.00
Chibum (<i>Elaenia chiriquensis</i>)	10	3	1	14	0.00	0.00	0.00	0.00
Beija-flor-tesoura (<i>Eupetomena macroura</i>)	40	81	48	169	0.00	0.00	0.00	0.00
Nei-nei (<i>Megarynchus pitangua</i>)	2	4	5	11	0.00	0.00	0.00	0.00
Chupim (<i>Molothrus bonariensis</i>)	6	3	2	11	0.00	0.00	0.00	0.00
Pomba-asa-branca (<i>Patagioenas picazuro</i>)	3	2	1	6	0.00	0.00	0.00	0.00
Sáira-amarela (<i>Tangara cayana</i>)	14	12	4	30	0.00	0.00	0.00	0.00
Sai-canário (<i>Thlypopsis sordida</i>)	2	1	1	4	0.00	0.00	0.00	0.00
Sanhaço-do-coqueiro (<i>Thraupis palmarum</i>)	1	5	5	11	0.00	0.00	0.00	0.00
Sanhaço-cinzento (<i>Thraupis sayaca</i>)	21	16	4	41	0.00	0.00	0.00	0.00
Corruíra (<i>Troglodytes aedon</i>)	19	6	1	26	0.00	0.00	0.00	0.00
TOTAL				1565				

Discussão

Utilizando a prevalência de lesões cutâneas nas patas das aves como *proxy* para a ocorrência de doenças, não encontrei suporte para minha hipótese de que existe uma associação entre a frequência de ocorrência de lesões em algumas espécies de aves com a intensidade da urbanização. No entanto, observei uma tendência crescente. Na verdade, as espécies com maior número de capturas

indicam um aumento na porcentagem de lesões, indicando que a ocorrência de lesões pode estar ligada a uma maior densidade populacional ou que a detecção do efeito ocorre apenas quando os tamanhos das amostras são elevados e controlados entre as categorias de urbanização. As informações sobre a incidência e prevalência de doenças nas cidades são escassas, com poucas espécies avaliadas, com a maioria dos estudos realizados na Europa e na América do Norte (Delgado-V. & French 2012; Delgado-V & French 2015; Murray *et al.* 2019). Apesar da alta biodiversidade (Hawkins *et al.* 2007) e da expansão urbana da região Neotropical (Seto *et al.* 2012, 2013), estudos sobre esse tema são escassos na região.

As grandes transformações ambientais promovidas pela expansão urbana estão atualmente no centro das discussões globais (IPCC 2021; McKinney 2002), principalmente por causa de doenças emergentes como a pandemia de COVID-19 (Schrimpf *et al.* 2021) e a gripe aviária H5N1 (Bordes *et al.* 2023). Na verdade, estas transformações significativas impactam as espécies que persistem em ambientes urbanos, especialmente no que diz respeito à sua saúde (Baesse *et al.* 2019; Cid *et al.* 2018). Meus resultados reforçam esse entendimento, visto que observei uma tendência de aumento da prevalência de lesões em aves devido à intensidade da urbanização. É importante ressaltar também a escassez de estudos nas regiões tropicais (Murray *et al.* 2019), que provavelmente apresentam padrões diferentes em relação à proliferação de doenças. Na verdade, provavelmente por causa disso, ainda existem inconsistências nos padrões de prevalência de doenças relacionadas com urbanização (Delgado-V. & French 2012). Por exemplo, um estudo na Austrália que testou se o grau de urbanização afetava a ocorrência de infecções por coccídeos em duas espécies de aves apresentou resultados contrastantes, onde uma espécie apresentou um aumento nas infecções e a outra não apresentou alterações (Delgado-V & French 2015). Um resultado semelhante foi observado em um estudo de monitoramento temporal realizado para três espécies de aves na Europa (Lawson *et al.* 2018). Além disso, existem diversos fatores que afetam a prevalência e podem confundir os resultados, como o sexo e a idade dos animais, e a época do ano (Benkman *et al.* 2005; Clark *et al.* 2019; Latta 2003). Assim, compreender a dinâmica das doenças e como as áreas urbanas as alteram é relevante, pois pode afetar diretamente a propagação de zoonoses para humanos (Bradley & Altizer 2007).

As diferenças nas ocorrências de lesões cutâneas entre as espécies podem ser devidas ao forrageamento ou a comportamentos gregários. Embora as hipóteses teóricas sugiram uma relação direta entre a abundância de hospedeiros e a prevalência/ocorrência de doenças devido ao maior contato entre os indivíduos (Bradley & Altizer 2007; McKinney 2006), o comportamento das espécies pode ser mais determinante para a prevalência da doença. Por exemplo, a espécie que apresentou

maior aumento na prevalência de lesões cutâneas associadas à intensificação urbana (sabiá-do-campo) é a única espécie avaliada que apresenta comportamento gregário, com grupos variando de 2 a 12 indivíduos (Oliveira 1989; Rodrigues *et al.* 2018b). Além disso, a urbanização é caracterizada por uma redução na riqueza e aumento na abundância de espécies que persistem nestes ambientes (McKinney 2002, 2008a), o que também pode promover uma proliferação mais significativa de algumas doenças (Bradley & Altizer 2007). Portanto, os resultados distintos observados com outras espécies em todo o mundo (Clark *et al.* 2019; Delgado-V & French 2015; Evans *et al.* 2009b; Giraudeau *et al.* 2014b; Latta 2003; Lawson *et al.* 2018; Sitko & Zalesny 2014) poderia ser explicado pelas características comportamentais das espécies. Além disso, até onde sei, meu estudo é o único a encontrar lesões cutâneas para a família Furnariidae (joão-de-barro), o que demonstra a escassez de estudos sobre o tema, principalmente em ambientes urbanos. As taxas de prevalência que observei para algumas das espécies avaliadas (por exemplo, sabia-laranjeira, cambacica e sabia-do-campo; ver **Tabela 7**) foram superiores às relatadas em outros estudos, incluindo estudos realizados em áreas urbanas (Clark *et al.* 2019; Latta 2003), demonstrando que ainda temos pouco conhecimento sobre a prevalência de lesões nas pernas em populações que vivem em ambientes urbanos. Assim, conforme levantado por outros autores (Bradley & Altizer 2007; Delgado-V. & French 2012; Delgado-V & French 2015), são necessários mais estudos em ambientes urbanos para responder a estas dúvidas e aumentar a compreensão da dinâmica das doenças em ambientes urbanos.

Outra hipótese a ser considerada é o aumento da proliferação de doenças resultantes de encontros competitivos ou territoriais entre indivíduos. As áreas urbanas modificam a paisagem e alteram a distribuição de recursos (Knapp *et al.* 2021; McKinney 2002), permitindo que os animais incorporem novos alimentos dietéticos (Athreya *et al.* 2013; Murray *et al.* 2015). Estas mudanças podem alterar os hábitos dos animais, aumentando a sua agregação e influenciando a sua atividade (Murray *et al.* 2019), com aumento de encontros intra e interespecíficos. Por exemplo, é relatado que os comedouros urbanos têm uma influência direta nos hábitos dos animais em áreas urbanas (Plummer *et al.* 2015, 2019), e é comum observar animais competindo por espaço nesses comedouros, tentando garantir seu recurso alimentar. Tem sido sugerido que o maior contato entre os animais devido à competição por alimento pode ter influência direta na proliferação de doenças, aumentando a disseminação de parasitas transmitidos por contato próximo (Becker & Hall 2014; Murray *et al.* 2019). Esse aspecto ainda precisa ser investigado em profundidade para compreender sua influência na proliferação de doenças em ambientes urbanos.

Por fim, gostaria de salientar que algumas questões permanecem em aberto: Por que a urbanização está aumentando a ocorrência de lesões? Como é que a expansão urbana projetada

alterará a proliferação de doenças e como esta modificação ambiental afetará os seres humanos? Para responder a estas questões, precisei monitorar os animais nativos nas cidades, quer através de projetos de investigação, quer através da ciência cidadã. Meu estudo é um começo. Somente a combinação de diferentes áreas do conhecimento poderá responder a essas questões, que são de extrema importância.

Capítulo 7 – O estresse crônico nas aves aumenta com a urbanização em uma grande cidade tropical

Resumo

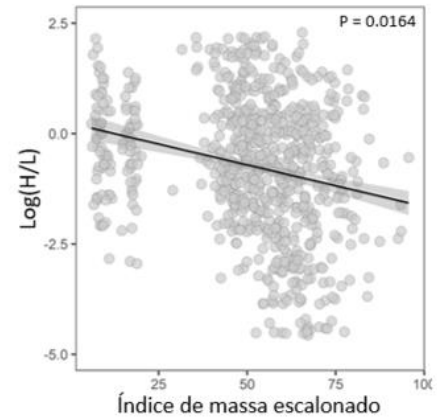
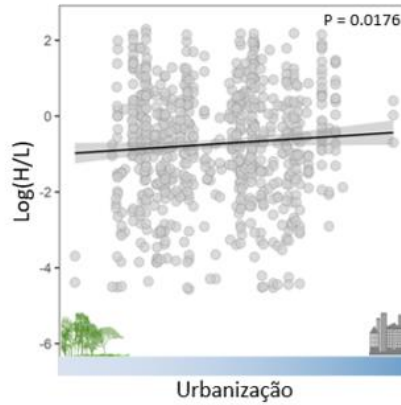
Compreender como o processo de urbanização afeta a vida dos animais que vivem nesses ambientes é relevante para a conservação e o manejo. O processo de urbanização tem impacto direto nos animais e pode influenciar o seu estado de saúde. Assim, meu objetivo foi investigar a resposta imunológica das aves ao processo de urbanização. Registre a razão Heterófilo/Linfócito (H/L) de 723 aves de 10 espécies capturadas em Brasília (uma grande cidade no centro do Brasil), como medida de estresse crônico em aves. A razão H/L foi positivamente associada com a intensidade da urbanização e negativamente associada com a condição corporal. Contudo, a condição corporal não foi associada à intensidade da urbanização. Confirmei minha hipótese de que as aves que vivem em áreas com maior intensidade urbana estão mais estressadas. Além disso, demonstro que a razão H/L está associada negativamente à condição corporal, e que esta variável deve ser considerada em estudos que visem avaliar a saúde dos animais. Estas conclusões são relevantes porque confirmam que o processo de urbanização, juntamente com todas as suas alterações ambientais (aumento da luz artificial, aumento do ruído, supressão da vegetação, aumento das áreas urbanizadas etc.), tem um impacto negativo direto nas populações silvestres, que têm de lidar com mudanças promovidas pela urbanização.

Resumo gráfico

Coleta de sangue para o perfil leucocitário



Razão H/L foi positivamente associada à intensidade de urbanização e negativamente associada à condição corporal



Introdução

As áreas urbanas são caracterizadas pela conversão da cobertura natural em superfícies impermeáveis e pelo adensamento de pessoas (Grimm *et al.* 2008; Kowarik 2011; Marzluff *et al.* 2008; Seto *et al.* 2013; United Nations 2018b), alterando diretamente os ecossistemas. Essas mudanças levam ao aumento do calor (Ilha de Calor Urbano - UHI, Antonini *et al.* 2013; Johnson *et al.* 2019; Yang *et al.* 2017), aumento da poluição química (Antonini *et al.* 2013; Bailly *et al.* 2017; Yauk *et al.* 2000), aumento da poluição sonora (Alquezar *et al.* 2020; Lee & Park 2019; Raap *et al.* 2017) e aumento da poluição luminosa (Luz Artificial à Noite - ALAN, Van Doren *et al.* 2017; Kernbach *et al.* 2019; Leveau 2020; Zheng *et al.* 2021). Todas estas mudanças afetam a biodiversidade local, alterando significativamente a sobrevivência dos animais (Johnson & Munshi-South 2017; Knapp *et al.* 2021; McKinney 2002). De fato, a intensificação urbana é responsável pela redução da riqueza e homogeneização da biodiversidade, que é um dos padrões globais observados nas áreas urbanas (Alquezar *et al.* 2020; Grimm *et al.* 2008; Groffman *et al.* 2014; Leveau *et al.* 2015; McKinney 2006; Shochat *et al.* 2010). Assim, é necessário investigar a influência destas grandes mudanças tendo em vista a expansão urbana global projetada (Grimm *et al.* 2008; Seto *et al.* 2010, 2013).

As mudanças ambientais promovidas pelo processo de urbanização impactam diretamente os animais que persistem nesses novos ambientes. A poluição sonora em áreas urbanas causada pelo ruído de carros, aviões, equipamentos e pessoas, por exemplo, tem sido identificada como um fator importante que influencia os animais, alterando o seu comportamento (Halfwerk *et al.* 2018; Vincelette *et al.* 2021) e a sua atividade diária (Fuller *et al.* 2007; Nordt & Klenke 2013), podendo até reduzir seus telômeros, ou seja, reduzir sua expectativa de vida (Dorado-Correa *et al.* 2018). Além disso, essas mudanças ambientais observadas em áreas urbanas estão sendo apontadas como responsáveis pelo aumento da proliferação de doenças em animais que vivem nas cidades (Bradley & Altizer 2007; Chang *et al.* 2020; Murray *et al.* 2019; Ouyang *et al.* 2017; Yang *et al.* 2023), sendo, portanto, de grande relevância no estudo da saúde animal e sua relação com os humanos (Bradley & Altizer 2007). De fato, as áreas urbanas podem ser responsáveis por respostas fisiológicas em animais, que podem ser identificadas e monitoradas (Bauerová *et al.* 2017b; Gonçalves *et al.* 2020; Wingfield *et al.* 1998), auxiliando a nossa compreensão dos impactos promovidos pela expansão urbana sobre biodiversidade.

O cálculo da razão Heterofilo/Linfócito (H/L) é um método proposto para avaliar a saúde das aves. O método baseia-se na contagem diferencial microscópica de leucócitos (perfil leucocitário), e destaca-se como um bom indicador de estresse em aves, sendo assim um *proxy* para sua saúde (Gross & Siegel 1983; Post *et al.* 2003; Ribeiro *et al.* 2020, 2022; Wojczulanis-Jakubas *et al.* 2015). Além disso, o método se destaca por ser menos invasivo quando comparado a outros métodos (Clark *et al.* 2009). Entre os tipos de leucócitos encontrados em aves, os heterofilos e os linfócitos compreendem cerca de 80% das células (Davis *et al.* 2008). Esses dois tipos de leucócitos agem de maneira diferente no corpo e são fortemente influenciados pelos níveis circulantes de hormônios esteroides (glicocorticoides e hormônios adrenérgicos). Por exemplo, o aumento da circulação de glicocorticoides no sangue estimula uma maior liberação de heterofilos da medula óssea para a corrente sanguínea. Por outro lado, o aumento do estresse reduz as concentrações de linfócitos (linfopenia ou linfocitopenia). Esses efeitos combinados provocam alteração nas concentrações de leucócitos, aumentando assim a relação H/L, permitindo que esta informação seja utilizada como indicação de problemas de saúde em animais (Davis *et al.* 2008). Dessa forma, a razão H/L pode ser considerada um bom método para avaliar o impacto da urbanização na saúde das aves que persistem nesses ambientes.

Apesar do pequeno número de estudos que se propõem a avaliar a saúde das aves em áreas urbanas (ver Bradley and Altizer 2007; Bobby Fokidis *et al.* 2008; Deviche *et al.* 2023), alguns exemplos mostraram que as áreas urbanas afetam a saúde das aves. Um estudo realizado com Great

Tit (*Parus major*), por exemplo, revelou que aves contaminadas por metais pesados apresentavam alta razão H/L, indicando estresse de longo prazo, ligado principalmente a regiões mais poluídas (Bauerová *et al.* 2017b). Resultado semelhante foi encontrado para contaminação por chumbo, cádmio e zinco com a mesma espécie que vivem em áreas urbanas (Bauerová *et al.* 2020). O aumento da razão H/L em áreas de maior impacto urbano também foi observado para o tico-tico (*Zonotrichia capensis*) (Ruiz *et al.* 2002), Noisy Miner (*Manorina melanocephala*) (Powell *et al.* 2013), pardal (*Passer domesticus*) (Cid *et al.* 2018), e outras seis espécies neotropicais (Ribeiro *et al.* 2022), sugerindo um potencial uso de aves urbanas como bioindicadores de qualidade ambiental. Por outro lado, numa avaliação experimental realizada com pardal (*Passer domesticus*) (Santiago-Alarcon *et al.* 2020) e em um estudo comparando populações rurais e urbanas de Eurasian Blackbird (*Turdus merula*) (Ibáñez-Álamo *et al.* 2020), não foram observadas diferenças na razão H/L. Isso mostra que são necessários mais estudos para compreender melhor como as aves que vivem em ambientes urbanos lidam com as mudanças ambientais em relação ao seu estresse.

Meu objetivo foi investigar a resposta imunológica das aves ao processo de urbanização. Para tal, registrei a razão H/L de 723 aves de 10 espécies capturadas em Brasília (uma grande cidade do Brasil), como medida de estresse crônico em aves. Testei a hipótese de que a condição imunológica em áreas com maior intensidade urbana deveria ser pior (maior razão H/L), devido a condições mais exigentes (estressadas) em áreas urbanas.

Métodos

Área de estudo e índice de urbanização

Coletei amostras de sangue de aves em Brasília (capital do Brasil), Distrito Federal, Brasil (15°47' Lat S 47°56' Long W). A cidade, localizada no Cerrado (savana Neotropical, ver Eiten 1972; Ribeiro and Walter 2008), cresceu exponencialmente e hoje é a terceira maior cidade do país, com uma população de 2.817.068 habitantes (IBGE 2023). Extraímos o gradiente de urbanização da minha região de Santos *et al.* (2023), que delimitaram a intensidade da urbanização com base em seis camadas espaciais diretamente associadas ao desenvolvimento urbano: Tempo de urbanização, Proximidade com áreas urbanas, Proximidade com áreas naturais, Proximidade com rodovias, Contagem populacional e Luz Artificial à Noite - ALAN. Essas camadas espaciais foram agrupadas usando dois eixos de uma PCA, capturando 67% da variação total (para mais detalhes, veja Santos *et al.* 2023).

Captura das aves e coleta de sangue

De junho de 2021 a setembro de 2022, utilizando protocolos de capturas de aves padrão adaptados aos ambientes urbanos (veja Santos et al. 2023a), foram amostrados 111 locais (**Apêndice 15**). Para evitar recapturas, os locais de amostragem foram espaçados pelo menos 500 metros entre si e os animais capturados foram marcados com anilhas metálicas fornecidos pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres (CEMAVE). Coletei sangue de 1.727 aves capturadas, de 77 espécies, 26 famílias e 9 ordens (**Apêndice 16**). Adicionei em minhas análises apenas as 723 aves das 10 espécies mais capturadas (80% de todas as capturas, **Apêndice 15, Apêndice 16**): Rolinha-roxa (*Columbina talpacoti*), beija-flor-tesoura (*Eupetomena macroura*), João-de-Barro (*Furnarius rufus*), Bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), Sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*), Sabia-laranjeira (*Turdus rufiventris*), Sabia-barranco (*Turdus leucomelas*), Sabia-poca (*Turdus amaurochalinus*), Cambacica (*Coereba flaveola*), Canário-da-terra (*Sicalis flaveola*). Tendo em vista a possível influência da idade das aves em relação à resposta à exposição ao estresse (Agusti Montolio et al. 2017; Dickens & Romero 2010), utilizei apenas adultos em minhas análises.

Coletei amostras de sangue da veia jugular direita com seringa de 1ml (**Figura 24**), levando em consideração o peso do animal e tentando não romper acidentalmente a parede da veia (Campbell 1994; Doneley 2010; Echols 2012; Thrall et al. 2015). Foram preparados dois esfregaços de sangue com uma gota de sangue. Corei lâminas de sangue com o método Rosenfeld e as examinei sob ampliação de 1000x com imersão em óleo (Campbell 1994; Walberg 2001). Todas as contagens celulares foram feitas no Laboratório de Patologia Clínica Veterinária da Universidade de Brasília, utilizando microscópio óptico Leica DM750 (Leica Microsystems, Heerbrugg, Suíça). A razão H/L foi calculada dividindo o número de heterófilos por linfócitos. Todos os procedimentos realizados nos animais foram autorizados pelos órgãos ambientais brasileiros responsáveis (SISBIO/ICMBio: 73880-3, autorização de anilhamento: 4639/1) e foram avaliados pelo comitê de ética (CEUA/UCB – 001/2020).

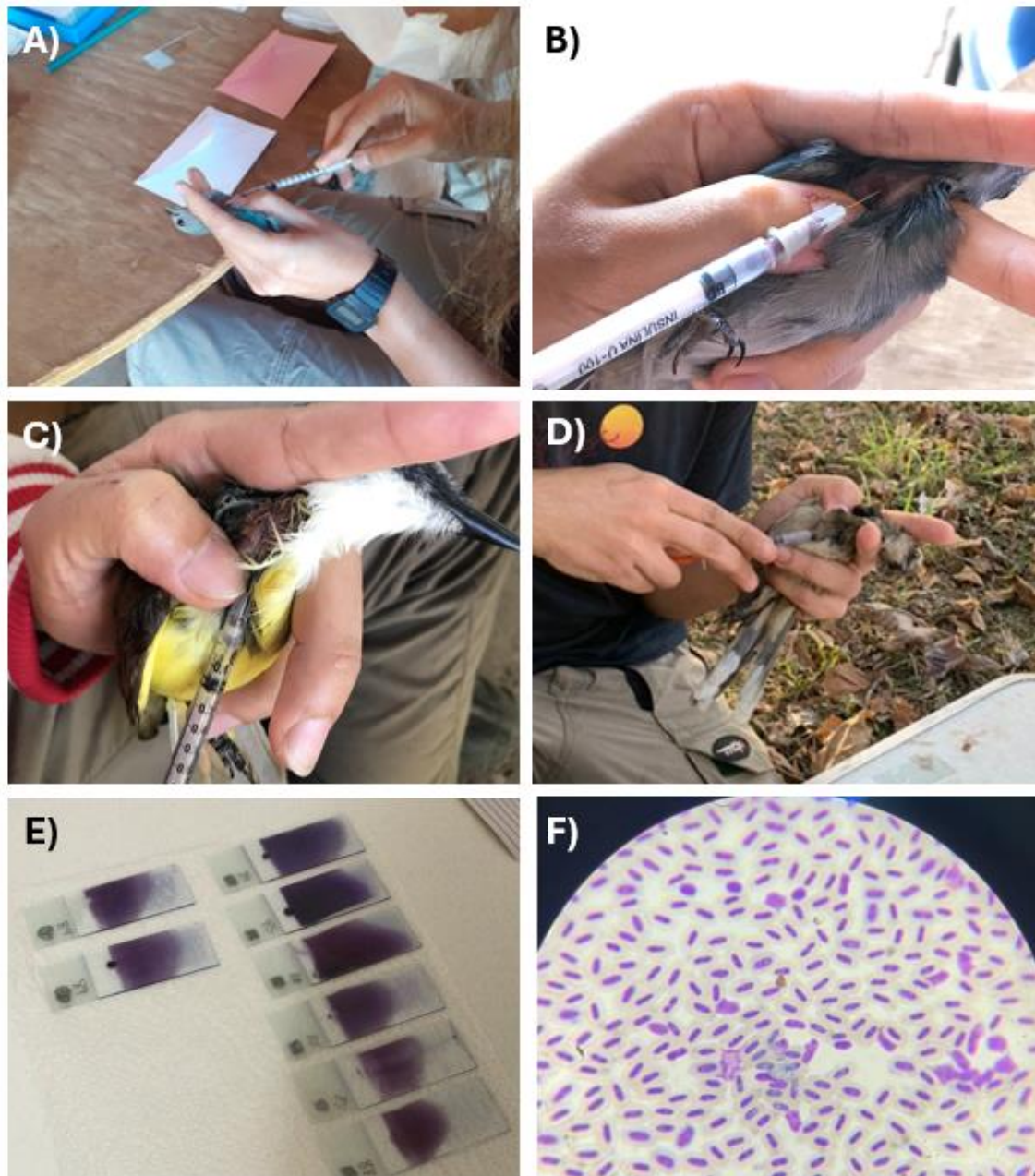


Figura 24. Coleta e análise de sangue das aves nas áreas urbanas de Brasília. a) e b) coleta de sangue de um sanhaço-cinzento (*Thraupis sayaca*); c) coleta de sangue de um bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*); d) coleta de sangue de um sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*); e) esfregaços sanguíneos secando após serem corados; f) zoom de um esfregaço sanguíneo.

Análises estatísticas

Testei minha hipótese da influência da intensidade urbana na razão H/L dos animais ajustando um modelo filogenético linear misto (PLMM), com valores normalizados da razão H/L (variável dependente) em função da intensificação urbana (variável independente). Incluí a condição corporal dos animais (Índice de massa escalonado, ver Peig and Green 2009), calculado com base nas medidas

de massa corporal e comprimento do tarso dos indivíduos, como outro fator na análise, dada a sua possível influência no estado fisiológico das aves. Acrescentei o horário e o mês de captura como efeito aleatório na análise, tendo em vista a possível alteração dos parâmetros fisiológicos ao longo do ano (diferentes disponibilidades de recursos, ver Munster et al. 2007; Pfeiffer et al. 2007) e ao longo do dia (ritmos circadianos, ver Makeri et al. 2017; Minka and Ayo 2017). Além disso, incluí efeitos aleatórios para abordar duas fontes potenciais de não independência entre amostras: 1) espécies (aninhadas na condição corporal), visto que este parâmetro muda para cada espécie, e 2) o local onde as aves foram capturadas. Também controlei a não independência entre espécies (devido à ancestralidade evolutiva) incluindo uma árvore filogenética como matriz de covariância no modelo, baixada da ferramenta online BirdTree (disponível em <http://birdtree.org>, Jetz et al. 2012). Também controlei a influência da proximidade dos pontos de amostragem incluindo uma matriz de correlação espacial, criada com base na distância euclidiana dos locais de captura de aves. Ajustei o modelo usando o pacote *phyr* (Ives et al. 2020; Li et al. 2020) no software R (R Core Team 2020). Extraí o poder preditivo do modelo (ver Ives 2019) usando o pacote *rr2* (Ives & Li 2023). Os modelos foram inspecionados visualmente quanto à linearidade e homogeneidade dos resíduos.

Resultados

Em geral, independentemente da espécie avaliada, heterofilos e linfócitos foram os tipos celulares mais comuns, sendo o percentual de linfócitos superior ao de heterofilos. As frequências de monócitos, eosinófilos e basófilos foram sempre baixas (**Apêndice 17**). A razão H/L variou dependendo da espécie, com o Sabiá-barranco (*T. leucomelas*) apresentando valores mais baixos e o beija-flor-tesoura (*E. macroura*) apresentando valores mais elevados (média \pm desvio padrão; $0,49 \pm 0,80$ e $1,91 \pm 2,07$, respectivamente) (ver **Apêndice 17**).

Encontrei associação significativa entre a razão H/L e as duas variáveis exploradas em minhas análises (urbanização e condição corporal, $R^2 = 0,3832$). A razão H/L foi positivamente associada à intensidade de urbanização (Valor = 0,1663, Std.Error = 0,0700, Z-score = 2,3743, P-valor = 0,0175, **Figura 25a**) e negativamente associada à condição corporal (Valor = -0,0158, Std.Error = 0,0065, Z-score = -2,3992, P-valor = 0,0164, **Figura 25b**). Embora a condição corporal estivesse relacionada à razão H/L, não observamos qualquer relação entre condição corporal e urbanização (**Figura 25c**)

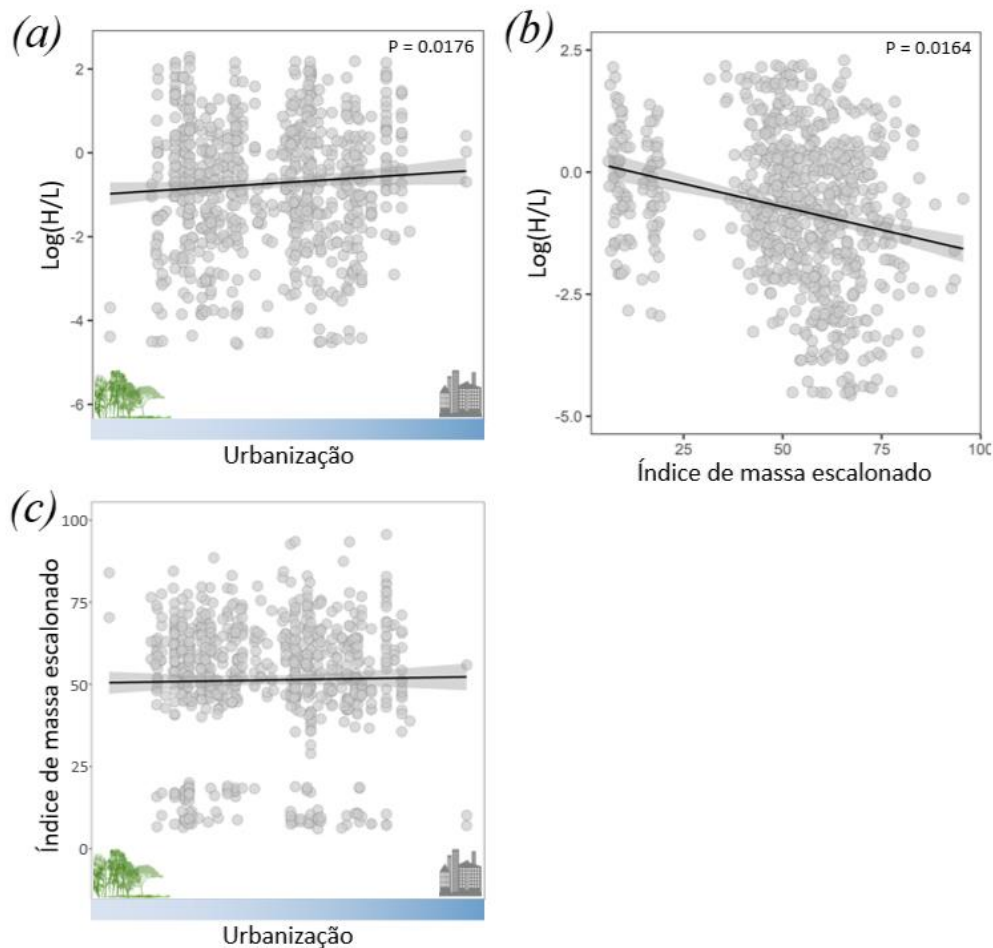


Figura 25. Resultados do meu Modelo Linear Misto Filogenético (PLMM), ajustado para 10 espécies de aves urbanas em Brasília, Distrito Federal, Brasil. a) relação positiva significativa entre a razão H/L (normalizada) e intensidade urbana. b) relação negativa significativa entre a razão H/L (normalizada) e o índice de massa escalonado. c) relação não significativa entre a condição corporal e a intensidade urbana.

Discussão

Compreender como o processo de urbanização afeta a vida dos animais que sobrevivem nesses ambientes é relevante para os gestores, especialmente tendo em vista a discussão atual sobre o declínio das populações silvestres como resultado da intensificação urbana (McKinney 2002; Seto *et al.* 2013; Shochat *et al.* 2010; Sol *et al.* 2017). Ao avaliar a razão H/L das aves (um indicador de estresse crônico) ao longo do gradiente de urbanização de uma grande cidade tropical, confirmei minha hipótese de que as aves que vivem em áreas com maior intensidade urbana estão mais estressadas. Além disso, demonstrei que a razão H/L está associada negativamente à condição corporal, e que esta variável deve ser considerada em estudos que visem avaliar a saúde dos animais. Estas conclusões são relevantes porque confirmam que o processo de urbanização, juntamente com todas as suas alterações ambientais (aumento da luz artificial, aumento do ruído, supressão da

vegetação, aumento das áreas urbanizadas etc.), tem um impacto direto nas populações silvestres, que têm que lidar com grandes mudanças urbanas.

A resposta fisiológica das aves ao processo de urbanização ainda é pouco compreendida, principalmente devido aos poucos estudos (com poucas espécies) que exploraram esse efeito. Apesar disso, a intensificação urbana tem sido apontada como um fator relevante que modifica a dinâmica populacional ao aumentar, por exemplo, a proliferação de doenças em áreas mais urbanas (Bradley & Altizer 2007; Daszak *et al.* 2000; Patz *et al.* 2004). De fato, descobri que a razão H/L aumenta com a intensificação urbana, indicando que as áreas urbanas promovem estresse crônico nos indivíduos. Meus achados estão de acordo com outros estudos realizados no Chile com filhotes de quero-quero (*Vanellus chilensis*) (Quirici *et al.* 2023), nos Estados Unidos com o Northern Mockingbird (*Mimus polyglottos*) e o Curve-billed Thrasher (*Toxostoma curvirostre*) (Bobby Fokidis *et al.* 2008), e na Europa com o European Pied Flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) (Eeva *et al.* 2005). No entanto, resultados contrastantes foram relatados para algumas espécies, que não apresentaram respostas significativas à intensificação urbana. Por exemplo, apesar do pequeno aumento observado na razão H/L de indivíduos de coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) que vivem em áreas urbanas da Argentina quando comparados com corujas-buraqueiras que vivem em áreas rurais, este aumento não foi significativo (Cavalli *et al.* 2018). Um resultado semelhante também foi relatado para o pardal (*Passer domesticus*) nos Estados Unidos (Bobby Fokidis *et al.* 2008). Vale ressaltar que, diferentemente de outros estudos, avalei o ambiente urbano de forma contínua porque entendo que o ambiente urbano é heterogêneo e complexo (Alberti 2015; Alberti *et al.* 2001; Des Roches *et al.* 2021). Assim, incluindo essa complexidade nas análises poderemos sugerir padrões mais consistentes para nos ajudar a compreender a importância da intensidade urbana nas respostas fisiológicas das aves. Esta pode ser uma explicação em relação aos estudos que não encontraram relação de aumento de estresse em ambientes mais urbanos, sendo necessária uma nova abordagem conjunta a esses dados coletados ao redor do mundo. Outra questão a ser considerada é a avaliação conjunta da comunidade de aves, não direcionando os estudos para espécies que possam ser mais tolerantes à intensificação urbana, sugerindo que não há efeito da intensificação urbana em toda a comunidade. Minhas descobertas indicam que há um efeito da intensificação urbana na comunidade de aves.

Há variação interespecífica na resposta das espécies à intensificação urbana, demonstrando um efeito filogenético atuando na resposta às mudanças ambientais. Na verdade, a história evolutiva das espécies é relevante e deve ser considerada em abordagens que visam compreender a resposta dos animais aos ambientes urbanos (Callaghan *et al.* 2019; Cui *et al.* 2019; Ibáñez-Álamo *et al.* 2017; La Sorte *et al.* 2018; Richardson *et al.* 2023). Embora eu não tenha conseguido explorar mais

detalhadamente o efeito das variações interespecíficas, visto que eu não tinha os dados de referência (devido aos poucos estudos com espécies silvestres na minha região, mas veja Machado-Filho *et al.* 2010), observei grandes diferenças na razão H/L em minha área de estudo. Uma resposta variada entre as espécies em relação à intensificação urbana pode indicar uma possível adaptação das espécies que vivem em ambientes urbanos (Alberti 2015; Johnson & Munshi-South 2017; Shochat *et al.* 2006a), o que está diretamente relacionado às suas histórias evolutivas. Minha abordagem com 10 espécies em conjunto controlando a influência de sua proximidade filogenética é uma alternativa para evitar possíveis vieses decorrentes do grupo evolutivo avaliado, que pode responder de forma diferente. Há também uma lacuna geográfica em termos de locais onde são realizados os estudos (Murray *et al.* 2019, 2020) com poucas espécies avaliadas, e esta lacuna ainda é um fator limitante na definição de padrões consistentes em relação à intensificação urbana em todo o mundo. Apesar disso, acumulam-se estudos que indicam que a intensificação urbana é um fator relevante para a saúde animal, independentemente de sua história evolutiva, demonstrando a força promovida pela intensificação urbana sobre as populações silvestres.

As mudanças ambientais urbanas tornam difícil para os animais sobreviverem nestes ambientes, e espera-se que os animais que conseguem persistir sofram os impactos decorrentes das mudanças ambientais (Alberti 2015; Alberti & Marzluff 2004; Grimm *et al.* 2008; Johnson & Munshi-South 2017; McKinney 2006; McKinney & Lockwood 1999). A redução da diversidade observada nas regiões urbanas em comparação com as regiões nativas confirma as pressões ecológicas e evolutivas sobre os animais (Batáry *et al.* 2018; Leveau 2022; Marzluff 2001; McKinney 2008a). Assim, espera-se que os animais que persistirem sejam impactados negativamente por essas alterações. Meus resultados confirmam que as espécies que conseguem persistir a intensificação urbana (avalei apenas as 10 espécies mais abundantes em nossa região) estão ficando mais estressadas. Embora exista um grande número de estudos que associam a condição corporal dos animais à sua saúde (Cade *et al.* 2008; Green 2001; Hayes & Shonkwiler 2001; Jakob *et al.* 1996; Liker *et al.* 2008; Stevenson & Woods 2006), não encontrei nenhum padrão da condição corporal em relação a urbanização (ver Figura 2c). De fato, os meus resultados confirmam que alguns indivíduos conseguem manter uma condição corporal elevada em áreas com maior intensificação urbana, apesar da sua saúde precária (ver Figura 2a). O aumento do calor, o aumento do ruído, o aumento da iluminação artificial, a introdução de novos predadores (e.g. cães e gatos) são alguns dos fatores que podem estar relacionados com o aumento do estresse que observei nas aves. Esta informação é relevante e deve ser levada em consideração pelos gestores que desejam reduzir a perda de biodiversidade causada pela expansão e intensificação urbana.

Compreender como a intensificação urbana está influenciando a vida dos animais que persistem nesses novos ambientes é importante, principalmente quando olhamos para a tendência global de expansão dessas regiões ao redor do mundo. Meus achados indicam que os animais ficam mais estressados em áreas com maior intensificação urbana e esse aspecto é de suma importância para o manejo da fauna nesses ambientes. Como tornar os ambientes urbanos menos estressantes para os animais ainda é uma questão em aberto.

Capítulo 8 – Ambientes urbanos afetam os animais

Esse capítulo foi aceito para publicação na revista *Ciência Hoje*: Santos EG, Wiederhecker HC, Marini MÂ. Ambientes urbanos afetam os animais. *Ciência Hoje*. No prelo.

Abertura

Os humanos vêm alterando o mundo de muitas formas, sendo a construção das cidades um exemplo claro. As cidades são caracterizadas pela retirada da vegetação nativa seguida pela construção de estruturas altas e a concretagem do solo. Os animais que persistem sofrem pressões que acarretam mudanças importantes na sua vida.

Texto

Os humanos (*Homo sapiens*) possuem uma história incrível de ocupação e dominação da Terra. Embora nossa presença abarque apenas cerca de 200 mil anos, do total de 3,6 bilhões de anos de vida na Terra, nossas ações deixaram um impacto notável. O calor extremo que temos presenciado atualmente é um exemplo claro do impacto do ser humano no planeta Terra.

Seguindo essa linha de pensamento, é cada vez mais evidente a importância da discussão sobre a expansão das cidades, principalmente devido ao fato de grande parte da população do mundo viver nessas localidades. Ao ligar a televisão e assistir aos noticiários (ou buscar na internet), é comum deparar-se com uma série de problemas urbanos, como congestionamentos, condições precárias das estradas, conflitos entre vizinhos etc. Apesar de assistir diariamente essas notícias, poucas pessoas refletem sobre o que significa uma cidade, quais características definem o processo de urbanização (ou seja, as mudanças de um ambiente natural para um ambiente urbano), ou como os animais que vivem nestes ambientes estão sendo afetados por essas transformações. Essa reflexão é fundamental: como podemos enfrentar os grandes desafios globais (em relação a conservação das espécies e as mudanças climáticas) sem compreender o contexto do surgimento e crescimento das cidades, bem como todas as transformações que elas provocam no ambiente e na sociedade?

Imagine uma cidade. Qual a primeira imagem que vem à sua mente? Embora essa imagem possa variar dependendo de onde você cresceu, é provável que visualize prédios, casas, estradas e outras estruturas de concreto. Essa é uma boa descrição, inclusive utilizada pelos pesquisadores ao

redor do mundo, recebendo o nome técnico de “superfícies impermeáveis”. De fato, muitos estudos empregam a porcentagem de superfícies impermeáveis de uma área como uma informação para classificá-la: menos de 20% para áreas rurais, 20-50% para áreas suburbanas e mais de 50% para áreas urbanas. Entretanto, trabalhos recentes demonstram que as áreas urbanas são muito mais complexas que nós imaginávamos, sendo necessário a inclusão de muitas variáveis para capturar as nuances desses ambientes.

Urbanização do mundo e o impacto para os animais

As áreas urbanas (cidades) diferem de outros tipos de ecossistemas por serem em sua essência construídas por e para apenas uma espécie: *Homo sapiens* (os humanos). Apesar de ocupar uma área espacial pequena do mundo (menos de 1% da cobertura da Terra), as áreas urbanas (e seus moradores) são responsáveis pelas grandes demandas e pressões sobre os ambientes naturais. Assim, as áreas urbanas representam uma parte importante do impacto humano no planeta, afetando toda a biodiversidade. Além disso, esses ambientes têm aumentado em proporção. Nos últimos 50 anos, um a quatro bilhões de pessoas foram morar nas cidades, resultando na concentração de metade da população mundial nessas aglomerações, com projeções de crescimento contínuo.

O estudo de ecossistemas urbanos (como tem sido definido pelos cientistas) cresceu a partir da década de 1990 e hoje está no centro das discussões sobre os impactos na biodiversidade e sua relação com as mudanças climáticas globais. Exatamente por isso os ambientes urbanos aparecem como parte importante tanto no último relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), como nas metas 2030 da Convenção de Biodiversidade (meta 12). Afinal, são nas cidades que temos o maior número de pessoas morando, tornando esses locais foco de nossas preocupações relacionadas às mudanças ambientais globais.

As mudanças ambientais urbanas são parecidas ao redor do mundo, mas se diferenciam dos outros tipos de modificações humanas. Por exemplo, nas áreas urbanas nós observamos: aumento de calor, também conhecido como ilhas de calor (cerca de 3 graus a mais, associado a troca da vegetação nativa por concreto), aumento da luminosidade artificial (luzes das casas, postes de rua etc.), aumento do ruído (barulho de carros, aviões, pessoas etc.), impermeabilização do solo (áreas concretadas e a compactação do solo), e aumento da poluição química (emissão de CO₂, metano e outros gases). Devido ao crescimento populacional humano, juntamente com o deslocamento dessas pessoas para

as cidades, motivados por melhores condições de vida, todas essas mudanças ambientais são extremas nas cidades.

Entretanto, as áreas urbanas não abrigam apenas os humanos. Na verdade, estamos cercados por animais, que tem sobrevivido a essas mudanças ambientais promovidas pelas cidades (**Figura 26**). Esses animais que vivem nas cidades estão respondendo de maneiras surpreendentes, passando por mudanças significativas em sua fisiologia, morfologia e genética. É crucial compreender como os animais respondem às pressões ambientais geradas pelo crescimento urbano: quais espécies sobrevivem nas áreas urbanas? Como essas espécies conseguiram se adequar? Quais modificações são necessárias para uma espécie sobreviver nos ambientes urbanos?

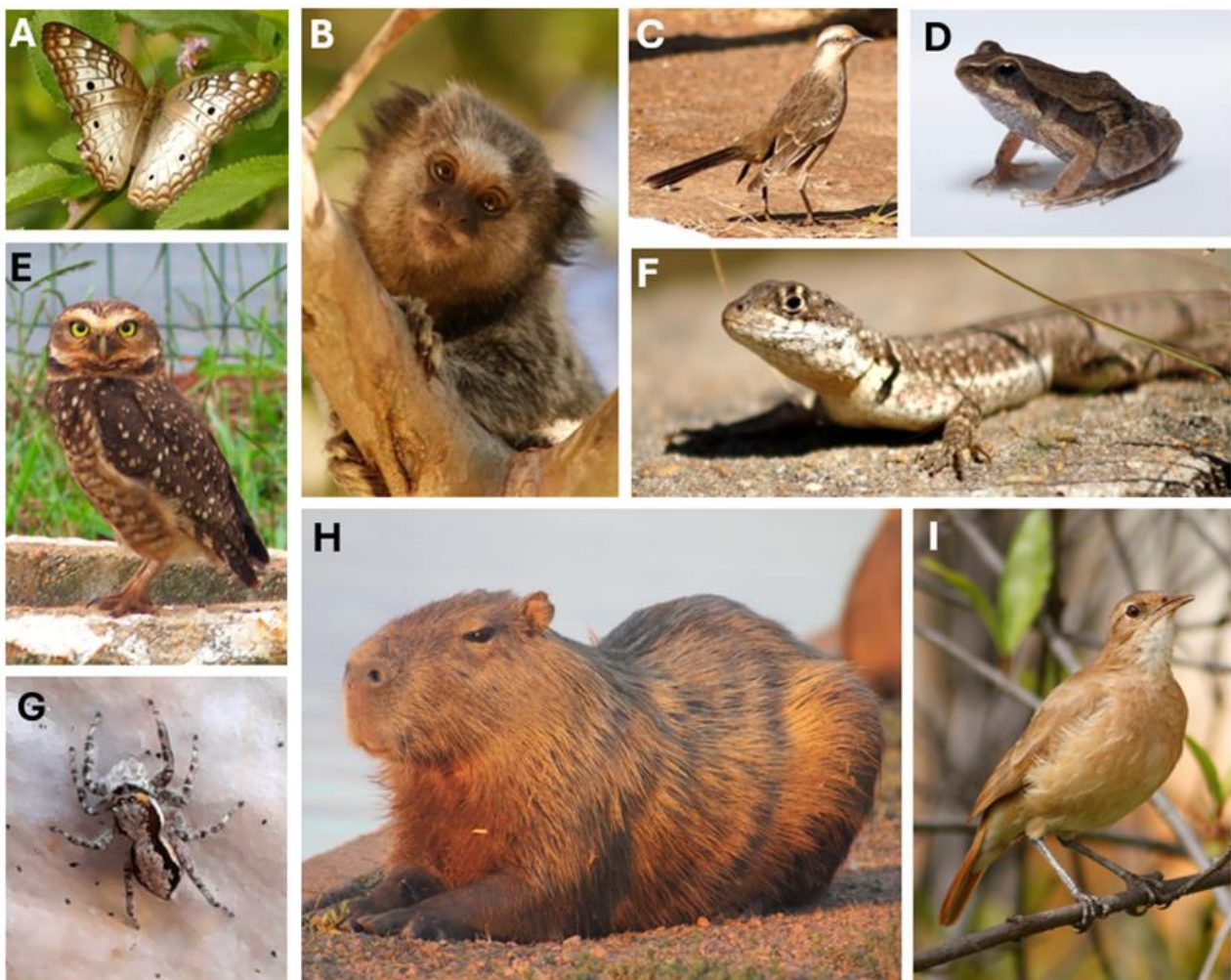


Figura 26. Exemplo de animais que de alguma forma conseguem lidar com as pressões impostas pela expansão urbana, sendo comumente avistados em áreas consideradas urbanas. a) borboleta-pavão-branco (*Anartia jatrophae*), espécie comumente observada em jardins dentro das cidades (local da foto: Asa Norte, Brasília); b) mico-estrela (*Callithrix penicillata*), espécie comum em ambientes urbanos, muito apreciada por moradores que fornecem comida aos animais (local da foto: Asa Norte, Brasília); c) sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*), espécie comum em ambientes urbanos onde é avistada se alimentando de restos humanos de lixo e, durante a época reprodutiva, existem relatos de ataque a pessoas que passam próximo a seu ninho (local da foto: Asa Norte, Brasília); d) rã-

cachorro (*Physalaemus cuvieri*), espécie comum em ambientes alterados próximos a cursos d'água (local da foto: Paracatu, Minas Gerais); e) coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*), espécie associada a gramados em áreas urbanas, havendo registro de expansão para dentro da Amazônia devido ao crescimento das cidades (local da foto: Lago Sul, Brasília); f) calango (*Tropidurus torquatus*), espécie que vive em caixas de esgoto e dutos de escoamento de água nas cidades (local da foto: Taguatinga, Distrito Federal); g) aranha-saltadora-cinza-de-parede (*Menemerus bivittatus*), espécie comumente avistada em paredes de construções nas cidades (local da foto: Guará, Distrito Federal); h) capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), espécie que vive em grandes bandos e que têm gerado grandes discussões no Brasil, tendo em vista o medo do contato com o animal que pode chegar a 60 kg (local da foto: Lago Paranoá, Brasília); i) joão-de-barro (*Furnarius rufus*), espécie abundante nos ambientes urbanos, muito conhecida devido a construção de seus ninhos feitos de barro em forma de forno (local da foto: Asa Norte, Brasília). A foto “a” foi tirada por Sofia Coradini Schirmer; a foto “g” foi tirada por Vinicius Tirelli Pompermaier; a foto “d” foi tirada por Wellington de Araújo Coelho; a foto “h” foi tirada por Helga Correa Wiederhecker; as demais fotos foram tiradas por Eduardo Guimarães Santos

Hoje nós entendemos alguns padrões gerais relacionados a como os animais respondem às mudanças ambientais nas cidades. Por exemplo, o número de espécies reduz de forma significativa nas áreas com maior intensidade urbana. Ou seja, quanto mais intensificamos a urbanização (maior luminosidade, poluição, ruídos, áreas construídas etc.), encontramos menos espécies (**Figura 27**). Entender esse padrão é relevante, principalmente quando pensamos no desafio global de conservar nossa biodiversidade. Afinal, segundo a Organização das Nações Unidas (ONU), a conservação da biodiversidade é a mais forte defesa natural que temos contra as mudanças climáticas.

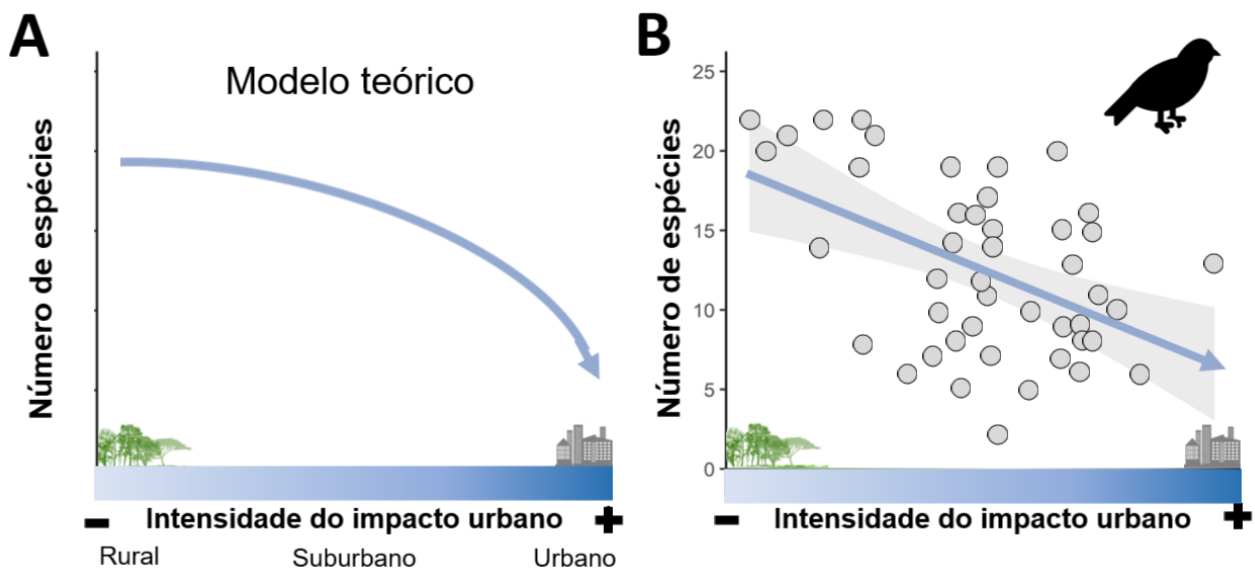


Figura 27. Padrão global de redução da biodiversidade devido às mudanças ambientais promovidas pela construção das cidades. a) Modelo teórico sugerido para entender o padrão de mudança promovido pela construção das cidades. Nesse modelo, esperaríamos uma redução do número de espécies quanto mais intensificamos a urbanização, indo desde regiões rurais (onde encontramos um número maior de espécies e pouca intensificação urbana), passando por regiões suburbanas (ambientes intermediários de intensificação urbana), até regiões urbanas, com número reduzido de espécies (adaptado de McKinney 2002). b) Exemplo de redução do número de espécies de aves observado no Distrito Federal, Brasil, em estudo realizado entre os anos de 2020 e 2023 (adaptado de Santos et al. 2024). Os pontos representam cada local de contagem das aves, que foi realizado através de gravações de sons feitas com ajuda da população local. O eixo x representa a intensidade do impacto urbano, sendo menor em áreas de azul claro e maior em áreas azul escuro. A seta indica a tendência de redução de espécies de aves observada nas áreas com maior intensidade urbana, confirmando os modelos teóricos propostos.

Apesar da consistência do padrão de redução de espécies, nem todas as espécies são excluídas dos ambientes urbanos da mesma maneira, sendo uma questão intrigante identificar quais características de certas espécies favorecem sua persistência. Com intuito de identificar padrões, pesquisadores classificaram as espécies com base em sua tolerância aos ambientes urbanos. A classificação mais comum foi em três grupos de espécies: evitadoras, adaptadoras e exploradoras urbanas (**Figura 28**). As evitadoras urbanas não conseguem sobreviver aos impactos urbanos, sendo completamente excluídas desses ambientes. Já as adaptadoras urbanas são vistas nos ambientes urbanos, usufruem de algum aspecto urbano, mas necessitam voltar aos ambientes naturais em algum momento. Ou seja, esses animais ainda dependem de áreas naturais para sua sobrevivência. E por fim, as exploradoras urbanas são espécies que se beneficiam desses ambientes (**Figura 29**). Estas diferenças foram sugeridas como uma explicação para redução no número de espécies.

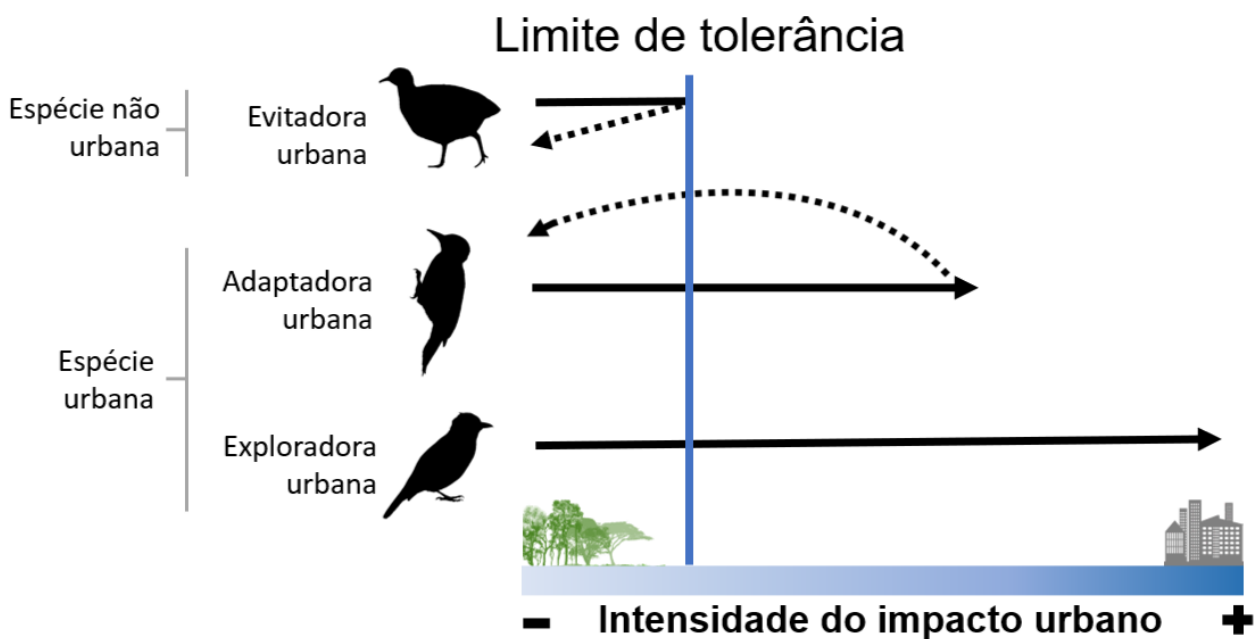


Figura 28. Modelo teórico relacionado a tolerância de animais aos ambientes urbanos (adaptado de McKinney 2002 e Zhong et al. 2024). Apresento a definição comumente empregada aos animais de acordo com sua tolerância aos ambientes urbanos: evitadoras urbanas (espécies que são excluídas dos ambientes urbanos), adaptadoras urbanas (espécies que utilizam o ambiente urbano, mas não se beneficiam dele) e exploradoras urbanas (espécies que se beneficiam dos ambientes urbanos).

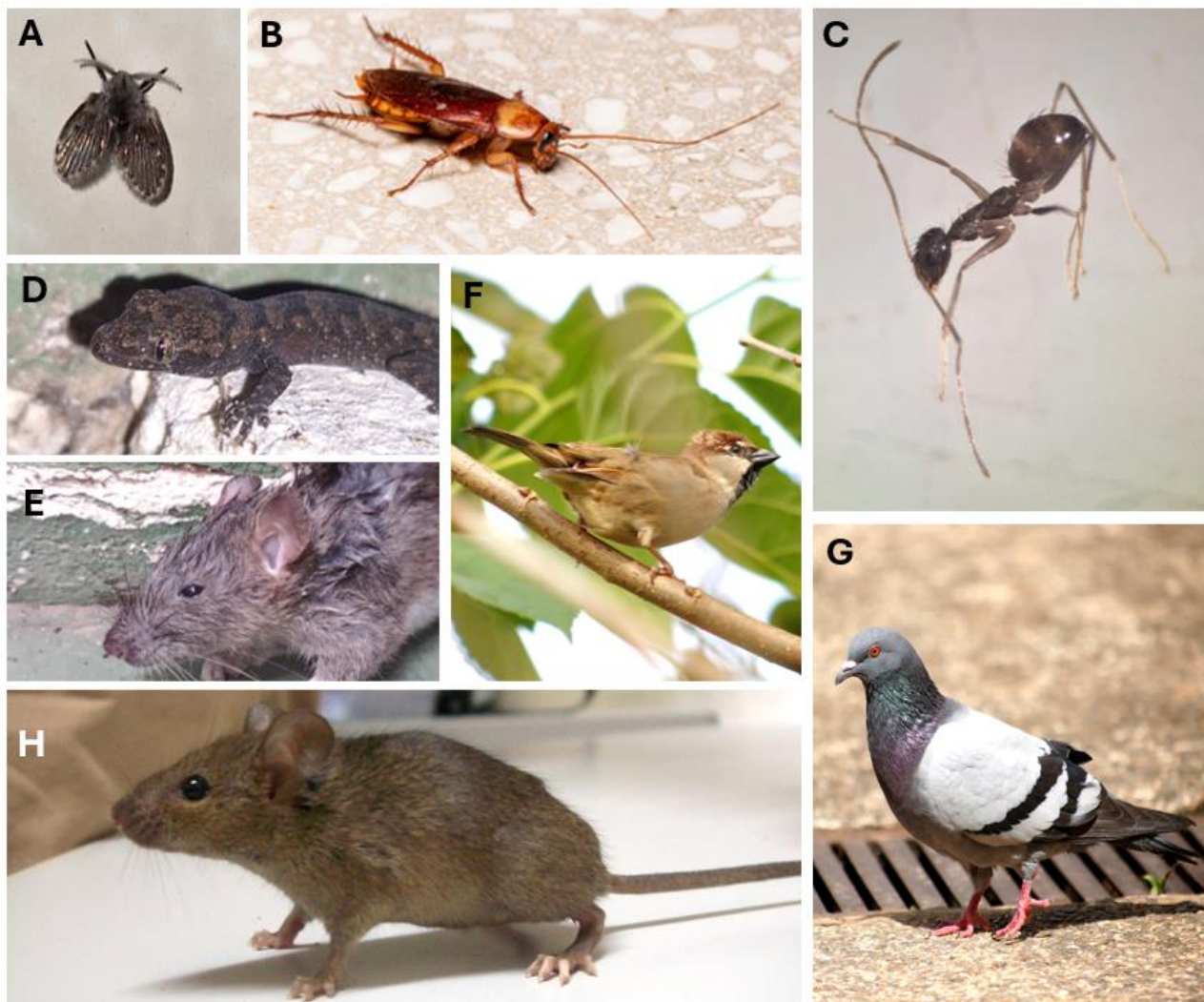


Figura 29. Exemplo de animais que se beneficiam dos ambientes urbanos (exploradora urbana), expandindo sua distribuição para muitas regiões do mundo. a) mosca-de-banheiro (*Clogmia albipunctata*), espécie observado em locais húmidos e ricos em matéria orgânica. Nas áreas urbanas são comumente observadas em banheiros (local da foto: Asa Norte, Brasília); b) barata-de-esgoto (*Periplaneta americana*), espécie conhecida como uma praga urbana, sendo comumente observada em caixas de esgoto e bueiros de escoamento de água (local da foto: Asa Norte, Brasília); c) formiga-argentina (*Linepithema humile*), espécie listada como uma das 100 piores espécies invasoras do mundo, comumente infestando casas (local da foto: Asa Norte, Brasília); d) lagartixa-de-parede (*Hemidactylus mabouia*), espécie comumente observada dentro de casas, apreciada pelos moradores por preda outras pragas (local da foto: Lago Sul, Distrito Federal); e) ratazana (*Rattus norvegicus*), espécie que dominou o mundo seguindo o desenvolvimento das cidades, sendo considerada uma praga urbana (local da foto: Lago Sul, Distrito Federal); f) pardal (*Passer domesticus*), espécie comum em quase todas as regiões do mundo, principalmente dentro dos centros urbanos (local da foto: Taguatinga, Distrito Federal). g) pombo-doméstico (*Columba livia*), espécie domesticada pelos humanos para servir de fonte de alimento (entre 5 mil e 10 mil anos atrás), que se proliferou para quase todas as regiões do mundo, sendo hoje associada a doenças nas áreas urbanas (local da foto: Ceilândia, Distrito Federal); h) camundongo (*Mus musculus*), espécie que dominou o mundo seguindo o desenvolvimento das cidades, sendo considerada uma praga urbana (local da foto: Zoológico de Brasília, Brasília). As fotos “a”, “f”, “g” e “h” foram tiradas por Eduardo Guimarães Santos; A foto “b” foi tirada por Pedro Paulo de Queiroz Souza; as fotos “d” e “e” foram tiradas por Helga Correa Wiederhecker; a foto “c” foi tirada por Vinicius Tirelli Pompermaier.

Alterações dos animais que vivem nas cidades

Os animais que utilizam ambientes urbanos (adaptadoras ou exploradoras urbanas) precisam se adequar a esse novo ambiente, que possui características muito limitadoras. De fato, as cidades

promovem alterações relevantes nos animais. Por exemplo, as cidades são tão barulhentas que os animais que se comunicam por sons precisam mudar algum aspecto da sua vocalização (a frequência do canto ou o horário que cantam). Imagine você tentando conversar em um lugar muito barulhento. Quais estratégias podem ser utilizadas para que você consiga conversar? É exatamente esse desafio que os animais devem superar, considerando que o canto tem relação direta com sua sobrevivência, pois garante a reprodução e a defesa de territórios.

Entretanto, mudanças muito mais profundas relacionadas a morfologia estão sendo encontradas. Como mencionado anteriormente, áreas urbanas alteram toda a composição das espécies. Ou seja, alguns animais são excluídos e outros se adequam e conseguem prosperar. Essa mudança altera, por exemplo, a disponibilidade de recursos (por exemplo, invertebrados), que são necessários para sobrevivência de muitos animais. Basicamente, se nas áreas urbanas eu reduzo o número de insetos eu afeto o passarinho que come aquele inseto, que pode mudar sua alimentação (comendo outro tipo de inseto ou acrescentando em sua alimentação um novo tipo de alimento). Esse entendimento é muito relevante, principalmente quando pensamos que a morfologia dos animais tem relação direta com o tipo de alimento consumido. As aves, por exemplo, possuem bicos distintos que estão diretamente ligados à sua alimentação. Se houver modificação na disponibilidade ou no tipo de alimento nas cidades, é possível que ocorra alteração na morfologia dos animais residentes nesses locais? Essa é uma questão em aberto, mas alguns resultados recentes indicam que essa é uma realidade.

Olhemos para um passarinho muito conhecido no Brasil, que ocorre em quase todos os estados: a sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*, foto “c” da **Figura 26**). Essa ave, que vive em bandos de até 12 animais, é icônica nas cidades devido a sua abundância e por atacar possíveis predadores (inclusive humanos) quando está reproduzindo. Assim, a sabiá-do-campo é um bom modelo de investigação nos estudos em áreas urbanas.

Para investigar como as áreas urbanas estão afetando a sabiá-do-campo, capturei mais de 100 indivíduos no Distrito Federal, em 115 locais, no ano de 2022. Medi todos os animais capturados e coletei penas, com intuito de avaliar a alimentação, tendo em vista que análises químicas possibilitam entender mudanças alimentares. De fato, “somos o que comemos” e entendendo a composição de alguns elementos químicos possibilita observar mudanças relacionadas a alimentação. O Carbono e Nitrogênio, e seus isótopos (formas distintas de um mesmo elemento químico, com diferenças no número de nêutrons de seus núcleos - $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$), são comumente os elementos utilizados para avaliar a alimentação. O Carbono tem relação com o tipo de metabolismo da planta, que inicia o fluxo

dentro da cadeia alimentar. Por exemplo, a cana de açúcar (planta muito utilizada para adoçar alimentos de origem humana) tem metabolismo do tipo C4, que possui uma assinatura isotópica com valores menores. Essa assinatura permanece ao longo da cadeia trófica, ou seja, o passarinho que come o inseto que comeu a cana vai possuir a mesma assinatura química (sua relação isotópica será a mesma). Em contrapartida, o Nitrogênio responde de forma distinta, aumentando suas proporções ao longo da cadeia alimentar. Assim, animais de topo de cadeia alimentar (predadores) possuem valores isotópicos maiores de Nitrogênio, pois esses valores vão mudando suas proporções, aumentando com isso à medida que sobem na cadeia trófica. Por exemplo, a planta é comida pelo inseto ($\delta^{15}\text{N} = 1$), que é comida por outro inseto ($\delta^{15}\text{N} = 4$), que é comida pelo passarinho ($\delta^{15}\text{N} = 7$). Para nossa discussão precisamos apenas entender que é possível verificar mudanças alimentares avaliando as proporções desses dois elementos químicos. Além disso, registrei a presença de lesões cutâneas nas patas nos animais. Essas lesões são indicativas de patógenos (ácaros e alguns vírus, por exemplo), auxiliando o monitoramento da proliferação de algumas doenças. Então vamos aos resultados.

Primeiro, observei que os indivíduos de sabiá-do-campo em áreas com maior intensidade urbana possuem bicos significativamente menores (**Figura 30**). Tendo em vista que o bico é diretamente ligado à aquisição de alimento, podemos sugerir que essa mudança é promovida principalmente pela modificação alimentar. Basicamente, mudar sua alimentação pode garantir sua sobrevivência nas cidades e essas mudanças estão definindo quem consegue persistir. E então acessamos nosso segundo resultado, conseguidos através da análise química das penas das aves: está ocorrendo uma mudança na proporção dos elementos químicos, principalmente com o aumento nos valores isotópicos de Nitrogênio dos animais nas áreas mais urbanas (**Figura 30b**). Por último, nós observamos um aumento no número de aves com lesões cutâneas nas patas em áreas com maior intensidade urbana (**Figura 30c**). Ou seja, estamos encontrando animais com morfologia, com tipo de alimento diferente e com aumento de lesões nas patas (indicativo de presença de alguns patógenos) nas áreas com maior intensidade urbana, em contrapartida aos animais de áreas naturais. Nossos achados confirmam que os ambientes urbanos promovem mudanças significativas nos animais.

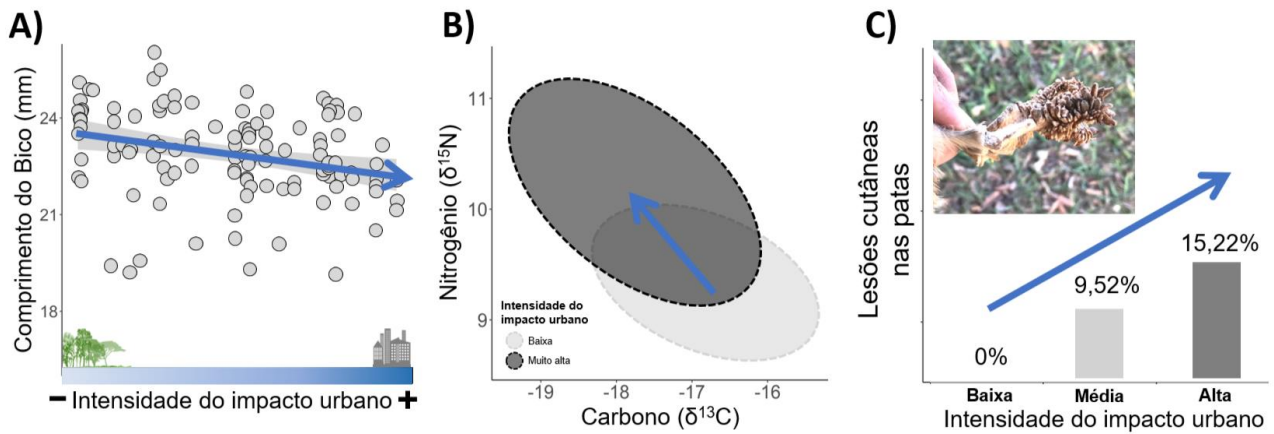


Figura 30. Exemplo de mudanças relevantes promovidas pela intensificação urbana em indivíduos de sabiá-do-campo, capturados no Distrito Federal. a) Relação do comprimento do bico com a intensidade do impacto urbano. A seta indica a relação significativa de redução do comprimento do bico em áreas de maior intensificação urbana (adaptado de Santos et al. 2023b); b) Valores químicos extraídos das penas dos animais capturados. Apresento os valores da relação entre os isotópicos (formas) de Carbono e Nitrogênio (comumente utilizados para informar sobre a alimentação), de áreas mais naturais comparadas a áreas muito urbanas. É possível observar uma mudança relevante nos valores de Nitrogênio (seta azul), indicando que os animais estão mudando sua alimentação em decorrência da urbanização. c) Percentual de lesões cutâneas nas patas das aves de acordo com a intensidade de urbanização, categorizadas em três níveis de intensidade urbana (Baixa, Média e Alta). A seta indica a tendência de aumento das lesões nas áreas de maior intensidade de impacto urbano. A foto das patas com lesões cutâneas do sabiá-do-campo foi tirada por Eduardo Guimarães Santos durante a captura dos animais nas áreas urbanas de Brasília.

Meu pequeno relato tem um objetivo específico: fazer o leitor entender como a construção das cidades é impactante, influenciando de muitas formas todos animais que vivem nesses ambientes. É realmente fascinante observar a resposta dos animais às mudanças ambientais urbanas. Ainda existem muitas lacunas, que devem ser preenchidas nos próximos anos.

Conclusão Geral

Minha tese teve como objetivo investigar as assembleias de aves urbanas e sua relação com o processo de urbanização. Abordei, ao longo dos sete capítulos, como a urbanização afeta as aves que persistem à intensificação urbana (a nível de comunidades e de populações) e todas as mudanças ambientais associadas. Segui a hipótese geral de que o ambiente urbano exerce pressões seletivas importantes sobre as populações nativas silvestres locais, tornando a sobrevivência das aves um desafio. Após avaliar a estruturação da comunidade, a alimentação, a morfologia e saúde dos animais, confirmo minha hipótese inicial. De fato, o processo de urbanização é uma força motriz que está afetando negativamente as aves na minha região.

Em relação à composição das assembleias de aves (**Capítulo 3**), descobri que a intensificação urbana tem um impacto direto na comunidade de aves, reduzindo todos os três tipos de diversidade (taxonômica, filogenética e funcional). Comunidades em áreas de maior intensidade urbana são representadas por menos espécies, e estas espécies são filogenética e funcionalmente menos distintas. Além disso, detectei pelo menos 10 espécies de áreas de menor intensidade urbana que se mostraram mais sensíveis à intensificação urbana. No que diz respeito às características das aves, não encontrei respostas significativas das variáveis reprodutivas, de uso do habitat e de alimentação. O peso corporal e o comprimento da cauda foram as únicas variáveis com resultados significativos, com áreas de maior intensidade urbana selecionando espécies com pesos menores e caudas mais longas.

Em relação a avaliação das populações (**Capítulos 4, 5, 6 e 7**), descobri que a intensificação urbana impacta negativamente as aves, afetando de forma direta as populações locais. De fato, essas mudanças foram observadas em todos os capítulos. No **Capítulo 4**, onde explorei como a intensificação urbana altera a morfologia dos animais, encontrei mudanças morfológicas significativas associadas à intensificação urbana. O comprimento do bico apresentou as alterações mais dramáticas, sendo significativamente menor em função da intensificação urbana, principalmente em indivíduos de espécies insetívoras e onívoras. No **Capítulo 5**, onde explorei como a intensificação urbana modifica a alimentação dos animais, ao analisar as métricas isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de penas de espécies de aves encontradas ao longo de um gradiente de intensidade de urbanização, evidenciei uma simplificação, mas não um deslocamento do espaço isotópico de aves devido à intensificação urbana. As assembleias de aves respondem a recursos alimentares semelhantes nas áreas de maior intensificação urbana, embora menos diversificadas do que nas áreas de menor intensificação urbana. Na maioria dos casos, a resposta à intensificação urbana é mais específica do que convergente entre os membros da assembleia de aves. As espécies estudadas mantêm-se em áreas urbanas altamente

intensificadas, restringindo, alterando e ampliando o seu acesso aos recursos. No **Capítulo 6**, onde explorei como a intensificação urbana influencia a proliferação de doenças, observei uma tendência crescente para algumas espécies de aves, com aumento da frequência de ocorrência das lesões cutâneas nas patas (*proxy* da proliferação de doenças) com a intensidade da urbanização. As espécies com maior número de capturas tiveram aumento no percentual de lesões, indicando que a ocorrência de lesões pode estar ligada à maior densidade populacional ou que a detecção do efeito ocorre apenas quando os tamanhos amostrais são elevados e controlados entre as categorias de urbanização. Finalmente, no **Capítulo 7**, onde explorei associação da intensificação urbana e o estresse nas aves (utilizando a medida da razão heterofilo/linfócito – H/L), confirmei minha hipótese de que as aves que vivem em áreas com maior intensidade urbana estão mais estressadas. Além disso, demonstrei que a razão H/L está associada negativamente à condição corporal, e que esta variável deve ser considerada em estudos que visem avaliar a saúde dos animais.

Esses achados em conjunto enfatizam que as áreas urbanas impactam as aves de forma direta, sendo um determinante importante para determinação da sobrevivência dos animais. Estas conclusões são relevantes porque confirmam que o processo de urbanização, juntamente com todas as suas alterações ambientais (aumento da luz artificial, aumento do ruído, supressão da vegetação, aumento das áreas concretadas etc.), tem um impacto negativo direto nas populações silvestres, que têm de lidar com grandes mudanças promovidas pela urbanização. Minha tese destaca que a intensidade da urbanização modifica a morfologia das aves, altera sua alimentação, aumenta a probabilidade de proliferação de doenças e estressa as aves. Infelizmente, os estudos sobre estes temas ainda são reduzidos nas regiões Neotropicais, apesar da alta biodiversidade e da expansão urbana da região. Dada a perda global de biodiversidade que estamos observando ao redor do mundo, as informações contidas aqui podem ser relevantes aos gestores e planejadores urbanos na concepção de paisagens urbanas para manter a biodiversidade nas cidades. De fato, tornar as áreas urbanas mais amigáveis a fauna é uma tarefa difícil, mas que deve ser perseguida.

Por fim, meus achados foram divulgados em formato de textos de divulgação científica, destinado a serem mais bem compreendidos por pessoas de outras áreas do conhecimento ou mesmo sem nenhuma formação científica. Esse objetivo está expresso em todos os textos de divulgação científica publicados ao longo do meu doutorado (veja o **Apêndice 18**). Além disso, o fechamento de toda a tese está resumido no **Capítulo 8** dessa tese, destinada a compilar o conhecimento atual sobre as áreas urbanas e como meus achados complementam esse entendimento.

Referências

- Adams, H., Murray, M.H., Welch, C., Kidd-Weaver, A., Ellison, T., Curry, S., *et al.* (2019). Capturing American White Ibises in urban South Florida using two novel techniques. *Journal of Field Ornithology*, 90, 373–381.
- Aguiar, L.M.S., Bueno-Rocha, I.D., Oliveira, G., Pires, E.S., Vasconcelos, S., Nunes, G.L., *et al.* (2021). Going out for dinner—The consumption of agriculture pests by bats in urban areas. *PLoS ONE*, 16, e0258066.
- Agusti Montolio, S., Molina López, R., Cray, C., Lavín González, S., Nicolás Francisco, O., Marco Sánchez, I., *et al.* (2017). Hematologic reference intervals and age effect in European Strigiformes. *Veterinary Clinical Pathology*, 46, 483–495.
- Aide, T.M., Corrada-Bravo, C., Campos-Cerqueira, M., Milan, C., Vega, G. & Alvarez, R. (2013). Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *PeerJ*, 1, e103.
- Akçay, Ç., Beck, M.L. & Sewall, K.B. (2019). Are signals of aggressive intent less honest in urban habitats? *Behavioral Ecology*, arz179.
- Alberti, M. (2015). Eco-evolutionary dynamics in an urbanizing planet. *Trends in Ecology & Evolution*, 30, 114–126.
- Alberti, M., Botsford, E. & Cohen, A. (2001). Quantifying the urban gradient: Linking urban planning and ecology. In: *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World* (eds. Marzluff, J.M., Bowman, R. & Donnelly, R.). Springer US, Boston, MA, pp. 89–115.
- Alberti, M. & Marzluff, J.M. (2004). Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosystems*, 7, 241–265.
- Alberti, M., Palkovacs, E.P., Roches, S.D., Meester, L.D., Brans, K.I., Govaert, L., *et al.* (2020). The Complexity of Urban Eco-evolutionary Dynamics. *BioScience*, 70, 772–793.
- Alcocer, I., Lima, H., Sugai, L.S.M. & Llusia, D. (2022). Acoustic indices as proxies for biodiversity: a meta-analysis. *Biological Reviews*, 97, 2209–2236.
- Alexandrino, E.R., Bogoni, J.A., Navarro, A.B., Bovo, A.A.A., Gonçalves, R.M., Charters, J.D., *et al.* (2019). Large Terrestrial Bird Adapting Behavior in an Urbanized Zone. *Animals*, 9, 351.
- Allan, J. (2006). A Heuristic Risk Assessment Technique for Birdstrike Management at Airports. *Risk Analysis*, 26, 723–729.
- Allan, J., Baxter, A. & Callaby, R. (2016). The impact of variation in reporting practices on the validity of recommended birdstrike risk assessment processes for aerodromes. *Journal of Air Transport Management*, 57, 101–106.
- Alquezar, R.D., Tolesano-Pascoli, G., Gil, D. & Macedo, R.H. (2020). Avian biotic homogenization driven by airport-affected environments. *Urban Ecosystems*, 23, 507–517.
- Amiot, C., Harmange, C. & Ji, W. (2022). Morphological differences along a chronological gradient of urbanisation in an endemic insectivorous bird of New Zealand. *Urban Ecosystems*, 25, 465–475.
- Amorim, P.S., Rossi, M.F. & Guaraldo, A.D.C. (2021). Rise-Up mist-netting (RUM): a mobile protocol for trapping wary territorial birds. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 61, e20216110.
- Anciães, M., Aguilar, T.M., Leite, L.O., Andrade, R.D. & Marini, M.Â. (2012). Nesting Biology of the Yellow-Olive Flatbill (Tyrannidae, Elaninae) in Atlantic Forest Fragments in Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology*, 124, 547–557.

- Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32–46.
- Anderson, M.J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In: *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online* (eds. Balakrishnan, N., Colton, T., Everitt, B., Piegorsch, W., Ruggeri, F. & Teugels, J.L.). Wiley, pp. 1–15.
- Antonini, Y., Martins, R.P., Aguiar, L.M. & Loyola, R.D. (2013). Richness, composition and trophic niche of stingless bee assemblages in urban forest remnants. *Urban Ecosystems*, 16, 527–541.
- Araujo, A.D. & Machado, R.B. (2023). Acoustic communities in an environmental gradient from native to urban areas in Central Brazil. *Austral Ecology*, aec.13432.
- Aronson, M.F.J., La Sorte, F.A., Nilon, C.H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A., *et al.* (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281, 20133330.
- Aronson, M.F.J., Nilon, C.H., Lepczyk, C.A., Parker, T.S., Warren, P.S., Cilliers, S.S., *et al.* (2016). Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology*, 97, 2952–2963.
- Aronson, R.B. & Precht, W.F. (1995). Landscape patterns of reef coral diversity: a test of the intermediate disturbance hypothesis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 192, 1–14.
- Athreya, V., Odden, M., Linnell, J.D.C., Krishnaswamy, J. & Karanth, U. (2013). Big Cats in Our Backyards: Persistence of Large Carnivores in a Human Dominated Landscape in India. *PLoS ONE*, 8, e57872.
- Avilla, S.S., Sieving, K.E., Anciães, M. & Cornelius, C. (2021). Phenotypic variation in a neotropical understory bird driven by environmental change in an urbanizing Amazonian landscape. *Oecologia*, 196, 763–779.
- Azevedo, T., Rosa, M., Shimbo, J., Lama, C.D., Oliveira, M., Valdiones, A.P., *et al.* (2023). RAD 2022 - Relatório anual do desmatamento no Brasil. *MapBiomias*, 1–125.
- Babu, B.H.V., T. Monish, P. Srihitha Chowdary, S. Ravi Kishan, D. Suresh. (2023). Deep learning approach for identifying bird species. In: *Artificial Intelligence and Knowledge Processing*. CRC Press.
- Bader, E., Jung, K., Kalko, E.K.V., Page, R.A., Rodriguez, R. & Sattler, T. (2015). Mobility explains the response of aerial insectivorous bats to anthropogenic habitat change in the Neotropics. *Biological Conservation*, 186, 97–106.
- Badyaev, A.V., Young, R.L., Oh, K.P. & Addison, C. (2008). Evolution on a local scale: developmental, functional, and genetic bases of divergence in bill form and associated changes in song structure between adjacent habitats. *Evolution*, 62, 1951–1964.
- Baesse, C.Q., Tolentino, V.C.D.M., Morelli, S. & Melo, C. (2019). Effect of urbanization on the micronucleus frequency in birds from forest fragments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171, 631–637.
- Bailly, J., Faivre, B., Bernard, N., Sage, M., Crini, N., Driget, V., *et al.* (2017). Multi-Element Analysis of Blood Samples in a Passerine Species: Excesses and Deficiencies of Trace Elements in an Urbanization Study. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5.

- Baker, M.E. & King, R.S. (2010). A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 25–37.
- Baker, P.J., Bentley, A.J., Ansell, R.J. & Harris, S. (2005). Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. *Mammal Review*, 35, 302–312.
- Bakker, J.D. (2008). Increasing the utility of Indicator Species Analysis. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1829–1835.
- Baladrón, A.V., Cavalli, M., Isacch, J.P. & Bó, M.S. (2020). Burrowing owl nest distribution and density in relation to urban development. *Ethology Ecology & Evolution*, 32, 237–250.
- Barbosa, K.V.D.C., Rodewald, A.D., Ribeiro, M.C. & Jahn, A.E. (2020). Noise level and water distance drive resident and migratory bird species richness within a Neotropical megacity. *Landscape and Urban Planning*, 197, 103769.
- Batáry, P., Kurucz, K., Suarez-Rubio, M. & Chamberlain, D.E. (2018). Non-linearities in bird responses across urbanization gradients: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 24, 1046–1054.
- Batisteli, A.F., De Souza, L.B., Santieff, I.Z., Gomes, G., Soares, T.P., Pini, M., *et al.* (2021). Buildings promote higher incubation temperatures and reduce nest attentiveness in a Neotropical thrush. *Ibis*, 163, 79–89.
- Bauerová, P., Krajzingrová, T., Těšický, M., Velová, H., Hraníček, J., Musil, S., *et al.* (2020). Longitudinally monitored lifetime changes in blood heavy metal concentrations and their health effects in urban birds. *Science of The Total Environment*, 723, 138002.
- Bauerová, P., Vinklerová, J., Hraníček, J., Čorba, V., Vojtek, L., Svobodová, J., *et al.* (2017a). Associations of urban environmental pollution with health-related physiological traits in a free-living bird species. *Science of The Total Environment*, 601–602, 1556–1565.
- Bauerová, P., Vinklerová, J., Hraníček, J., Čorba, V., Vojtek, L., Svobodová, J., *et al.* (2017b). Associations of urban environmental pollution with health-related physiological traits in a free-living bird species. *Science of The Total Environment*, 601–602, 1556–1565.
- Bearhop, S., Furness, R.W., Hilton, G.M., Votier, S.C. & Waldron, S. (2003). A forensic approach to understanding diet and habitat use from stable isotope analysis of (avian) claw material: *Stable isotopes in avian claws*. *Functional Ecology*, 17, 270–275.
- Beaugeard, E., Brischoux, F., Henry, P.-Y., Parenteau, C., Trouvé, C. & Angelier, F. (2019). Does urbanization cause stress in wild birds during development? Insights from feather corticosterone levels in juvenile house sparrows (*Passer domesticus*). *Ecology and Evolution*, 9, 640–652.
- Becker, D.J. & Hall, R.J. (2014). Too much of a good thing: resource provisioning alters infectious disease dynamics in wildlife. *Biology Letters*, 10, 20140309.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4th ed. Blackwell Pub, Malden, MA.
- Benkman, C.W., Colquitt, J.S., Gould, W.R., Fetz, T., Keenan, P.C. & Santisteban, L. (2005). Can selection by an ectoparasite drive a population of red crossbills from its adaptive peak? *Evolution*, 59, 2025–2032.
- Bermúdez-Cuamatzin, E., Ríos-Chelén, A.A., Gil, D. & Garcia, C.M. (2011). Experimental evidence for real-time song frequency shift in response to urban noise in a passerine bird. *Biology Letters*, 7, 36–38.

- Biamonte, E., Sandoval, L., Chacón, E. & Barrantes, G. (2011). Effect of urbanization on the avifauna in a tropical metropolitan area. *Landscape Ecology*, 26, 183–194.
- Bian, Q., Zhang, C., Wang, C., Yin, L., Han, W. & Zhang, S. (2023). Evaluation of soundscape perception in urban forests using acoustic indices: A case study in Beijing. *Forests*, 14, 1435.
- Billerman, S.M., Keeney, B.K., Rodewald, P.G. & Schulenberg, T.S. (2022). *Birds of the World - Comprehensive life histories for all bird species and families*. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY, USA. Available at: <https://birdsoftheworld.org/bow/home>. Acesso 19 de Dezembro de 2023.
- Blair, R.B. (1999). Birds and Butterflies along an Urban Gradient: Surrogate Taxa for Assessing Biodiversity? *Ecological Applications*, 9, 164–170.
- Blancher, P. (2013). Estimated Number of Birds Killed by House Cats (*Felis catus*) in Canada. *ACE*, 8, art3.
- Blouin, D., Pellerin, S. & Poulin, M. (2019). Increase in non-native species richness leads to biotic homogenization in vacant lots of a highly urbanized landscape. *Urban Ecosystems*, 22, 879–892.
- Blumstein, D.T., Mennill, D.J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., *et al.* (2011). Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus: Acoustic monitoring. *Journal of Applied Ecology*, 48, 758–767.
- Boakes, E.H., Gliozzo, G., Seymour, V., Harvey, M., Smith, C., Roy, D.B., *et al.* (2016). Patterns of contribution to citizen science biodiversity projects increase understanding of volunteers' recording behaviour. *Scientific Reports*, 6, 33051.
- Bobby Fokidis, H., Greiner, E.C. & Deviche, P. (2008). Interspecific variation in avian blood parasites and haematology associated with urbanization in a desert habitat. *Journal of Avian Biology*, 39, 300–310.
- Boelman, N.T., Asner, G.P., Hart, P.J. & Martin, R.E. (2007). Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: Bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. *Ecological Applications*, 17, 2137–2144.
- Bonnaud, E., Berger, G., Bourgeois, K., Legrand, J. & Vidal, E. (2012). Predation by cats could lead to the extinction of the Mediterranean endemic Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* at a major breeding site: Shearwaters threatened by cats. *Ibis*, 154, 566–577.
- Bordes, L., Vreman, S., Heutink, R., Roose, M., Venema, S., Pritz-Verschuren, S.B.E., *et al.* (2023). Highly Pathogenic Avian Influenza H5N1 Virus Infections in Wild Red Foxes (*Vulpes vulpes*) Show Neurotropism and Adaptive Virus Mutations. *Microbiology Spectrum*, 11, e02867-22.
- Borges, E.R., Dexter, K.G., Bueno, M.L., Pontara, V. & Carvalho, F.A. (2020). The evolutionary diversity of urban forests depends on their land-use history. *Urban Ecosystems*, 23, 631–643.
- Braczkowski, A.R., O'Bryan, C.J., Stringer, M.J., Watson, J.E., Possingham, H.P. & Beyer, H.L. (2018). Leopards provide public health benefits in Mumbai, India. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16, 176–182.
- Bradfer-Lawrence, T., Bunnefeld, N., Gardner, N., Willis, S.G. & Dent, D.H. (2020). Rapid assessment of avian species richness and abundance using acoustic indices. *Ecological Indicators*, 115, 106400.

- Bradfer-Lawrence, T., Gardner, N., Bunnefeld, L., Bunnefeld, N., Willis, S.G. & Dent, D.H. (2019). Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 1796–1807.
- Bradley, C.A. & Altizer, S. (2007). Urbanization and the ecology of wildlife diseases. *Trends in Ecology & Evolution*, 22, 95–102.
- Bradshaw, J.W.S., Horsfield, G.F., Allen, J.A. & Robinson, I.H. (1999). Feral cats: their role in the population dynamics of *Felis catus*. *Applied Animal Behaviour Science*, 65, 273–283.
- Brans, K.I., Jansen, M., Vanoverbeke, J., Tüzün, N., Stoks, R. & De Meester, L. (2017). The heat is on: Genetic adaptation to urbanization mediated by thermal tolerance and body size. *Global Change Biology*, 23, 5218–5227.
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45, 5–32.
- Brind'Amour, A., Boisclair, D., Dray, S. & Legendre, P. (2011). Relationships between species feeding traits and environmental conditions in fish communities: a three-matrix approach. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 21, 363–377.
- Brown, A.M., Warton, D.I., Andrew, N.R., Binns, M., Cassis, G. & Gibb, H. (2014). The fourth-corner solution – using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 344–352.
- Brown, B.B., Santos, S. & Ocampo-Peñuela, N. (2021). Bird-window collisions: Mitigation efficacy and risk factors across two years. *PeerJ*, 9, e11867.
- Brown, L.M. & Graham, C.H. (2015). Demography, traits and vulnerability to urbanization: can we make generalizations? *Journal of Applied Ecology*, 52, 1455–1464.
- Brush, T. & Fitzpatrick, J.W. (2020). Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Burivalova, Z., Towsey, M., Boucher, T., Truskinger, A., Apelis, C., Roe, P., *et al.* (2018). Using soundscapes to detect variable degrees of human influence on tropical forests in Papua New Guinea: Tropical-Forest Soundscapes. *Conservation Biology*, 32, 205–215.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., *et al.* (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328, 1164–1168.
- Buxton, R.T., Agnihotri, S., Robin, V.V., Goel, A. & Balakrishnan, R. (2018). Acoustic indices as rapid indicators of avian diversity in different land-use types in an Indian biodiversity hotspot. *JEA*, 2, 1–17.
- Cáceres, M.D. & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90, 3566–3574.
- Cade, B.S., Terrell, J.W. & Porath, M.T. (2008). Estimating Fish Body Condition with Quantile Regression. *North American Journal of Fisheries Management*, 28, 349–359.
- Caizergues, A.E., Charmantier, A., Lambrechts, M.M., Perret, S., Demeyrier, V., Lucas, A., *et al.* (2021). An avian urban morphotype: how the city environment shapes great tit morphology at different life stages. *Urban Ecosystems*, 24, 929–941.
- Caizergues, A.E., Grégoire, A. & Charmantier, A. (2018). Urban versus forest ecotypes are not explained by divergent reproductive selection. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285, 20180261.
- Callaghan, C.T., Major, R.E., Wilshire, J.H., Martin, J.M., Kingsford, R.T. & Cornwell, W.K. (2019). 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. *Oikos*, 128, 845–858.
- Calver, M.C., Grayson, J., Lilith, M. & Dickman, C.R. (2011). Applying the precautionary principle to the issue of impacts by pet cats on urban wildlife. *Biological Conservation*, 144, 1895–1901.
- Campbell, T.W. (1994). Hematology. In: *Avian medicine: principles and application*. Lake Worth: Wingers Publishing, pp. 176–198.
- Capilla-Lasheras, P., Thompson, M.J., Sánchez-Tójar, A., Haddou, Y., Branston, C.J., Réale, D., *et al.* (2022). A global meta-analysis reveals higher variation in breeding phenology in urban birds than in their non-urban neighbours. *Ecology Letters*, 25, 2552–2570.
- Caron-Beaudoin, É., Gentes, M.-L., Patenaude-Monette, M., Hélie, J.-F., Giroux, J.-F. & Verreault, J. (2013). Combined usage of stable isotopes and GPS-based telemetry to understand the feeding ecology of an omnivorous bird, the Ring-billed Gull (*Larus delawarensis*). *Canadian Journal of Zoology*, 91, 689–697.
- Carter, N.B. (2001). All Birds Are Not Created Equal: Risk Assessment and Prioritization of Wildlife Hazards at Airfields. *Bird Strike*.
- Castaneda, E., Leavings, V.R., Noss, R.F. & Grace, M.K. (2020). The effects of traffic noise on tadpole behavior and development. *Urban Ecosystems*, 23, 245–253.
- Castañeda, I., Zarzoso-Lacoste, D. & Bonnaud, E. (2020). Feeding behaviour of red fox and domestic cat populations in suburban areas in the south of Paris. *Urban Ecosystems*, 23, 731–743.
- Castro, A.V., Porrini, D.P., Lupo, S. & Cicchino, A.C. (2020). Minimal stories in Southeast Buenos Aires grasslands: carabid beetle biodiversity throughout an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 23, 331–343.
- Cavalcanti, R.B. & Marini, M.A. (1993). Body masses of birds of the cerrado region Brazil.
- Cavalli, M., Baladrón, A.V., Isacch, J.P., D’Amico, V. & Bó, M.S. (2018). Leukocyte profiles and body condition of free-living Burrowing Owls (*Athene cunicularia*) from rural and urban areas in the Argentinean Pampas. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 26, 45–51.
- Celis-Murillo, A., Deppe, J.L. & Allen, M.F. (2009). Using soundscape recordings to estimate bird species abundance, richness, and composition. *Journal of Field Ornithology*, 80, 64–78.
- Chace, J.F. & Walsh, J.J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74, 46–69.
- Chaiyarat, R., Wutthithai, O., Punwong, P. & Taksintam, W. (2019). Relationships between urban parks and bird diversity in the Bangkok metropolitan area, Thailand. *Urban Ecosystems*, 22, 201–212.
- Chamberlain, D.E., Cannon, A.R., Toms, M.P., Leech, D.I., Hatchwell, B.J. & Gaston, K.J. (2009). Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. *Ibis*, 151, 1–18.
- Chamberlain, D.E., Henry, D.A.W., Reynolds, C., Caprio, E. & Amar, A. (2019). The relationship between wealth and biodiversity: A test of the Luxury Effect on bird species richness in the developing world. *Global Change Biology*, 25, 3045–3055.
- Champness, B.S., Palmer, G.C. & Fitzsimons, J.A. (2019). Bringing the city to the country: relationships between streetscape vegetation type and bird assemblages in a major regional centre. *Journal of Urban Ecology*, 5, juz018.

- Chang, W.-S., Eden, J.-S., Hall, J., Shi, M., Rose, K. & Holmes, E.C. (2020). Metatranscriptomic Analysis of Virus Diversity in Urban Wild Birds with Paretic Disease. *Journal of Virology*, 94, e00606-20.
- Chao, A., Henderson, P.A., Chiu, C.-H., Moyes, F., Hu, K.-H., Dornelas, M., *et al.* (2021). Measuring temporal change in alpha diversity: A framework integrating taxonomic, phylogenetic and functional diversity and the iNEXT.3D standardization. *Methods in Ecology and Evolution*, 12, 1926–1940.
- Chao, A. & Hu, K.H. (2023). iNEXT.3D: Interpolation and Extrapolation for three dimensions of diversity. R package version 1.0.1.
- Chatelain, M., Da Silva, A., Celej, M., Kurek, E., Bulska, E., Corsini, M., *et al.* (2021). Replicated, urban-driven exposure to metallic trace elements in two passerines. *Scientific Reports*, 11, 1–10.
- Chejanovski, Z.A., Giery, S.T. & Kolbe, J.J. (2022). Effects of urbanization on the trophic niche of the brown anole, a widespread invasive lizard. *Food Webs*, 33, e00257.
- Chen, G., Li, X., Liu, X., Chen, Y., Liang, X., Leng, J., *et al.* (2020). Global projections of future urban land expansion under shared socioeconomic pathways. *Nature Communications*, 11, 537.
- Chiari, C., Dinetti, M., Licciardello, C., Licitra, G. & Pautasso, M. (2010). Urbanization and the more-individuals hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, 79, 366–371.
- Chirayil, R., Kincaid, R.P., Dahlke, C., Kuny, C.V., Dälken, N., Spohn, M., *et al.* (2018). Identification of virus-encoded microRNAs in divergent Papillomaviruses. *PLOS Pathogens*, 14, e1007156.
- Chiron, F. & Julliard, R. (2007). Responses of Songbirds to Magpie Reduction in an Urban Habitat. *Journal of Wildlife Management*, 71, 2624–2631.
- Ciach, M. & Fröhlich, A. (2017). Habitat type, food resources, noise and light pollution explain the species composition, abundance and stability of a winter bird assemblage in an urban environment. *Urban Ecosystems*, 20, 547–559.
- Cid, F.D., Fernández, N.C., Pérez-Chaca, M.V., Pardo, R., Caviedes-Vidal, E. & Chediack, J.G. (2018). House sparrow biomarkers as lead pollution bioindicators. Evaluation of dose and exposition length on hematological and oxidative stress parameters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 154, 154–161.
- Cities Alliance. (2023). *Cities Alliance | Ending Urban Poverty and Promoting the Role of Cities*. Cities Alliance. Available at: <https://www.citiesalliance.org/>. Acesso 5 de Janeiro de 2024.
- Clark, D.E., Koenen, K.K.G., MacKenzie, K.G., Pereira, J.W. & DeStefano, S. (2014). Evaluation of a net launcher for capturing urban gulls: Capturing Urban Gulls. *Wildlife Society Bulletin*, 38, 605–610.
- Clark, K.B., Rideout, B., Garrett, K.L., Unitt, P. & O'Connor, B. (2019). Historical and geographical patterns in Knemidocoptes mite infestations in Southern California birds. *Western Birds*.
- Clark, P., Boardman, W.S.J. & Raidal, S.R. (2009). Atlas of Clinical Avian Hematology.
- Clergeau, P., Savard, J.-P.L., Mennechez, G. & Falardeau, G. (1998). Bird Abundance and Diversity along an Urban-Rural Gradient: A Comparative Study between Two Cities on Different Continents. *The Condor*, 100, 413–425.

- CODEPLAN. (2021). PDAD - Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios. *Companhia de Planejamento do Distrito Federal*.
- Cody, M.L. (2020). Chalk-browed Mockingbird (*Mimus saturninus*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Coetzee, B.W.T. & Chown, S.L. (2016). Land-use change promotes avian diversity at the expense of species with unique traits. *Ecology and Evolution*, 6, 7610–7622.
- Collar, N. (2020). Rufous-bellied Thrush (*Turdus rufiventris*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Collar, N. & de Juana, E. (2020). Creamy-bellied Thrush (*Turdus amaurochalinus*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Collins, M.K., Magle, S.B. & Gallo, T. (2021). Global trends in urban wildlife ecology and conservation. *Biological Conservation*, 261, 109236.
- Connell, J.H.C. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199.
- Croci, S., Butet, A. & Clergeau, P. (2008). Does Urbanization Filter Birds on the Basis of Their Biological Traits. *The Condor*, 110, 223–240.
- Cruz, J.C., Ramos, J.A., da Silva, L.P., Tenreiro, P.Q. & Heleno, R.H. (2013). Seed dispersal networks in an urban novel ecosystem. *European Journal of Forest Research*, 132, 887–897.
- Cucherousset, J. & Villéger, S. (2015). Quantifying the multiple facets of isotopic diversity: New metrics for stable isotope ecology. *Ecological Indicators*, 56, 152–160.
- Cui, Y.C., Song, K., Guo, X.Y., Van Bodegom, P.M., Pan, Y.J., Tian, Z.H., *et al.* (2019). Phylogenetic and functional structures of plant communities along a spatiotemporal urbanization gradient: Effects of colonization and extinction. *Journal of Vegetation Science*, 30, 341–351.
- Czech, B., Krausman, P.R. & Devers, P.K. (2000). Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *BioScience*, 50, 593.
- Dale, S. (2018). Urban bird community composition influenced by size of urban green spaces, presence of native forest, and urbanization. *Urban Ecosystems*, 21, 1–14.
- Danner, R.M. & Greenberg, R. (2015). A critical season approach to Allen’s rule: bill size declines with winter temperature in a cold temperate environment. *Journal of Biogeography*, 42, 114–120.
- Darras, K., Pütz, P., Fahrurrozi, Rembold, K. & Tschardtke, T. (2016). Measuring sound detection spaces for acoustic animal sampling and monitoring. *Biological Conservation*, 201, 29–37.
- Daszak, P., Cunningham, A.A. & Hyatt, A.D. (2000). Emerging Infectious Diseases of Wildlife--Threats to Biodiversity and Human Health. *Science*, 287, 443–449.
- Daszak, P., Cunningham, A.A. & Hyatt, A.D. (2001). Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. *Acta Tropica*, 78, 103–116.
- Davis, A.K., Maney, D.L. & Maerz, J.C. (2008). The use of leukocyte profiles to measure stress in vertebrates: a review for ecologists. *Functional Ecology*, 22, 760–772.
- De Bello, F.D., Carmona, C.P., Dias, A.T.C., Götzenberger, L., Moretti, M. & Berg, P.M. (2021). *Handbook of Trait-Based Ecology*.
- De León, L.F., Sharpe, D.M.T., Gotanda, K.M., Raeymaekers, J.A.M., Chaves, J.A., Hendry, A.P., *et al.* (2019). Urbanization erodes niche segregation in Darwin’s finches. *Evolutionary Applications*, 12, 1329–1343.

- De Toledo, M.C.B., Donatelli, R.J. & Batista, G.T. (2012). Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems*, 15, 111–131.
- Debinski, D.M., VanNimwegen, R.E. & Jakubauskas, M.E. (2006). Quantifying Relationships Between Bird And Butterfly Community Shifts And Environmental Change. *Ecological Applications*, 16, 380–393.
- Delgado-V., C.A. & French, K. (2012). Parasite–bird interactions in urban areas: Current evidence and emerging questions. *Landscape and Urban Planning*, 105, 5–14.
- Delgado-V., C.A. & French, K. (2015). Differential influence of urbanisation on Coccidian infection in two passerine birds. *Parasitology Research*, 114, 2231–2235.
- Deng, H. (2013). Guided Random Forest in the RRF Package.
- Des Roches, S., Brans, K.I., Lambert, M.R., Rivkin, L.R., Savage, A.M., Schell, C.J., *et al.* (2021). Socio-eco-evolutionary dynamics in cities. *Evolutionary Applications*, 14, 248–267.
- Deviche, P., Sweazea, K. & Angelier, F. (2023). Past and future: Urbanization and the avian endocrine system. *General and Comparative Endocrinology*, 332, 114159.
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A. & Couvet, D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 252–261.
- Diamond, J.M. (1986). Rapid evolution of urban birds. *Nature*, 324, 108–109.
- Dias, R.I. da S.C. (2011). Biologia reprodutiva e socialidade no pica-pau-do-campo (*Colaptes campestris campestris*). Universidade de Brasília.
- Diaz, S.D.U., Gan, J.L. & Tapang, G.A. (2023). Acoustic indices as proxies for bird species richness in an urban green space in Metro Manila. *PLOS ONE*, 18, e0289001.
- Dickens, M.J. & Romero, L.M. (2010). Stress Responsiveness Decreases With Age in Precocial, Juvenile Chukar. *wils*, 122, 762–766.
- DISTRITO FEDERAL. (2017). *Decreto 38006 de 13/02/2017*. Available at: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/159b45f65ce149568e9a4cdc9d12a821/Decreto_38006_13_02_2017.html. Acesso 8 de Janeiro de 2024.
- DISTRITO FEDERAL. (2019). *Instrução Normativa 14 de 26/09/2019*. Available at: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/cbd8563bb7594f228930fa7f735aeefa/ibram_int_14_2019.html. Acesso 8 de Janeiro de 2024.
- Dodman, D., McGranahan, G. & Dalal-Clayton, D.B. (2014). *Integrating the environment in urban planning and management: key principles and approaches for cities in the 21st century*. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Dolédec, S., Chessel, D., ter Braak, C.J.F. & Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3, 143–166.
- Dominoni, D.M., Helm, B., Lehmann, M., Dowse, H.B. & Partecke, J. (2013). Clocks for the city: circadian differences between forest and city songbirds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280, 20130593.
- Doneley, B. (2010). *Avian Medicine and Surgery in Practice: Companion and Aviary Birds*. Manson Publishing Ltd, UK.

- Donnelly, R. & Marzluff, J.M. (2004). Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology*, 18, 733–745.
- Dorado-Correa, A.M., Zollinger, S.A., Heidinger, B. & Brumm, H. (2018). Timing matters: traffic noise accelerates telomere loss rate differently across developmental stages. *Frontiers in Zoology*, 15, 29.
- Dray, S. & Legendre, P. (2008). Testing the Species Traits–Environment Relationships: The Fourth-Corner Problem Revisited. *Ecology*, 89, 3400–3412.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species: the Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, 67, 345–366.
- Durães, R. & Marini, M.Â. (2003). An evaluation of the use of tartar emetic in the study of bird diets in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Field Ornithology*, 74, 270–280.
- Eakin, C.J., Hunter, M.L. & Calhoun, A.J.K. (2018). Bird and mammal use of vernal pools along an urban development gradient. *Urban Ecosystems*, 21, 1029–1041.
- Echols, M.S. (2012). Avian Medicine and Surgery in Practice: Companion and Aviary Birds. *avms*, 26, 270–270.
- Eeva, T., Hasselquist, D., Langefors, Å., Tummeleht, L., Nikinmaa, M. & Ilmonen, P. (2005). Pollution related effects on immune function and stress in a free-living population of pied flycatcher *Ficedula hypoleuca*. *Journal of Avian Biology*, 36, 405–412.
- Eiten, G. (1972). The Cerrado Vegetation of Brazil. *Botanical Review*, 38, 201–341.
- Elmore, J.A., Riding, C.S., Horton, K.G., O’Connell, T.J., Farnsworth, A. & Loss, S.R. (2021). Predicting bird-window collisions with weather radar. *Journal of Applied Ecology*, 58, 1593–1601.
- Evans, B.S., Kilpatrick, A.M., Hurlbert, A.H. & Marra, P.P. (2017). Dispersal in the Urban Matrix: Assessing the Influence of Landscape Permeability on the Settlement Patterns of Breeding Songbirds. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 63.
- Evans, B.S., Reitsma, R., Hurlbert, A.H. & Marra, P.P. (2018). Environmental filtering of avian communities along a rural-to-urban gradient in Greater Washington, D.C., USA. *Ecosphere*, 9, e02402.
- Evans, K.L., Chamberlain, D.E., Hatchwell, B.J., Gregory, R.D. & Gaston, K.J. (2011). What makes an urban bird? *Global Change Biology*, 17, 32–44.
- Evans, K.L., Gaston, K.J., Sharp, S.P., McGowan, A. & Hatchwell, B.J. (2009a). The effect of urbanisation on avian morphology and latitudinal gradients in body size. *Oikos*, 118, 251–259.
- Evans, K.L., Gaston, K.J., Sharp, S.P., McGowan, A., Simeoni, M. & Hatchwell, B.J. (2009b). Effects of urbanisation on disease prevalence and age structure in blackbird *Turdus merula* populations. *Oikos*, 118, 774–782.
- Evans, K.L., Hatchwell, B.J., Parnell, M. & Gaston, K.J. (2010). A conceptual framework for the colonisation of urban areas: the blackbird *Turdus merula* as a case study. *Biological Reviews*, 643–667.
- Fairbrass, A.J., Rennert, P., Williams, C., Titheridge, H. & Jones, K.E. (2017). Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. *Ecological Indicators*, 83, 169–177.

- Felice, R.N., Tobias, J.A., Pigot, A.L. & Goswami, A. (2019). Dietary niche and the evolution of cranial morphology in birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286, 20182677.
- Feng, C. & Liang, W. (2020). Behavioral responses of black-headed gulls (*Chroicocephalus ridibundus*) to artificial provisioning in China. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00873.
- Fenger, J. (1999). Urban air quality. *Atmospheric Environment*, 33, 4877–4900.
- Fenoglio, M.S., Rossetti, M.R. & Videla, M. (2020). Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29, 1412–1429.
- Ferreira, M.C. (2017). Distribuição geográfica no Brasil e parâmetros reprodutivos de pardais (*Passer domesticus*) (Linnaeus, 1758) nativos e introduzidos.
- Filloy, J., Zurita, G.A. & Bellocq, M.I. (2019). Bird Diversity in Urban Ecosystems: The Role of the Biome and Land Use Along Urbanization Gradients. *Ecosystems*, 22, 213–227.
- Flamand, A., Rebout, N., Bordes, C., Guinnefollau, L., Bergès, M., Ajak, F., *et al.* (2019). Hamsters in the city: A study on the behaviour of a population of common hamsters (*Cricetus cricetus*) in urban environment. *PLoS ONE*, 14, e0225347.
- Fontana, C.S., Burger, M.I. & Magnusson, W.E. (2011). Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosystems*, 14, 341–360.
- Francisco, M.R. (2009). First Description of Nests and Eggs of the White-bellied Seedeater (*Sporophila leucoptera*). *wils*, 121, 628–630.
- Fuller, R.A., Warren, P.H. & Gaston, K.J. (2007). Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology Letters*, 3, 368–370.
- Galbraith, J.A., Stanley, M.C., Jones, D.N. & Beggs, J.R. (2017). Experimental feeding regime influences urban bird disease dynamics. *Journal of Avian Biology*, 48, 700–713.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., *et al.* (2008). The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*, 11, 139–150.
- Gasperin, G. & Aurélio Pizo, M. (2009). Frugivory and habitat use by thrushes (*Turdus* spp.) in a suburban area in south Brazil. *Urban Ecosystems*, 12, 425–436.
- Gentry, K.E. & Luther, D.A. (2019). Noise-induced vocal plasticity in urban white-crowned sparrows does not involve adjustment of trill performance components. *Scientific Reports*, 9, 1905.
- Gibb, R., Redding, D.W., Chin, K.Q., Donnelly, C.A., Blackburn, T.M., Newbold, T., *et al.* (2020). Zoonotic host diversity increases in human-dominated ecosystems. *Nature*, 584, 398–402.
- Giraudeau, M., Mousel, M., Earl, S. & McGraw, K. (2014a). Parasites in the City: Degree of Urbanization Predicts Poxvirus and Coccidian Infections in House Finches (*Haemorhous mexicanus*). *PLOS ONE*, 9, e86747.
- Giraudeau, M., Nolan, P.M., Black, C.E., Earl, S.R., Hasegawa, M. & McGraw, K.J. (2014b). Song characteristics track bill morphology along a gradient of urbanization in house finches (*Haemorhous mexicanus*). *Frontiers in Zoology*, 11, 83.
- Gonçalves, V.F., Ribeiro, P.V.A., De Souza Oliveira, C.F., Pires, L.P., Baesse, C.Q., Paniago, L.P.M., *et al.* (2020). Effects of urban proximity and the occurrence of erythroplastids in *Antilophia galeata*. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 44650–44655.

- Gower, J.C. (1971). A General Coefficient of Similarity and Some of Its Properties. *Biometrics*, 27, 857–871.
- Grabarczyk, E.E. & Gill, S.A. (2019). Anthropogenic noise affects male house wren response to but not detection of territorial intruders. *PLoS ONE*, 14, e0220576.
- Green, A.J. (2001). Mass/Length Residuals: Measures of Body Condition or Generators of Spurious Results? *Ecology*, 82, 1473–1483.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., *et al.* (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319, 756–760.
- Groffman, P.M., Cadenasso, M.L., Cavender-Bares, J., Childers, D.L., Grimm, N.B., Grove, J.M., *et al.* (2017). Moving towards a new urban systems science. *Ecosystems*, 20, 38–43.
- Groffman, P.M., Cavender-Bares, J., Bettez, N.D., Grove, J.M., Hall, S.J., Heffernan, J.B., *et al.* (2014). Ecological homogenization of urban USA. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 74–81.
- Gross, W.B. & Siegel, H.S. (1983). Evaluation of the Heterophil/Lymphocyte Ratio as a Measure of Stress in Chickens. *Avian Diseases*, 27, 972.
- Gutiérrez-Ibáñez, C., Amaral-Peçanha, C., Iwaniuk, A.N., Wylie, D.R. & Baron, J. (2023). Online repositories of photographs and videos provide insights into the evolution of skilled hindlimb movements in birds. *Communications Biology*, 6, 1–11.
- Hahs, A.K., Fournier, B., Aronson, M.F.J., Nilon, C.H., Herrera-Montes, A., Salisbury, A.B., *et al.* (2023). Urbanisation generates multiple trait syndromes for terrestrial animal taxa worldwide. *Nature Communications*, 14, 4751.
- Hajdasz, A.C., Otter, K.A., Baldwin, L.K. & Reudink, M.W. (2019). Caterpillar phenology predicts differences in timing of mountain chickadee breeding in urban and rural habitats. *Urban Ecosystems*, 22, 1113–1122.
- Halfwerk, W., Blaas, M., Kramer, L., Hijner, N., Trillo, P.A., Bernal, X.E., *et al.* (2018). Adaptive changes in sexual signalling in response to urbanization. *Nature Ecology & Evolution*, 3, 374–380.
- Halfwerk, W. & Slabbekoorn, H. (2009). A behavioural mechanism explaining noise-dependent frequency use in urban birdsong. *Animal Behaviour*, 78, 1301–1307.
- Hamer, A.J. (2022). A multi-scale, multi-species approach highlights the importance of urban greenspace and pond design for amphibian communities. *Urban Ecosystems*, 25, 393–409.
- Harrison, G.J. & Lightfoot, T.L. (2006). *Clinical Avian Medicine*.
- Hartigan, J.A. & Wong, M.A. (1979). Algorithm AS 136: A K-Means Clustering Algorithm. *Applied Statistics*, 28, 100.
- Hawkins, B., Diniz-Filho, J.A., Jaramillo, C. & Soeller, S. (2007). Climate, Niche Conservatism, and the Global Bird Diversity Gradient. *The American naturalist*, 170 Suppl 2, S16-27.
- Hayes, J.P. & Shonkwiler, J.S. (2001). Morphological indicators of body condition: useful or wishful thinking? In: *Body Composition Analysis of Animals: A Handbook of Non-Destructive Methods* (ed. Speakman, J.R.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 8–38.
- Heimerdinger, M.A. & Leberman, R.C. (1966). The Comparative Efficiency of 30 and 36 mm. Mesh in Mist Nets. *Bird-Banding*, 37, 280–285.

- Heller, E.L., Gaff, H.D., Brinkerhoff, R.J. & Walters, E.L. (2019). Urbanization and tick parasitism in birds of coastal southeastern Virginia. *The Journal of Wildlife Management*, 83, 975–984.
- Herrera-Dueñas, A., Pineda-Pampliega, J., Antonio-García, M.T. & Aguirre, J.I. (2017). The Influence of Urban Environments on Oxidative Stress Balance: A Case Study on the House Sparrow in the Iberian Peninsula. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 106.
- Hilty, S. & Christie, D. (2020). Bananaquit (*Coereba flaveola*), version 1.0. *Birds of the World*.
- Hoballah, A. & Smaoun, S. (2013). *Sustainable, Resource efficient cities - Making it Happen!* Available at: <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/1124SustainableResourceEfficientCities.pdf>. Acesso 5 de Janeiro de 2024.
- Hobson, K.A. (2023). Stable isotopes and a changing world. *Oecologia*.
- Horst, S. Van Der. (2019). Road effects on species abundance and population trend : a case study on tawny owl.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1451–1456.
- Huang, Y., Zhao, Y., Li, S. & Von Gadow, K. (2015). The Effects of habitat area, vegetation structure and insect richness on breeding bird populations in Beijing urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14, 1027–1039.
- Hutchinson, G.E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415–427.
- Ibáñez-Álamo, J.D., Morelli, F., Benedetti, Y., Rubio, E., Jokimäki, J., Pérez-Contreras, T., *et al.* (2020). Biodiversity within the city: Effects of land sharing and land sparing urban development on avian diversity. *Science of The Total Environment*, 707, 135477.
- Ibáñez-Álamo, J.D., Rubio, E., Benedetti, Y. & Morelli, F. (2017). Global loss of avian evolutionary uniqueness in urban areas. *Global Change Biology*, 23, 2990–2998.
- IBGE. (2023). *Censo 2023 | IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Censo Demográfico*. Available at: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/22827-censo-demografico-2022.html?=&t=resultados>. Acesso 6 de Junho de 2023.
- IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- IPCC. (2022). *IPCC — Intergovernmental Panel on Climate Change*. Available at: <https://www.ipcc.ch/>. Acesso 16 de Junho de 2023.
- Ives, A., Dinnage, R., Nell, L.A., Helmus, M. & Li, D. (2020). *phyr: Model Based Phylogenetic Analysis*. R package version 1.1.0 <<https://CRAN.R-project.org/package=phyr>>.
- Ives, A. & Li, D. (2023). *rr2: R2s for Regression Models*.
- Ives, A.R. (2019). R2s for Correlated Data: Phylogenetic Models, LMMs, and GLMMs. *Systematic Biology*, 68, 234–251.
- Izuddin, M., Srivathsan, A., Lee, A.L., Yam, T.W. & Webb, E.L. (2019). Availability of orchid mycorrhizal fungi on roadside trees in a tropical urban landscape. *Scientific Reports*, 9, 19528.
- Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C. & Bearhop, S. (2011). Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R: Bayesian isotopic niche metrics. *Journal of Animal Ecology*, 80, 595–602.

- Jägerbrand, A.K. & Spoelstra, K. (2023). Effects of anthropogenic light on species and ecosystems. *Science*, 380, 1125–1130.
- Jahn, A.E., Bejarano, V., Guzmán, M.B., Brown, L.M., Carvalho Provinciato, I.C., Cereghetti, J., *et al.* (2017). Molting while breeding? Lessons from New World Tyrannus Flycatchers. *Journal of Ornithology*, 158, 1061–1072.
- Jakob, E.M., Marshall, S.D. & Uetz, G.W. (1996). Estimating Fitness: A Comparison of Body Condition Indices. *Oikos*, 77, 61–67.
- Ješovnik, A. & Bujan, J. (2021). Wooded areas promote species richness in urban parks. *Urban Ecosystems*, 24, 1305–1315.
- Jetz, W., Thomas, G.H., Joy, J.B., Hartmann, K. & Mooers, A.O. (2012). The global diversity of birds in space and time. *Nature*, 491, 444–448.
- Jezuíno, P., Alquezar, R.D. & Machado, R.B. (2021). Parrots and the city: modeling potential corridors in an urban environment. *Urban Ecosystems*, 24, 1141–1154.
- Jiménez-Peñuela, J., Ferraguti, M., Martínez-de La Puente, J., Soriguer, R. & Figuerola, J. (2019). Urbanization and blood parasite infections affect the body condition of wild birds. *Science of The Total Environment*, 651, 3015–3022.
- Johnson, H.E., Breck, S.W., Baruch-Mordo, S., Lewis, D.L., Lackey, C.W., Wilson, K.R., *et al.* (2015). Shifting perceptions of risk and reward: Dynamic selection for human development by black bears in the western United States. *Biological Conservation*, 187, 164–172.
- Johnson, J.C., Urcuyo, J., Moen, C. & Stevens, D.R. (2019). Urban heat island conditions experienced by the Western black widow spider (*Latrodectus hesperus*): Extreme heat slows development but results in behavioral accommodations. *PLoS ONE*, 14, e0220153.
- Johnson, M.T.J. & Munshi-South, J. (2017). Evolution of life in urban environments. *Science*, 358, eaam8327.
- Joimel, S., Schwartz, C., Maurel, N., Magnus, B., Machon, N., Bel, J., *et al.* (2019). Contrasting homogenization patterns of plant and collembolan communities in urban vegetable gardens. *Urban Ecosystems*, 22, 553–566.
- Jokimaki, J., Clergeau, P. & Kaisanlahti-Jokimaki, M.-L. (2002). Winter bird communities in urban habitats: a comparative study between central and northern Europe. *Journal of Biogeography*, 29, 69–79.
- Jolliffe, I.T. & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: a review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 374, 20150202.
- Jones, B.A., Grace, D., Kock, R., Alonso, S., Rushton, J., Said, M.Y., *et al.* (2013). Zoonosis emergence linked to agricultural intensification and environmental change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 8399–8404.
- Kale, M., Ferrante, M., Dudhe, N., Kasambe, R., Trukhanova, I.S., Ivanova, T., *et al.* (2018). Nestedness of bird assemblages along an urbanisation gradient in Central India. *Journal of Urban Ecology*, 4.
- Karr, J. (1979). On the use of mist nets in the study of bird communities. *Inland Bird Banding*, 51, 1–10.

- Kasten, E.P., Gage, S.H., Fox, J. & Joo, W. (2012). The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*, 12, 50–67.
- Kelly, J.F. (2000). Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Canadian Journal of Zoology*, 78, 1–27.
- Kendal, D., Egerer, M., Byrne, J.A., Jones, P.J., Marsh, P., Threlfall, C.G., *et al.* (2020). City-size bias in knowledge on the effects of urban nature on people and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 15, 124035.
- Kernbach, M.E., Newhouse, D.J., Miller, J.M., Hall, R.J., Gibbons, J., Oberstaller, J., *et al.* (2019). Light pollution increases West Nile virus competence of a ubiquitous passerine reservoir species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286, 20191051.
- Kerstes, N.A.G., Breeschoten, T., Kalkman, V.J. & Schilthuisen, M. (2019). Snail shell colour evolution in urban heat islands detected via citizen science. *Communications Biology*, 2, 264.
- Keyes, B.E. & Grue, C.E. (1982). Capturing birds with mist nets: A review, 7.
- Kingsolver, J.G. & Huey, R.B. (2008). Size, temperature, and fitness: three rules.
- Klem, D. (2021). Bird: Window Collisions.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19, 707–713.
- Knapp, S., Aronson, M.F.J., Carpenter, E., Herrera-Montes, A., Jung, K., Kotze, D.J., *et al.* (2021). A research agenda for urban biodiversity in the global extinction crisis. *BioScience*, 71, 268–279.
- Koops, H.V., van Balen, J. & Wiering, F. (2015). Automatic segmentation and deep learning of bird sounds. In: *Experimental IR Meets Multilinguality, Multimodality, and Interaction*, Lecture Notes in Computer Science (eds. Mothe, J., Savoy, J., Kamps, J., Pinel-Sauvagnat, K., Jones, G., San Juan, E., *et al.*). Springer International Publishing, Cham, pp. 261–267.
- Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159, 1974–1983.
- Krause, B. & Farina, A. (2016). Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. *Biological Conservation*, 195, 245–254.
- Krauze-Gryz, D., Gryz, J. & Goszczyński, J. (2012). Predation by domestic cats in rural areas of central Poland: an assessment based on two methods. *Journal of Zoology*, 288, 260–266.
- Krauze-Gryz, D., Gryz, J. & Żmihorski, M. (2019). Cats kill millions of vertebrates in Polish farmland annually. *Global Ecology and Conservation*, 17, e00516.
- Krauze-Gryz, D., Żmihorski, M. & Gryz, J. (2017). Annual variation in prey composition of domestic cats in rural and urban environment. *Urban Ecosystems*, 20, 945–952.
- Krementz, D.G. & Christie, J.S. (2000). Clearcut stand size and scrub-successional bird assemblages. *The Auk*, 117, 913–924.
- Kuussaari, M., Toivonen, M., Heliölä, J., Pöyry, J., Mellado, J., Ekroos, J., *et al.* (2021). Butterfly species' responses to urbanization: differing effects of human population density and built-up area. *Urban Ecosystems*, 24, 515–527.

- La Sorte, F.A., Lepczyk, C.A., Aronson, M.F.J., Goddard, M.A., Hedblom, M., Katti, M., *et al.* (2018). The phylogenetic and functional diversity of regional breeding bird assemblages is reduced and constricted through urbanization. *Diversity and Distributions*, 24, 928–938.
- Lal, A., Lill, A.W.T., McIntyre, M., Hales, S., Baker, M.G. & French, N.P. (2015). Environmental change and enteric zoonoses in New Zealand: a systematic review of the evidence. *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 39, 63–68.
- Laliberté, E., Legendre, P. & Shipley, B. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.3.
- Lambert, M.R., Brans, K.I., Des Roches, S., Donihue, C.M. & Diamond, S.E. (2021). Adaptive Evolution in Cities: Progress and Misconceptions. *Trends in Ecology & Evolution*, 36, 239–257.
- Lamichhaney, S., Berglund, J., Almén, M.S., Maqbool, K., Grabherr, M., Martinez-Barrio, A., *et al.* (2015). Evolution of Darwin's finches and their beaks revealed by genome sequencing. *Nature*, 518, 371–375.
- Larson, R.N., Brown, J.L., Karels, T. & Riley, S.P.D. (2020). Effects of urbanization on resource use and individual specialization in coyotes (*Canis latrans*) in southern California. *PLoS ONE*, 15, e0228881.
- Latifi, M., Fakheran, S., Moshtaghi, M., Ranaie, M. & Tussi, P.M. (2023). Soundscape analysis using eco-acoustic indices for the birds biodiversity assessment in urban parks (case study: Isfahan City, Iran). *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 629.
- Latta, S.C. (2003). Effects of Scaley-Leg Mite Infestations on Body Condition and Site Fidelity of Migratory Warblers in the Dominican Republic. *The Auk*, 120, 730–743.
- Lawson, B., Petrovan, S.O. & Cunningham, A.A. (2015). Citizen Science and Wildlife Disease Surveillance. *Ecohealth*, 12, 693–702.
- Lawson, B., Robinson, R.A., Fernandez, J.R.-R., John, S.K., Benitez, L., Tolf, C., *et al.* (2018). Spatio-temporal dynamics and aetiology of proliferative leg skin lesions in wild British finches. *Scientific Reports*, 8, 14670.
- Layman, C.A., Arrington, D.A., Montaña, C.G. & Post, D.M. (2007). Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88, 42–48.
- Lee, C. & Park, C.R. (2019). An increase in song pitch of eastern great tits (*Parus minor*) in response to urban noise at Seoul, Korea. *Urban Ecosystems*, 22, 227–233.
- Legendre, P., Galzin, R. & Harmelin-Vivien, M.L. (1997). Relating Behavior to Habitat: Solutions to Thefourth-Corner Problem. *Ecology*, 78, 547–562.
- Legendre, P. & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Developments in environmental modelling. Third English edition. Elsevier, Amsterdam.
- Lenis, P.R. & Guillermo-Ferreira, R. (2020). Effect of noise on behavioural response to simulated territorial intrusion in the Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*) (Aves: Tyrannidae). *Urban Ecosystems*, 23, 93–96.
- Lepczyk, C.A., Aronson, M.F.J., Evans, K.L., Goddard, M.A., Lerman, S.B. & MacIvor, J.S. (2017). Biodiversity in the City: Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience*, 67, 799–807.
- Leveau, L.M. (2018). Urbanization, environmental stabilization and temporal persistence of bird species: a view from Latin America. *PeerJ*, 6, e6056.

- Leveau, L.M. (2019). Urbanization induces bird color homogenization. *Landscape and Urban Planning*, 192, 103645.
- Leveau, L.M. (2020). Artificial Light at Night (ALAN) Is the Main Driver of Nocturnal Feral Pigeon (*Columba livia f. domestica*) Foraging in Urban Areas. *Animals*, 10, 554.
- Leveau, L.M. (2022). Temporal persistence of taxonomic and functional composition in bird communities of urban areas: an evaluation after a 6-year gap in data collection. *Urban Ecosystems*, 25, 9–20.
- Leveau, L.M., Isla, F.I. & Bellocq, M.I. (2015). Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. *Urban Ecosystems*, 18, 1461–1476.
- Leveau, L.M. & Leveau, C.M. (2020). Street design in suburban areas and its impact on bird communities: Considering different diversity facets over the year. *Urban Forestry & Urban Greening*, 48, 126578.
- Lewis, S.L. & Maslin, M.A. (2015). Defining the Anthropocene. *Nature*, 519, 171–180.
- Li, D., Dinnage, R., Nell, L.A., Helmus, M.R. & Ives, A.R. (2020). phyr: An r package for phylogenetic species-distribution modelling in ecological communities. *Methods in Ecology and Evolution*, 11, 1455–1463.
- Li, G., Fang, C., Li, Y., Wang, Z., Sun, S., He, S., *et al.* (2022). Global impacts of future urban expansion on terrestrial vertebrate diversity. *Nature Communications*, 13, 1628.
- Liaw, A. & Wiener, M. (2002). Classification and Regression by randomForest, 2.
- Ligges, U., Krey, S., Mersmann, O. & Schnackenberg, S. (2023). tuneR: Analysis of Music and Speech. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=tuneR>.
- Liker, A., Papp, Z., Bókony, V. & Lendvai, Á.Z. (2008). Lean birds in the city: body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology*, 77, 789–795.
- Lim, H.C. & Sodhi, N.S. (2004). Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning*, 66, 199–215.
- Lockwood, R., Swaddle, J.P. & Rayner, J.M.V. (1998). Avian Wingtip Shape Reconsidered: Wingtip Shape Indices and Morphological Adaptations to Migration. *Journal of Avian Biology*, 29, 273.
- Loos, J., Horcea-Milcu, A.I., Kirkland, P., Hartel, T., Osváth-Ferencz, M. & Fischer, J. (2015). Challenges for biodiversity monitoring using citizen science in transitioning social–ecological systems. *Journal for Nature Conservation*, 26, 45–48.
- Lopes, L.E. & Gonzaga, L.P. (2014). Morphological variation in the Cinnamon Tanager *Schistochlamys ruficapillus* Aves: Thraupidae). *Zootaxa*, 3873, 477.
- Loss, S.R., Will, T., Loss, S.S. & Marra, P.P. (2014). Bird–building collisions in the United States: Estimates of annual mortality and species vulnerability. *The Condor*, 116, 8–23.
- Lövei, G.L., Horváth, R., Elek, Z. & Magura, T. (2019). Diversity and assemblage filtering in ground-dwelling spiders (Araneae) along an urbanisation gradient in Denmark. *Urban Ecosystems*, 22, 345–353.
- Lovette, I.J. & Fitzpatrick, J.W. (2016). *Handbook of Bird Biology*. Third edition. Wiley.
- Lowe, E.C., Wilder, S.M. & Hochuli, D.F. (2014). Urbanisation at Multiple Scales Is Associated with Larger Size and Higher Fecundity of an Orb-Weaving Spider. *PLoS ONE*, 9, e105480.

- Lowther, P.E. & Post, W. (2020). *Shiny Cowbird (Molothrus bonariensis)*, version 1.0. In *Birds of the World* (S. M. Billerman, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. Available at: <https://birdsoftheworld.org/bow/species/shicow/cur/breeding>. Acesso 22 de Dezembro de 2023.
- Luna, Á., Palma, A., Sanz-Aguilar, A., Tella, J.L. & Carrete, M. (2020). Sex, personality and conspecific density influence natal dispersal with lifetime fitness consequences in urban and rural burrowing owls. *PLoS ONE*, 15, e0226089.
- Luna, Á., Romero-Vidal, P. & Arrondo, E. (2021). Predation and Scavenging in the City: A Review of Spatio-Temporal Trends in Research. *Diversity*, 13, 46.
- Luz, H.R., Faccini, J.L.H., Landulfo, G.A., Berto, B.P. & Ferreira, I. (2012). Bird ticks in an area of the Cerrado of Minas Gerais State, southeast Brazil. *Experimental and Applied Acarology*, 58, 89–99.
- MacArthur, R.H. & Pianka, E.R. (1966). On Optimal Use of a Patchy Environment. *The American Naturalist*, 100, 603–609.
- Macedo, R.H.F., Cariello, M.O., Graves, J. & Schwabl, H. (2004). Reproductive Partitioning in Communally Breeding Guira Cuckoos, *Guira guira*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 55, 213–222.
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L. & Schondube, J.E. (2010). Migrating to the City: Responses of Neotropical Migrant Bird Communities to Urbanization. *The Condor*, 112, 711–717.
- Machado, R.B., Aguiar, L. & Jones, G. (2017). Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? *Landscape and Urban Planning*, 162, 36–43.
- Machado-Filho, R.A.N., Balsamão, G.M. & Marini, M.Â. (2010). Seasonal Differences in Immune Profiles and Body Conditions of Migratory and Permanent Resident Neotropical Flycatchers. *Condor*, 112, 579–590.
- MacPhail, V.J. & Colla, S.R. (2020). Power of the people: A review of citizen science programs for conservation. *Biological Conservation*, 249, 108739.
- Magurran, A.E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Maisonneuve, N., Stevens, M., Niessen, M.E. & Steels, L. (2009). NoiseTube: Measuring and mapping noise pollution with mobile phones. In: *Information Technologies in Environmental Engineering*, Environmental Science and Engineering (eds. Athanasiadis, I.N., Rizzoli, A.E., Mitkas, P.A. & Gómez, J.M.). Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 215–228.
- Majdi, N., Hette-Tronquart, N., Auclair, E., Bec, A., Chouvelon, T., Cognie, B., *et al.* (2018). There's no harm in having too much: A comprehensive toolbox of methods in trophic ecology. *Food Webs*, 17, e00100.
- Makeri, H.K., Ayo, J.O., Aluwong, T. & Minka, N.S. (2017). Daily Rhythms of Blood Parameters in Broiler Chickens Reared under Tropical Climate Conditions. *Journal of Circadian Rhythms*, 15, 1–8.
- Mallet-Rodrigues, F. (2010). Técnicas para amostragem da dieta e procedimentos para estudos do forrageamento de aves. In: *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*. S. Von Matter, F.C. Straube, I. Accordi, V. Piacentini & J.F. Cândido-Jr, pp. 459–469.
- Manzanares Mena, L. & Macías Garcia, C. (2018). Songbird community structure changes with noise in an urban reserve. *Journal of Urban Ecology*, 4.

- Mao, Q., Liao, C., Wu, Z., Guan, W., Yang, W., Tang, Y., *et al.* (2019). Effects of Land Cover Pattern Along Urban-Rural Gradient on Bird Diversity in Wetlands. *Diversity*, 11, 86.
- Marchini, S. & Crawshaw, P.G. (2015). Human–Wildlife Conflicts in Brazil: A Fast-Growing Issue. *Human Dimensions of Wildlife*, 20, 323–328.
- Marín-Gómez, O.H., Dáttilo, W., Sosa-López, J.R., Santiago-Alarcon, D. & MacGregor-Fors, I. (2020). Where has the city choir gone? Loss of the temporal structure of bird dawn choruses in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 194, 103665.
- Marini, M.Â., Borges, F.J.A., Lopes, L.E., França, L.C., Paiva, L.V., Manica, L.T., *et al.* (2010). Breeding biology of Columbidae in central Brazil. *Ornitología Neotropical*, 21, 581–590.
- Marini, M.Â., Borges, F.J.A., Lopes, L.E., Sousa, N.O.M., Gressler, D.T., Santos, L.R., *et al.* (2012). Breeding biology of birds in the Cerrado of central Brazil. *Ornitología Neotropical*, 23, 385–405.
- Marini, M.Â., Lobo, Y., Lopes, L.E., França, L.F. & Paiva, L.V.D. (2009). Biologia reprodutiva de *Tyrannus savana* (Aves, Tyrannidae) em cerrado do Brasil Central. *Biota Neotropica*, 9, 55–63.
- Marini, M.Â., Motta-Junior, J.C., Vasconcellos, L.A.S. & Cavalcanti, R.B. (1997). Avian body masses from the Cerrado region of central Brazil. *Ornitología Neotropical*, 8.
- Martins-Oliveira, L., Leal-Marques, R., Nunes, C.H., Franchin, A.G. & Júnior, O.M. (2012). Forrageamento de *Pitangus sulphuratus* e de *Tyrannus melancholicus* (Aves: Tyrannidae) em habitats urbanos. *Bioscience Journal*, 28.
- Marzluff, J.M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. In: *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World* (eds. Marzluff, J.M., Bowman, R. & Donnelly, R.). Springer US, Boston, MA, pp. 19–47.
- Marzluff, J.M. (2017). A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis*, 159, 1–13.
- Marzluff, J.M., Bowman, R. & Donnelly, R. (Eds.). (2001). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Marzluff, J.M., Clucas, B., Oleyar, M.D. & DeLap, J. (2015). The causal response of avian communities to suburban development: a quasi-experimental, longitudinal study. *Urban Ecosystems*, 19, 1597–1621.
- Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., *et al.* (Eds.). (2008). *Urban Ecology*. Springer US, Boston, MA.
- Mata, L., Threlfall, C.G., Williams, N.S.G., Hahs, A.K., Malipatil, M., Stork, N.E., *et al.* (2017). Conserving herbivorous and predatory insects in urban green spaces. *Scientific Reports*, 7, 40970.
- Matthies, S.A., Rüter, S., Schaarschmidt, F. & Prasse, R. (2017). Determinants of species richness within and across taxonomic groups in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 20, 897–909.
- Mayorga, I., Bichier, P. & Philpott, S.M. (2020). Local and landscape drivers of bird abundance, species richness, and trait composition in urban agroecosystems. *Urban Ecosystems*, 23, 495–505.
- McBurney, K.G., Cline, E.T., Bakker, J.D. & Ettl, G.J. (2017). Ectomycorrhizal community composition and structure of a mature red alder (*Alnus rubra*) stand. *Fungal Ecology*, 27, 47–58.

- McDonald, R.I. (2008). Global urbanization: can ecologists identify a sustainable way forward? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 99–104.
- McDonald, R.I., Kareiva, P. & Forman, R.T.T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141, 1695–1703.
- McDonald, R.I., Mansur, A.V., Ascensão, F., Colbert, M., Crossman, K., Elmqvist, T., *et al.* (2020). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nature Sustainability*, 3, 16–24.
- McDonnell, M.J. & Hahs, A.K. (2008). The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23, 1143–1155.
- McKinney, M.L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, 52, 883.
- McKinney, M.L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247–260.
- McKinney, M.L. (2008a). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11, 161–176.
- McKinney, M.L. (2008b). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11, 161–176.
- McKinney, M.L. (2010). Urban futures. In: *Urban Ecology* (ed. Gaston, K.J.). Cambridge University Press, pp. 287–308.
- McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 450–453.
- Meillère, A., Brischoux, F., Parenteau, C. & Angelier, F. (2015). Influence of Urbanization on Body Size, Condition, and Physiology in an Urban Exploiter: A Multi-Component Approach. *PLoS ONE*, 10, e0135685.
- Mendoza, Á.M. & Arce-Plata, M.I. (2013). Aproximación Al Impacto De La Perturbación Urbana En Las Vocalizaciones De Pitangus Sulphuratus (Tyrannidae) En Santiago De Cali, Valle Del Cauca (Colombia). *RC*, 16, 19–29.
- Menger, J., Magnusson, W.E., Anderson, M.J., Schlegel, M., Pe, G. & Henle, K. (2017). Environmental characteristics drive variation in Amazonian understorey bird assemblages, 1–20.
- Merckx, T., Souffreau, C., Kaiser, A., Baardsen, L.F., Backeljau, T., Bonte, D., *et al.* (2018). Body-size shifts in aquatic and terrestrial urban communities. *Nature*, 558, 113–116.
- Mielke, A. & Zuberbühler, K. (2013). A method for automated individual, species and call type recognition in free-ranging animals. *Animal Behaviour*, 86, 475–482.
- Miller, C.R., Latimer, C.E. & Zuckerberg, B. (2018). Bill size variation in northern cardinals associated with anthropogenic drivers across North America. *Ecology and Evolution*, 8, 4841–4851.
- Minka, N.S. & Ayo, J.O. (2017). Daily rhythms of colonic temperature and circulating blood enzymes, urea and calcium in Japanese quail (*Coturnix coturnix japonica*) under natural cold-dry (harmattan) and hot-dry conditions. *Biological Rhythm Research*, 48, 23–34.

- Mitchell, B.A., Callaghan, C.T. & Rowley, J.J.L. (2020). Continental-scale citizen science data reveal no changes in acoustic responses of a widespread tree frog to an urbanisation gradient. *Journal of Urban Ecology*, 6, juaa002.
- Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M. & Gascon, C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas* (eds. Zachos, F.E. & Habel, J.C.). Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 3–22.
- Miyasaki, D.M., Carrano, E. & Fischer, M.L. (2017). Utilização de alimento industrializado por duas espécies de passeriformes (*Furnarius rufus* e *Turdus rufiventris*) em ambiente urbano. *Scientia Plena*, 13.
- Mizuno, K., Kozan, O. & Gunawan, H. (Eds.). (2023). *Vulnerability and Transformation of Indonesian Peatlands*. Global Environmental Studies. Springer Nature Singapore, Singapore.
- Moll, R.J., Cepek, J.D., Lorch, P.D., Dennis, P.M., Tans, E., Robison, T., *et al.* (2019). What does urbanization actually mean? A framework for urban metrics in wildlife research. *Journal of Applied Ecology*, 56, 1289–1300.
- Møller, A.P. (2009). Successful city dwellers: a comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. *Oecologia*, 159, 849–858.
- Møller, A.P. & Díaz, M. (2018). Avian preference for close proximity to human habitation and its ecological consequences. *Current Zoology*, 64, 623–630.
- Moreno, C.E., Calderón-Patrón, J.M., Arroyo-Rodríguez, V., Barragán, F., Escobar, F., Gómez-Ortiz, Y., *et al.* (2017). Measuring biodiversity in the Anthropocene: a simple guide to helpful methods. *Biodiversity and Conservation*, 26, 2993–2998.
- Moreno-Contreras, I., Gómez De Silva, H., Andrade-González, V., Vital-García, C. & Ortiz-Ramírez, M.F. (2019). Disentangling an avian assemblages' evolutionary and functional history in a Chihuahuan desert city. *Urban Ecosystems*, 22, 893–906.
- Mori, E., Onorati, G. & Giuntini, S. (2020). Loud callings limit human tolerance towards invasive parakeets in urban areas. *Urban Ecosystems*, 23, 755–760.
- Morillas, J.M.B., Gozalo, G.R., González, D.M., Moraga, P.A. & Vélchez-Gómez, R. (2018). Noise pollution and urban planning. *Current Pollution Reports*, 4, 208–219.
- Munro, J., Williamson, I. & Fuller, S. (2018). Traffic noise impacts on urban forest soundscapes in south-eastern Australia. *Austral Ecology*, 43, 180–190.
- Munster, V.J., Baas, C., Lexmond, P., Waldenström, J., Wallensten, A., Fransson, T., *et al.* (2007). Spatial, Temporal, and Species Variation in Prevalence of Influenza A Viruses in Wild Migratory Birds. *PLOS Pathogens*, 3, e61.
- Murray, M., Cembrowski, A., Latham, A.D.M., Lukasik, V.M., Pruss, S. & St Clair, C.C. (2015). Greater consumption of protein-poor anthropogenic food by urban relative to rural coyotes increases diet breadth and potential for human-wildlife conflict. *Ecography*, 38, 1235–1242.
- Murray, M.H., Hill, J., Whyte, P. & St. Clair, C.C. (2016). Urban Compost Attracts Coyotes, Contains Toxins, and may Promote Disease in Urban-Adapted Wildlife. *EcoHealth*, 13, 285–292.
- Murray, M.H., Kidd, A.D., Curry, S.E., Hepinstall-Cymerman, J., Yabsley, M.J., Adams, H.C., *et al.* (2018). From wetland specialist to hand-fed generalist: shifts in diet and condition with provisioning for a recently urbanized wading bird. *Philosophical Transactions B*.

- Murray, M.H., Lankau, E.W., Kidd, A.D., Welch, C.N., Ellison, T., Adams, H.C., *et al.* (2020). Gut microbiome shifts with urbanization and potentially facilitates a zoonotic pathogen in a wading bird. *PLoS ONE*, 15, e0220926.
- Murray, M.H., Sánchez, C.A., Becker, D.J., Byers, K.A., Worsley-Tonks, K.E. & Craft, M.E. (2019). City sicker? A meta-analysis of wildlife health and urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17, 575–583.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- Nardoto, G.B., Da Silva, R.J., Schor, T., Garavello, M.E.P.E., Silva, M.R.F., Rodrigues, L.P.F., *et al.* (2020a). Mapping carbon and nitrogen isotopic composition of fingernails to demonstrate a rural–urban nutrition transition in the CENTER-WEST, Northeast, and Amazon regions of Brazil. *American Journal of Physical Anthropology*, 172, 650–663.
- Nardoto, G.B., Sena-Souza, J.P., Kisaka, T.B., Costa, F.J.V., Duarte-Neto, P.J., Ehleringer, J., *et al.* (2020b). Increased in carbon isotope ratios of Brazilian fingernails are correlated with increased in socioeconomic status. *npj Science of Food*, 4, 9.
- Navarro, A.B., Magioli, M., Bogoni, J.A., Moreira, M.Z., Silveira, L.F., Alexandrino, E.R., *et al.* (2021a). Human-modified landscapes narrow the isotopic niche of neotropical birds. *Oecologia*, 196, 171–184.
- Navarro, A.B., Magioli, M., Bogoni, J.A., Silveira, L.F., Moreira, M.Z., Alexandrino, E.R., *et al.* (2021b). Isotopic niches of tropical birds reduced by anthropogenic impacts: a 100-year perspective. *Oikos*, 130, 1892–1904.
- Neate-Clegg, M.H.C., Tonelli, B.A., Youngflesh, C., Wu, J.X., Montgomery, G.A., Şekercioğlu, Ç.H., *et al.* (2023). Traits shaping urban tolerance in birds differ around the world. *Current Biology*, 33, 1677-1688.e6.
- Nelson, B.S., Beckers, G.J.L. & Suthers, R.A. (2005). Vocal tract filtering and sound radiation in a songbird. *Journal of Experimental Biology*, 208, 297–308.
- Nemeth, E. & Brumm, H. (2010). Birds and Anthropogenic Noise: Are Urban Songs Adaptive? *The American Naturalist*, 176, 465–475.
- Newsome, S.D., Martinez del Rio, C., Bearhop, S. & Phillips, D.L. (2007). A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 429–436.
- Newsome, T.M., Dellinger, J.A., Pavey, C.R., Ripple, W.J., Shores, C.R., Wirsing, A.J., *et al.* (2015). The ecological effects of providing resource subsidies to predators: Resource subsidies and predators. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 1–11.
- Ng, M.-L., Butler, N. & Woods, N. (2018). Soundscapes as a surrogate measure of vegetation condition for biodiversity values: A pilot study. *Ecological Indicators*, 93, 1070–1080.
- Nicholson, M. & Cove, M.V. (2022). Stable isotopes point to anthropogenic subsidies in northern raccoons at the urban-wild interface. *Food Webs*, 31, e00233.
- Nordt, A. & Klenke, R. (2013). Sleepless in Town – Drivers of the Temporal Shift in Dawn Song in Urban European Blackbirds. *PLoS ONE*, 8, e71476.
- Nowicki, S. (1987). Vocal tract resonances in oscine bird sound production: evidence from birdsongs in a helium atmosphere. *Nature*, 325, 53–55.
- Obrist, M.K., Pavan, G., Sueur, J., Riede, K., Llusia, D. & Márquez, R. (2010). Bioacoustics approaches in biodiversity inventories. *Abc Taxa*, 8, 68–99.

- Oksanen, J. (2010). *vegan: an R package for community ecologists*.
- Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., *et al.* (2022). *vegan: Community Ecology Package*.
- Olden, J.D. (2016). Biotic Homogenization. In: *eLS* (ed. John Wiley & Sons, Ltd). Copyright © 2016 John Wiley & Sons, Ltd., pp. 1–8.
- Oliveira, M.M.A. de. (1989). *Eco-etologia do sabia-do-campo Mimus saturninus (Lichtenstein, 1823) (Passeri formes, Mimidae) no Estado de São Paulo*. [s.n.].
- Ordóñez-Delgado, L., Iñiguez-Armijos, C., Díaz, M., Escudero, A., Gosselin, E., Waits, L.P., *et al.* (2022). The Good, the Bad, and the Ugly of Urbanization: Response of a Bird Community in the Neotropical Andes. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10.
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M.S. & Martínez-Abraín, A. (2013). Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters*, 16, 1501–1514.
- Ouyang, J.Q., Isaksson, C., Schmidt, C., Hutton, P., Bonier, F. & Dominoni, D. (2018). A New Framework for Urban Ecology: An Integration of Proximate and Ultimate Responses to Anthropogenic Change. *Integrative and Comparative Biology*.
- Ouyang, J.Q., Jong, M., Grunsvén, R.H.A., Matson, K.D., Haussmann, M.F., Meerlo, P., *et al.* (2017). Restless roosts: Light pollution affects behavior, sleep, and physiology in a free-living songbird. *Global Change Biology*, 23, 4987–4994.
- Pacheco, J.F., Silveira, L.F., Aleixo, A., Agne, C.E., Bencke, G.A., Bravo, G.A., *et al.* (2021). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee—second edition. *Ornithology Research*, 29, 94–105.
- Pagani-Núñez, E., Liang, D., He, C., Zhou, X., Luo, X., Liu, Y., *et al.* (2019). Niches in the Anthropocene: passerine assemblages show niche expansion from natural to urban habitats. *Ecography*, 42, 1360–1369.
- Pal, M., Pop, P., Mahapatra, A., Bhagat, R. & Hore, U. (2019). Diversity and structure of bird assemblages along urban-rural gradient in Kolkata, India. *Urban Forestry & Urban Greening*, 38, 84–96.
- Palacio, F.X. (2020). Urban exploiters have broader dietary niches than urban avoiders. *Ibis*, 162, 42–49.
- Pardieck, K. & Waide, R.B. (1992). Mesh Size as a Factor in Avian Community Studies Using Mist Nets (Orificios de Tamaño Diferente, Como Factor en Estudios de Comunidades de Aves en Donde se Utilizan Redes). *Journal of Field Ornithology*, 63, 250–255.
- Pascoe, B.A., Pavey, C.R., Morton, S.R. & Schlesinger, C.A. (2021). Dynamics of bird assemblages in response to temporally and spatially variable resources in arid Australia. *Ecology and Evolution*, 11, 3977–3990.
- Patz, J.A., Daszak, P., Tabor, G.M., Aguirre, A.A., Pearl, M., Epstein, J., *et al.* (2004). Unhealthy Landscapes: Policy Recommendations on Land Use Change and Infectious Disease Emergence. *Environ Health Perspect*, 112, 1092–1098.
- Pautasso, M., Böhning-Gaese, K., Clergeau, P., Cueto, V.R., Dinetti, M., Fernández-Juricic, E., *et al.* (2011). Global macroecology of bird assemblages in urbanized and semi-natural ecosystems: Global avian biodiversity and urbanization. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 426–436.
- Pearson, T. & Clarke, J.A. (2019). Urban noise and grey-headed flying-fox vocalisations: evidence of the silentium effect. *Urban Ecosystems*, 22, 271–280.

- Peig, J. & Green, A.J. (2009). New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos*, 118, 1883–1891.
- Pena, J.C., Ovaskainen, O., MacGregor-Fors, I., Teixeira, C.P. & Ribeiro, M.C. (2023). The relationships between urbanization and bird functional traits across the streetscape. *Landscape and Urban Planning*, 232, 104685.
- Pena, J.C.D.C., Martello, F., Ribeiro, M.C., Armitage, R.A., Young, R.J. & Rodrigues, M. (2017). Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PLoS ONE*, 12, e0174484.
- Pendl, M., Hussain, R.I., Moser, D., Frank, T. & Drapela, T. (2022). Influences of landscape structure on butterfly diversity in urban private gardens using a citizen science approach. *Urban Ecosystems*, 25, 477–486.
- Penick, C.A., Savage, A.M. & Dunn, R.R. (2015). Stable isotopes reveal links between human food inputs and urban ant diets. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282, 20142608.
- Pereira, H.M. & David Cooper, H. (2006). Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 123–129.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., *et al.* (2011). Concepts of Niches. In: *Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)* (eds. Peterson, A.T., Soberón, J., Pearson, R.G., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., *et al.*). Princeton University Press, p. 0.
- Petrelli, A.R., Levenhagen, M.J., Wardle, R., Barber, J.R. & Francis, C.D. (2017). First to Flush: The Effects of Ambient Noise on Songbird Flight Initiation Distances and Implications for Human Experiences with Nature. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 67.
- Pfeiffer, D.U., Minh, P.Q., Martin, V., Epprecht, M. & Otte, M.J. (2007). An analysis of the spatial and temporal patterns of highly pathogenic avian influenza occurrence in Vietnam using national surveillance data. *The Veterinary Journal*, 174, 302–309.
- Phillips, J.N. & Katti, M. (2020). Anthropogenic noise affects winter song structure of a long-distance migrant, Gambel's white-crowned sparrow. *Journal of Urban Ecology*, 6, juaa003.
- Pieretti, N., Duarte, M.H.L., Sousa-Lima, R.S., Rodrigues, M., Young, R.J. & Farina, A. (2015). Determining temporal sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical ecosystems. *Tropical Conservation Science*, 8, 215–234.
- Pieretti, N., Farina, A. & Morri, D. (2011). A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological Indicators*, 11, 868–873.
- Pigot, A.L., Sheard, C., Miller, E.T., Bregman, T.P., Freeman, B.G., Roll, U., *et al.* (2020). Macroevolutionary convergence connects morphological form to ecological function in birds. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 230–239.
- Pijanowski, B.C., Farina, A., Gage, S.H., Dumyahn, S.L. & Krause, B.L. (2011). What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology*, 26, 1213–1232.
- Pineschi, R. (1990). Aves como dispersores de sete espécies de Rapanea (Myrsinaceae) no maciço do Itatiaia, estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais. *Ararajuba*.

- Pinho, P., Correia, O., Lecoq, M., Munzi, S., Vasconcelos, S., Gonçalves, P., *et al.* (2016). Evaluating green infrastructure in urban environments using a multi-taxa and functional diversity approach. *Environmental Research*, 147, 601–610.
- Piratelli, A. (2003). Mesh size and bird capture rates in Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63, 105–111.
- Piratelli, A. & Blake, J.G. (2006). Bird communities of the Southeastern Cerrado region, Brazil. *Ornitología Neotropical*, 17, 213–225.
- Pirzio Biroli, A., Van Doren, B.M. & Grabowska-Zhang, A. (2020). Drivers of avian species richness and community structure in urban courtyard gardens. *Journal of Urban Ecology*, 6, juz026.
- Pizo, M.A. & Silva, W.R. (2001). The dawn lek of the swallow-tailed hummingbird. *The Wilson Bulletin*, 113, 388–397.
- Plaza, P.I., Blanco, G., Madariaga, M.J., Boeri, E., Teijeiro, M.L., Bianco, G., *et al.* (2019). Scavenger birds exploiting rubbish dumps: Pathogens at the gates. *Transboundary and Emerging Diseases*, 66, 873–881.
- Plummer, K.E., Risely, K., Toms, M.P. & Siriwardena, G.M. (2019). The composition of British bird communities is associated with long-term garden bird feeding. *Nature Communications*, 10, 2088.
- Plummer, K.E., Siriwardena, G.M., Conway, G.J., Risely, K. & Toms, M.P. (2015). Is supplementary feeding in gardens a driver of evolutionary change in a migratory bird species? *Global Change Biology*, 21, 4353–4363.
- Pollock, C.J., Capilla-Lasheras, P., McGill, R.A.R., Helm, B. & Dominoni, D.M. (2017). Integrated behavioural and stable isotope data reveal altered diet linked to low breeding success in urban-dwelling blue tits (*Cyanistes caeruleus*). *Scientific Reports*, 7, 5014.
- Post, J., Rebel, J. & Ter Huurne, A. (2003). Automated blood cell count: a sensitive and reliable method to study corticosterone-related stress in broilers. *Poultry Science*, 82, 591–595.
- Pouyat, R.V. & McDonnell, M.J. (1991). Heavy metal accumulations in forest soils along an urban-rural gradient in Southeastern New York, USA. *Water, Air, and Soil Pollution*, 57–58, 797–807.
- Pouyat, R.V., McDonnell, M.J. & Pickett, S.T.A. (1995). Soil Characteristics of Oak Stands along an Urban-Rural Land-Use Gradient. *Journal of Environmental Quality*, 24, 516–526.
- Powell, C., Lill, A. & Johnstone, C.P. (2013). Body Condition and Chronic stress in Urban and Rural Noisy Miners. *The Open Ornithology Journal*, 6, 25–31.
- Quirici, V., Valeris-Chacín, C.E., Parada, P., Cuevas, E. & Wingfield, J.C. (2023). Baseline Corticosterone, Stress Responses, and Leukocyte Profiles in Chicks of Precocial Birds in Rural and Urban Environments. *Life*, 13, 2138.
- R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- R Core Team. (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raap, T., Pinxten, R., Casasole, G., Dehnhard, N. & Eens, M. (2017). Ambient anthropogenic noise but not light is associated with the ecophysiology of free-living songbird nestlings. *Scientific Reports*, 7, 2754.

- Rajan, S.C., Athira, K., Jaishanker, R., Sooraj, N.P. & Sarojkumar, V. (2019). Rapid assessment of biodiversity using acoustic indices. *Biodiversity and Conservation*, 28, 2371–2383.
- Rega-Brodsky, C.C., Aronson, M.F.J., Piana, M.R., Carpenter, E.-S., Hahs, A.K., Herrera-Montes, A., *et al.* (2022). Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosystems*, 25, 1083–1096.
- Reis, E., López-Iborra, G.M. & Pinheiro, R.T. (2012). Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 107, 31–42.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. (2008). As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: *Cerrado: ecologia e flora*, 1. Sueli Matiko Sano, Semíramis Pedrosa de Almeida, José Felipe Ribeiro, Brasília, pp. 153–212.
- Ribeiro, P.V.A., Baesse, C.Q., Cury, M.C. & De Melo, C. (2020). Leukocyte profile of the helmeted manakin, *Antilophia galeata* (Passeriformes: Pipridae) in a Cerrado forest fragment. *Zoologia*, 37, 1–9.
- Ribeiro, P.V.A., Gonçalves, V.F., De Magalhães Tolentino, V.C., Baesse, C.Q., Pires, L.P., Paniago, L.P.M., *et al.* (2022). Effects of urbanisation and pollution on the heterophil/lymphocyte ratio in birds from Brazilian Cerrado. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 40204–40212.
- Richardson, J., Lees, A.C., Miller, E.T. & Marsden, S.J. (2023). Avian diversity and function across the world's most populous cities. *Ecology Letters*, 26, 1301–1313.
- Riding, C.S., O'Connell, T.J. & Loss, S.R. (2021). Multi-scale temporal variation in bird-window collisions in the central United States. *Scientific Reports*, 11, 11062.
- Rodrigues, A.G., Borges-Martins, M. & Zilio, F. (2018a). Bird diversity in an urban ecosystem: the role of local habitats in understanding the effects of urbanization. *Iheringia. Série Zoologia*, 108.
- Rodrigues, S.S., Lopes, L.E. & Marini, M.Â. (2017). Breeding biology of Chalk-browed Mockingbird *Mimus saturninus* in a natural savanna of central Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 25, 237–244.
- Rodrigues, S.S., Lopes, L.E. & Marini, M.Â. (2018b). Breeding biology of Chalk-browed Mockingbird *Mimus saturninus* in a natural savanna of Central Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia - Brazilian Journal of Ornithology*, 25, 237–244.
- Roos, A.L. (2010). Capturando Aves. In: *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*.
- Rose, S., Sumasgutner, P., Koeslag, A. & Amar, A. (2017). Does Seasonal Decline in Breeding Performance Differ for an African Raptor across an Urbanization Gradient? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 47.
- Rosli Ramli. (2004). Green Areas and Avian Species Richness in University of Malaya Campus , Peninsular Malaysia. *Malaysian Journal of Sciences*, 23, 7–13.
- Ruiz, G., Rosenmann, M., Novoa, F.F. & Sabat, P. (2002). Hematological parameters and stress index in rufous-collared sparrows Dwelling in urban environments, *Clinical Avian Medicine*.
- Russ, A., Lučeničová, T. & Klenke, R. (2017). Altered breeding biology of the European blackbird under artificial light at night. *Journal of Avian Biology*, 48, 1114–1125.

- Russ, A., Reitemeier, S., Weissmann, A., Gottschalk, J., Einspanier, A. & Klenke, R. (2015a). Seasonal and urban effects on the endocrinology of a wild passerine. *Ecology and Evolution*, 5, 5698–5710.
- Russ, A., Rüger, A. & Klenke, R. (2015b). Seize the night: European Blackbirds (*Turdus merula*) extend their foraging activity under artificial illumination. *Journal of Ornithology*, 156, 123–131.
- Sabo, A.M., Hagemeyer, N.D.G., Lahey, A.S. & Walters, E.L. (2016). Local avian density influences risk of mortality from window strikes.
- Sachs, J.D., Baillie, J.E.M., Sutherland, W.J., Armsworth, P.R., Ash, N., Beddington, J., *et al.* (2009). Biodiversity conservation and the millennium development goals. *Science*, 325, 1502–1503.
- San Martín-Cruz, M.A., Villegas-Patraca, R., Martínez-Gómez, J.E. & Ruelas Inzunza, E. (2024). Raptors of a Neotropical city: diversity and habitat relationships along an urbanization gradient. *Urban Ecosystems*.
- Sandakova, S.L., Kuksina, D.K.-O., Saaya, A.T.-O., Matveeva, O.A., Seveley, S.S., Toushkin, A.A., *et al.* (2018). The fauna and nature of birds stay of residential landscapes of northern part of Central Asia. *EurAsian Journal of BioSciences*.
- Sanderson, E.W., Walston, J. & Robinson, J.G. (2018). From Bottleneck to Breakthrough: Urbanization and the Future of Biodiversity Conservation. *BioScience*, 68, 412–426.
- Sándor, A.D., Kalmár, Z., Matei, I., Ionică, A.M. & Mărcuțan, I.-D. (2017). Urban Breeding Corvids as Disseminators of Ticks and Emerging Tick-Borne Pathogens. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 17, 152–154.
- Santangeli, A., Haukka, A., Morris, W., Arkkila, S., Delhey, K., Kempnaers, B., *et al.* (2023). What drives our aesthetic attraction to birds? *npj Biodiversity*, 2, 1–7.
- Santiago-Alarcon, D., Carbó-Ramírez, P., Macgregor-Fors, I., Chávez-Zichinelli, C.A. & Yeh, P.J. (2020). The prevalence of avian haemosporidian parasites in an invasive bird is lower in urban than in non-urban environments. *Ibis*, 162, 201–214.
- Santos, E. da S.A. dos. (2009). *Biologia reprodutiva de Vanellus chilensis (Aves: Charadriidae): Por que reproduzir em grupo?* Universidade de Brasília, Brasília, Distrito Federal, Brazil.
- Santos, E.G., Pompermaier, V.T. & Wiederhecker, H.C. (2023a). It's time to open our mist nets over concrete: Sampling experiences within a big city. *The Wilson Journal of Ornithology*, 135.
- Santos, E.G., Pompermaier, V.T., Wiederhecker, H.C. & Marini, M.Â. (2023b). Urbanisation-induced changes in the morphology of birds from a tropical city. *Emu - Austral Ornithology*, 123, 291–302.
- Santos, E.G., Wiederhecker, H.C., Lopes, L.E. & Marini, M.Â. (2023c). Equivalence of citizen science and scientific data for modelling species distribution of birds from a tropical savanna. *Austral Ecology*, 48, 2171–2184.
- Santos, E.G., Wiederhecker, H.C. & Machado, R.B. (2023d). An evaluation of translocation as a tool to reduce burrowing owl collisions at airports. *Wildlife Society Bulletin*, 47, e1392.
- Santos, E.G., Wiederhecker, H.C., Pompermaier, V.T., Gainsbury, A.M., Schirmer, S.C., Morais, C.V.F., *et al.* (2024). Urbanization reduces diversity, simplifies community and filter bird species based on their functional traits in a tropical city. *Science of The Total Environment*, 935, 173379.

- Santos, M.N., Delabie, J.H.C. & Queiroz, J.M. (2019). Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro City. *Urban Ecosystems*, 22, 927–942.
- Saufi, S., Ravindran, S., Hamid, N.H., Zainal Abidin, C.M.R., Ahmad, H., Ahmad, A.H., *et al.* (2020). Diet composition of introduced barn owls (*Tyto alba javanica*) in urban area in comparison with agriculture settings. *Journal of Urban Ecology*, 6, juz025.
- Schell, C.J., Dyson, K., Fuentes, T.L., Des Roches, S., Harris, N.C., Miller, D.S., *et al.* (2020). The ecological and evolutionary consequences of systemic racism in urban environments. *Science*, 369, eaay4497.
- Schneiberg, I., Boscolo, D., Devoto, M., Marcilio-Silva, V., Dalmaso, C.A., Ribeiro, J.W., *et al.* (2020). Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore bird networks. *Urban Ecosystems*, 23, 457–470.
- Scholz, C., Firozpoor, J., Kramer-Schadt, S., Gras, P., Schulze, C., Kimmig, S.E., *et al.* (2020). Individual dietary specialization in a generalist predator: A stable isotope analysis of urban and rural red foxes. *Ecology and Evolution*, 10, 8855–8870.
- Schrimpf, M.B., Des Brisay, P.G., Johnston, A., Smith, A.C., Sánchez-Jasso, J., Robinson, B.G., *et al.* (2021). Reduced human activity during COVID-19 alters avian land use across North America. *Science Advances*, 7, eabf5073.
- SEGETH - Secretaria de Estado de Gestão do Território e Habitação. (2023). *GeoPortal | DF*. Available at: <https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/geoportal/>. Acesso 8 de Janeiro de 2024.
- Seixas, G.H.F. & Mourão, G. de M. (2002). Nesting success and hatching survival of the Blue-fronted Amazon (*Amazona aestiva*) in the Pantanal of Mato Grosso do Sul, Brazil. *orn*, 73, 399–409.
- Sepp, T., McGraw, K.J., Kaasik, A. & Giraudeau, M. (2018). A review of urban impacts on avian life-history evolution: Does city living lead to slower pace of life? *Global Change Biology*, 24, 1452–1469.
- Seto, K.C., Güneralp, B. & Hutyra, L.R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 16083–16088.
- Seto, K.C., Parnell, S. & Elmqvist, T. (2013). A Global Outlook on Urbanization. In: *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities* (eds. Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., *et al.*). Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 1–12.
- Seto, K.C., Sánchez-Rodríguez, R. & Fragkias, M. (2010). The new geography of contemporary urbanization and the environment. *Annual Review of Environment and Resources*, 35, 167–194.
- Shcuyler Fonaroff, L. (1974). Urbanization, birds and ecological change in northwestern Trinidad. *Biological Conservation*, 6, 258–262.
- Sheard, C., Neate-Clegg, M.H.C., Alioravainen, N., Jones, S.E.I., Vincent, C., MacGregor, H.E.A., *et al.* (2020). Ecological drivers of global gradients in avian dispersal inferred from wing morphology. *Nature Communications*, 11, 2463.
- Sheard, C., Street, S.E., Healy, S.D., Troisi, C.A., Clark, A.D., Yovcheva, A., *et al.* (2023). Nest traits for the world's birds. *Global Ecology and Biogeography*, n/a.

- Shochat, E. (2004). Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds. *Oikos*, 106, 622–626.
- Shochat, E., Lerman, S.B., Anderies, J.M., Warren, P.S., Faeth, S.H. & Nilon, C.H. (2010). Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *BioScience*, 60, 199–208.
- Shochat, E., Warren, P. & Faeth, S. (2006a). Future directions in urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 661–662.
- Shochat, E., Warren, P., Faeth, S., Mcintyre, N. & Hope, D. (2006b). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 186–191.
- Sick, H. (1988). *Ornitologia Brasileira*. Nova fronteira.
- Sierro, J., Schloesing, E., Pavón, I. & Gil, D. (2017). European Blackbirds Exposed to Aircraft Noise Advance Their Chorus, Modify Their Song and Spend More Time Singing. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 68.
- Sih, A., Ferrari, M.C.O. & Harris, D.J. (2011). Evolution and behavioural responses to human-induced rapid environmental change: Behaviour and evolution. *Evolutionary Applications*, 4, 367–387.
- Simpson, D., Rue, H., Riebler, A., Martins, T.G. & Sørbye, S.H. (2017). Penalising model component complexity: A principled, practical approach to constructing priors. *Statistical Science*, 32, 1–28.
- Sitko, J. & Zaleśny, G. (2014). The effect of urbanization on helminth communities in the Eurasian blackbird (*Turdus merula* L.) from the eastern part of the Czech Republic. *Journal of Helminthology*, 88, 97–104.
- Slabbekoorn, H. (2019). Noise pollution. *Current Biology*, 29, R957–R960.
- Slabbekoorn, H. & Ripmeester, E.A.P. (2008). Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology*, 17, 72–83.
- Smith, R. (2021). *ecole: School of Ecology Package*. R package version 0.9-2021.
- Soares, S.R.C., Bueno-Guimarães, H.M., Ferreira, C.M., Rivero, D.H.R.F., De Castro, I., Garcia, M.L.B., *et al.* (2003). Urban air pollution induces micronuclei in peripheral erythrocytes of mice in vivo. *Environmental Research*, 92, 191–196.
- Sohil, A. & Sharma, N. (2020). Bird diversity and distribution in mosaic landscapes around Jammu, Jammu & Kashmir. *Acta Ecologica Sinica*, 40, 323–338.
- Sol, D., Bartomeus, I., González-Lagos, C. & Pavoine, S. (2017). Urbanisation and the loss of phylogenetic diversity in birds. *Ecology Letters*, 20, 721–729.
- Sol, D., González-Lagos, C., Moreira, D., Maspons, J. & Lapiedra, O. (2014). Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology Letters*, 17, 942–950.
- Somenzari, M., Amaral, P.P.D., Cueto, V.R., Guaraldo, A.D.C., Jahn, A.E., Lima, D.M., *et al.* (2018). An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 58, 3.
- Sousa-Lima, R.S., Ferreira, L.M., Oliveira, E.G., Lopes, L.C., Brito, M.R., Baumgarten, J., *et al.* (2018). What do insects, anurans, birds, and mammals have to say about soundscape indices in a tropical savanna. *Journal of Ecoacoustics*, 2, 1–1.
- Souza, F.L., Valente-Neto, F., Severo-Neto, F., Bueno, B., Ochoa-Quintero, J.M., Laps, R.R., *et al.* (2019). Impervious surface and heterogeneity are opposite drivers to maintain bird richness in a Cerrado city. *Landscape and Urban Planning*, 192, 103643.

- Spoelstra, K., Van Grunsven, R.H.A., Donners, M., Gienapp, P., Huigens, M.E., Slaterus, R., *et al.* (2015). Experimental illumination of natural habitat—an experimental set-up to assess the direct and indirect ecological consequences of artificial light of different spectral composition. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370, 20140129.
- Stevenson, R.D. & Woods, W.A., Jr. (2006). Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integrative and Comparative Biology*, 46, 1169–1190.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker, T.A. & Moskovits, D.K. (1996). *Neotropical birds: ecology and conservation*. The university of Chicago Press, Chicago, USA.
- Stowell, D., Wood, M.D., Pamuła, H., Stylianou, Y. & Glotin, H. (2019). Automatic acoustic detection of birds through deep learning: The first Bird Audio Detection challenge. *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 368–380.
- Studer, A. & Crozariol, M.A. (2022). New breeding information on Brazilian birds. 1: Rheidae, Tinamidae, Anhimidae, Anatidae, Cracidae and Podicipedidae. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 142, 410–465.
- Studer, A. & Crozariol, M.A. (2023). New breeding information on Brazilian birds. 2: Columbidae and Cuculidae. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 143, 485–553.
- Suárez-Rodríguez, M., López-Rull, I. & Macías Garcia, C. (2013). Incorporation of cigarette butts into nests reduces nest ectoparasite load in urban birds: new ingredients for an old recipe? *Biology Letters*, 9, 20120931.
- Sueur, J., Farina, A., Gasc, A., Pieretti, N. & Pavoine, S. (2014). Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. *Acta Acustica united with Acustica*, 100, 772–781.
- Sueur, J., Pavoine, S., Hamerlynck, O. & Duvail, S. (2008). Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PLoS ONE*, 3, e4065.
- Sugai, L.S.M., Silva, T.S.F., Ribeiro, J.W. & Llusia, D. (2019). Terrestrial passive acoustic monitoring: review and perspectives. *BioScience*, 69, 15–25.
- Swaddle, J.P., Francis, C.D., Barber, J.R., Cooper, C.B., Kyba, C.C.M., Dominoni, D.M., *et al.* (2015). A framework to assess evolutionary responses to anthropogenic light and sound. *Trends in Ecology & Evolution*, 30, 550–560.
- Symonds, M.R.E. & Tattersall, G.J. (2010). Geographical Variation in Bill Size across Bird Species Provides Evidence for Allen's Rule. *The American Naturalist*, 176, 188–197.
- Szulkin, M., Munshi-South, J. & Charmantier, A. (Eds.). (2020). *Urban Evolutionary Biology*. 1st edn. Oxford University Press Oxford.
- Taylor, L. & Hochuli, D.F. (2017). Defining greenspace: Multiple uses across multiple disciplines. *Landscape and Urban Planning*, 158, 25–38.
- Theobald, D.M., Miller, J.R. & Hobbs, N.T. (1997). Estimating the cumulative effects of development on wildlife habitat. *Landscape and Urban Planning*, 39, 25–36.
- Thrall, M.A., Weiser, G., Allison, R.W. & Campbell, T.W. (2015). *Hematologia e bioquímica: Clínica veterinária*. Roca.
- Tian, L. & Benton, M.J. (2020). Predicting biotic responses to future climate warming with classic ecogeographic rules. *Current Biology*, 30, R744–R749.
- Tietze, D.T. (Ed.). (2018). *Bird Species: How They Arise, Modify and Vanish*. Fascinating Life Sciences. Springer International Publishing, Cham.

- Tilman, D. (1982). *Resource Competition and Community Structure*. 1. Princeton University Press, New Jersey.
- Tobalske, B.W. (2016). Avian Flight. In: *Handbook of Bird Biology*, 5. Wiley, pp. 149–167.
- Tobias, J.A., Ottenburghs, J. & Pigot, A.L. (2020). Avian Diversity: Speciation, Macroevolution, and Ecological Function. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 51, 533–560.
- Tobias, J.A., Sheard, C., Pigot, A.L., Devenish, A.J.M., Yang, J., Sayol, F., *et al.* (2022). AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters*, 25, 581–597.
- Tomasevic, J.A. & Marzluff, J.M. (2018). Use of suburban landscapes by the Pileated Woodpecker (*Dryocopus pileatus*), 120, 727–738.
- Toriya, A.J., Ruiz, D.P. & Ramos-Ridao, Á. (2011). Required stabilization time, short-term variability and impulsiveness of the sound pressure level to characterize the temporal composition of urban soundscapes. *Applied Acoustics*, 72, 89–99.
- Tresch, S., Frey, D., Bayon, R.-C.L., Mäder, P., Stehle, B., Fliessbach, A., *et al.* (2019). Direct and indirect effects of urban gardening on aboveground and belowground diversity influencing soil multifunctionality. *Scientific Reports*, 9, 9769.
- Tryjanowski, P., Morelli, F., Mikula, P., Krištín, A., Indykiewicz, P., Grzywaczewski, G., *et al.* (2017). Bird diversity in urban green space: A large-scale analysis of differences between parks and cemeteries in Central Europe. *Urban Forestry & Urban Greening*, 27, 264–271.
- Tsang, T.P.N., Dyer, E.E. & Bonebrake, T.C. (2019). Alien species richness is currently unbounded in all but the most urbanized bird communities. *Ecography*, 42, 1426–1435.
- Tu, H.-M., Fan, M.-W. & Ko, J.C.-J. (2020). Different Habitat Types Affect Bird Richness and Evenness. *Scientific Reports*, 10, 1221.
- Tucker, D., Gage, S.H., Williamson, I. & Fuller, S. (2014). Linking ecological condition and the soundscape in fragmented Australian forests. *Landscape Ecology*, 29, 745–758.
- Turner, D.C. & Bateson, P.P.G. (Eds.). (2014). *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Third edition. Cambridge University Press, New York.
- Tzortzakaki, O., Kati, V., Panitsa, M., Tzanatos, E. & Giokas, S. (2019). Butterfly diversity along the urbanization gradient in a densely-built Mediterranean city: Land cover is more decisive than resources in structuring communities. *Landscape and Urban Planning*, 183, 79–87.
- United Nations. (2014). World Urbanization Prospects The 2014 Revision.
- United Nations. (2018a). *2018 Revision of world urbanization prospects*. United Nations. Available at: <https://www.un.org/en/desa/2018-revision-world-urbanization-prospects>. Acesso 4 de Janeiro de 2024.
- United Nations. (2018b). World urbanization prospects: The 2018 revision.
- United Nations. (2022). UNCTAD Handbook of Statistics 2022. *Handbook of Statistics*.
- United Nations. (2023). *Population*. United Nations. Available at: <https://www.un.org/en/global-issues/population>. Acesso 16 de Junho de 2023.
- Van Doren, B.M., Horton, K.G., Dokter, A.M., Klinck, H., Elbin, S.B. & Farnsworth, A. (2017). High-intensity urban light installation dramatically alters nocturnal bird migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, 11175–11180.
- Van Helden, B.E., Close, P.G. & Steven, R. (2020). Mammal conservation in a changing world: can urban gardens play a role? *Urban Ecosystems*, 23, 555–567.

- Van Rensburg, B.J., Peacock, D.S. & Robertson, M.P. (2009). Biotic homogenization and alien bird species along an urban gradient in South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 92, 233–241.
- Varquez, A.C.G. & Kanda, M. (2018). Global urban climatology: a meta-analysis of air temperature trends (1960–2009). *npj Climate and Atmospheric Science*, 1, 32.
- Venter, O., Sanderson, E.W., Magrath, A., Allan, J.R., Beher, J., Jones, K.R., *et al.* (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7, 12558.
- Vielliard, J.M.E., Almeida, Ma.E. de C., Anjos, L. dos & Silva, W.R. (2010). Levantamento quantitativo por pontos de escuta e índice Pontual de Abundância (IPA). In: *Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnica de pesquisa e levantamento*. Technical Books, Rio de Janeiro, pp. 47–60.
- Villanueva-Rivera, L.J., Pijanowski, B.C., Doucette, J. & Pekin, B. (2011). A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology*, 26, 1233–1246.
- Villanueva-Rivera & Pijanowski, B.C. (2018). soundecology: Soundscape Ecology_. R package version 1.3.3, <<https://CRAN.R-project.org/package=soundecology>>.
- Villarroya-Villalba, L., Casanelles-Abella, J., Moretti, M., Pinho, P., Samson, R., Van Mensel, A., *et al.* (2021). Response of bats and nocturnal insects to urban green areas in Europe. *Basic and Applied Ecology*, 51, 59–70.
- Vincelette, H., Buxton, R., Kleist, N., McKenna, M.F., Betchkal, D. & Wittemyer, G. (2021). Insights on the effect of aircraft traffic on avian vocal activity. *Ibis*, 163, 353–365.
- Vincze, E., Pipoly, I., Seress, G., Preiszner, B., Papp, S., Németh, B., *et al.* (2019). Great tits take greater risk toward humans and sparrowhawks in urban habitats than in forests. *Ethology*, 125, 686–701.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277, 494–499.
- Walberg, J. (2001). White blood cell counting techniques in birds. *Seminars in Avian and Exotic Pet Medicine*, 10, 72–76.
- Wang, Y., Naumann, U., Eddelbuettel, D., Wilshire, J. & Warton, D. (2022). mvabund: Statistical Methods for Analysing Multivariate Abundance Data_. R package version 4.2.1.
- Welbers, A.A.M.H., Van Dis, N.E., Kolvoort, A.M., Ouyang, J., Visser, M.E., Spoelstra, K., *et al.* (2017). Artificial Light at Night Reduces Daily Energy Expenditure in Breeding Great Tits (*Parus major*). *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 55.
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T.L., Takahashi, K., Wilke, C., *et al.* (2009). ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics.
- Wiley, A.E., Ostrom, P.H., Stricker, C.A., James, H.F. & Gandhi, H. (2010). Isotopic Characterization of Flight Feathers in Two Pelagic Seabirds: Sampling Strategies for Ecological Studies. *The Condor*, 112, 337–346.
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M.M. & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95, 2027–2027.
- Wimmer, J., Towsey, M., Roe, P. & Williamson, I. (2013). Sampling environmental acoustic recordings to determine bird species richness. *Ecological Applications*, 23, 1419–1428.

- Winchell, K.M., Aviles-Rodriguez, K.J., Carlen, E.J., Miles, L.S., Charmantier, A., De León, L.F., *et al.* (2022). Moving past the challenges and misconceptions in urban adaptation research. *Ecology and Evolution*, 12.
- Winemiller, K.O., Fitzgerald, D.B., Bower, L.M. & Pianka, E.R. (2015). Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters*, 18, 737–751.
- Wingfield, J.C., Maney, D.L., Breuner, C.W., Jacobs, J.D., Lynn, S., Ramenofsky, M., *et al.* (1998). Ecological Bases of Hormone—Behavior Interactions: The “Emergency Life History Stage.” *American Zoologist*, 38, 191–206.
- Winkler, D.W., Shamoun-Baranes, J. & Piersma, T. (2016). Avian migration and dispersal. In: *Handbook of Bird Biology*. Princeton University Press: Ithaca, New York, pp. 453–492.
- Wojczulanis-Jakubas, K., Jakubas, D., Chastel, O. & Kuluszewicz, I. (2015). A big storm in a small body: seasonal changes in body mass, hormone concentrations and leukocyte profile in the little auk (*Alle alle*). *Polar Biology*, 38, 1203–1212.
- Xue, X., Lin, Y., Zheng, Q., Wang, K., Zhang, J., Deng, J., *et al.* (2020). Mapping the fine-scale spatial pattern of artificial light pollution at night in urban environments from the perspective of bird habitats. *Science of The Total Environment*, 702, 134725.
- Yang, D., Oh, Y., Kim, H., Lee, Y., Moon, O., Yoon, H., *et al.* (2011). Science Serosurveillance for Japanese encephalitis virus in wild birds captured in Korea, 12, 373–377.
- Yang, Q., Huang, X. & Li, J. (2017). Assessing the relationship between surface urban heat islands and landscape patterns across climatic zones in China. *Scientific Reports*, 7, 9337.
- Yang, S., Yuan, Q., Yuan, J. & Zhang, Y. (2023). Comparison of avian community assembly and its disease transmission risk between urban and surrounding rural area in Shanghai, China. *Watershed Ecology and the Environment*, 5, 12–17.
- Yauk, C.L., Fox, G.A., McCarry, B.E. & Quinn, J.S. (2000). Induced minisatellite germline mutations in herring gulls (*Larus argentatus*) living near steel mills. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 452, 211–218.
- Yu, Z., Xu, S., Zhang, Y., Jørgensen, G. & Vejre, H. (2018). Strong contributions of local background climate to the cooling effect of urban green vegetation. *Scientific Reports*, 8, 6798.
- Zakrajsek, E.J. & Bissonette, J.A. (2005). Ranking the risk of wildlife species hazardous to military aircraft. *Wildlife Society Bulletin*, 33, 258–264.
- Zalakevicius, M. (2000). Global climate change, bird migration and bird strike problems. *International bird strike committee*.
- Zhao, X., Zhang, M., Che, X. & Zou, F. (2020). Blue light attracts nocturnally migrating birds. *The Condor*, 122, 1–12.
- Zheng, Q., Teo, H.C. & Koh, L.P. (2021). Artificial Light at Night Advances Spring Phenology in the United States. *Remote Sensing*, 13, 399.
- Zhong, Y., Luo, Y., Zhu, Y., Deng, J., Tu, J., Yu, J., *et al.* (2024). Geographic variations in eco-evolutionary factors governing urban birds: The case of university campuses in China. *Journal of Animal Ecology*, 93, 208–220.
- Zielinska-Dabkowska, K.M., Schernhammer, E.S., Hanifin, J.P. & Brainard, G.C. (2023). Reducing nighttime light exposure in the urban environment to benefit human health and society. *Science*, 380, 1130–1135.

- Zietsman, M.Y., Montaldo, N.H. & Devoto, M. (2019). Plant–frugivore interactions in an urban nature reserve and its nearby gardens. *Journal of Urban Ecology*, 5, juz021.
- Zuo, T., Kamm, M.A., Colombel, J.-F. & Ng, S.C. (2018). Urbanization and the gut microbiota in health and inflammatory bowel disease. *Nature Reviews Gastroenterology & Hepatology*, 15, 440–452.
- Zyśk-Gorczyńska, E., Skórka, P. & Żmihorski, M. (2020). Graffiti saves birds: A year-round pattern of bird collisions with glass bus shelters. *Landscape and Urban Planning*, 193, 103680.

Apêndices

Apêndice 1. Descrição das variáveis ambientais utilizadas para criação do índice de urbanização. Todas as análises descritas foram realizadas após o corte do buffer de 50 km da nossa área de estudo. Além disso, antes do cálculo das distâncias o mapa foi reprojetoado para resolução métrica (SIRGAS 2000/UTM zona 23S).

Variável	Procedimento de preparação	Resolução espacial original	Fonte dos dados	Site para acesso
Contagem populacional	Reamostragem do mapa original para resolução espacial de 30 m	900 m	CIESIN	https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v4-population-count-rev11
Proximidade de rodovia	Rasterização do arquivo shape (resolução de 30 m), criação do mapa de distância euclidiana e inversão do mapa de distância através da fórmula: $((x - \max(x)) * -1) + \min(x)$	NA	DNIT	https://servicos.dnit.gov.br/vgeo/
Proximidade de áreas urbanas	Extração da categoria “Área Urbana” do mapa de uso do solo, criação de mapa de distância euclidiana e inversão do mapa de distância através da fórmula: $((x - \max(x)) * -1) + \min(x)$	30 m	MapBiomas*	https://mapbiomas.org/
Proximidade de áreas naturais	Extração das categorias “Formação Florestal”, “Formação Cerrado”, “Pântano” e “Pastagem” do mapa de uso do solo e fusão de todas as categorias. Criação de um mapa de distância euclidiano e inversão do mapa de distância usando a fórmula: $((x - \max(x)) * -1) + \min(x)$	30 m	MapBiomas*	https://mapbiomas.org/
Tempo de urbanização	Extração, ano a ano (desde 1985), da categoria “Área Urbana” do mapa de uso do solo, recategorização para o valor 1 e somatório de todos os raster gerados (representando o histórico de 35 anos)	30 m	MapBiomas*	https://mapbiomas.org/
Luz artificial noturna - Artificial Light At Night (ALAN)	Reamostragem do mapa original para resolução espacial de 30 m	500 m	NASA/NOAA	https://www.earthdata.nasa.gov/

CIESIN = Center for International Earth Science Information Network - Columbia University

DNIT = Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes

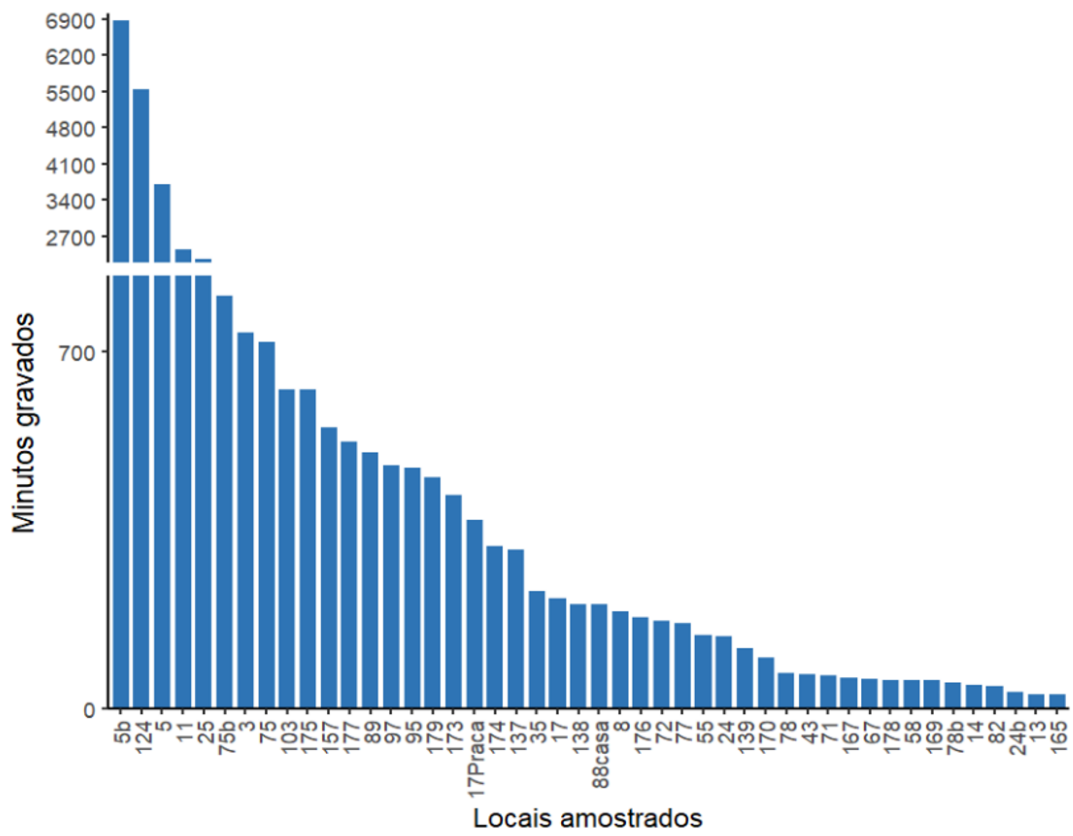
* = Collection 7

Apêndice 2. Scores da Análise de Componentes Principais (PCA) obtidas para variáveis ambientais padronizadas. Apresento os valores do desvio padrão, proporção de variância e proporção cumulativa para cada componente principal.

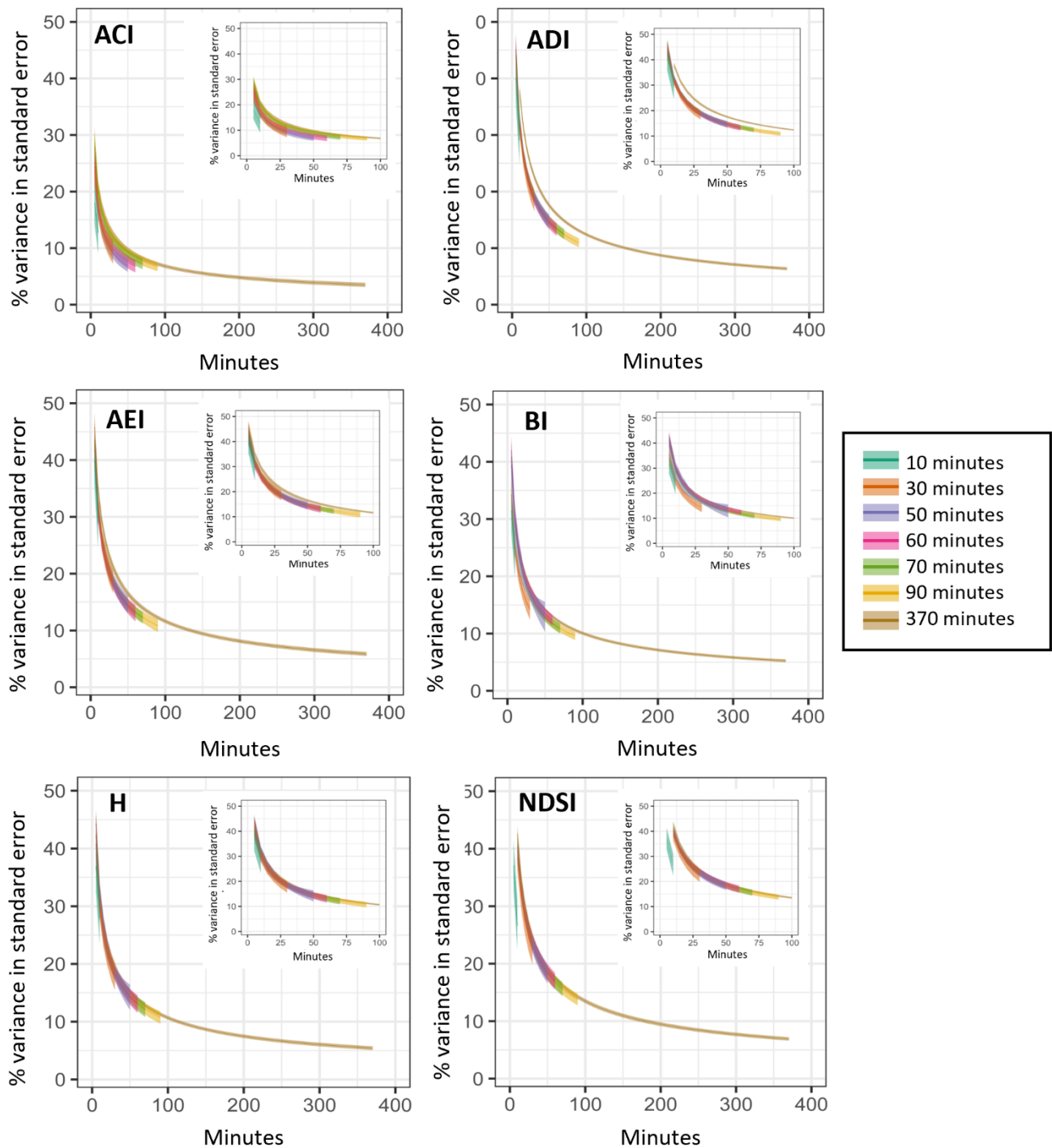
	Comp1	Comp 2	Comp 3	Comp 4	Comp 5	Comp 6
Contagem populacional	0.527831	-0.19372	0.130857	-0.03679	0.49529	-0.64814
Proximidade de rodovias	0.194727	0.666362	0.407755	0.592272	-0.02844	-0.01361
Proximidade de áreas urbanas	0.203915	0.681212	-0.26442	-0.64913	0.054073	-0.01276
Proximidade de áreas naturais	-0.32269	-0.01337	0.831046	-0.44933	0.048458	-0.02848
Tempo de urbanização	0.498859	-0.15739	0.159272	-0.13872	-0.81542	-0.12979
Luz artificial noturna - Artificial Light At Night (ALAN)	0.537498	-0.17157	0.175193	-0.07319	0.289302	0.74961
Desvio padrão	1.6975	1.0941	0.9097	0.7942	0.5723	0.36789
Proporção de variância	0.4803	0.1995	0.1379	0.1051	0.0546	0.02256
Proporção cumulativa	0.4803	0.6798	0.8177	0.9228	0.9774	1

Comp = Componente principal

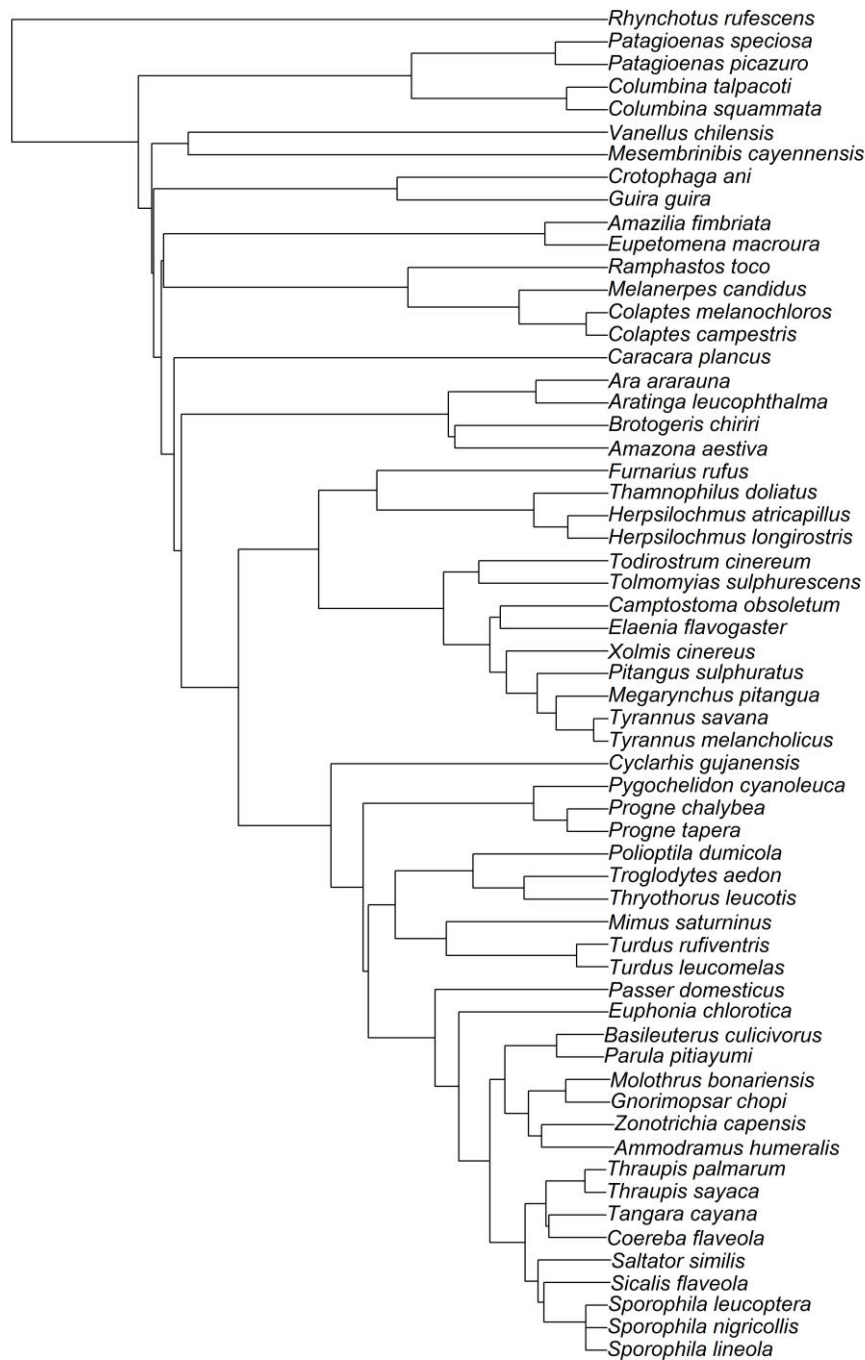
Apêndice 3. Locais de gravação utilizados em nossas análises da comunidade de aves. Os locais de gravação apresentaram uma distribuição desigual, com poucos locais com muitas gravações e muitos locais com poucas gravações.



Apêndice 4. Redução na variação do erro padrão para seis índices acústicos com durações de gravação crescentes. O conjunto total de dados inclui seis índices acústicos de 89 locais de gravação. As curvas mostram valores previstos a partir de modelos de regressão não linear com distribuição Weibull ± 1 DP, realizados conforme descrito por Bradfer-Lawrence et al. (2020). NDSI = Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada; H = Entropia acústica; BI = Índice Bioacústico; IEA = Equivalência Acústica; IDA = Índice de Diversidade Acústica; ACI = Índice de Complexidade Acústica. A partir dessas curvas, determinei que 25 minutos de gravações foram suficientes para capturar a maior parte da complexidade acústica dos locais gravados, restringindo a análise a 49 locais de gravação válidos.



Apêndice 5. Matriz filogenética das espécies de aves identificadas em nosso estudo. A matriz foi calculada usando a filogenia atualmente aceita, adquirida da ferramenta online BirdTree (disponível em <http://birdtree.org>, ver Jetz et al. 2012).



Apêndice 6. Breve revisão da literatura sobre amostragem de aves em ambientes urbanos. Busquei referências sobre instalação de redes de neblina para captura de aves em áreas urbanas para identificar os principais tipos de locais amostrados. Utilizei uma busca direta no Google Scholar e Web of Science, combinando as seguintes palavras-chave: "Urbanization", "Urbanisation", "Urban", "Mist net", and "bird". Nesta busca, encontrei 146 artigos, mas apenas 23 deles tinham efetivamente a intenção de avaliar o efeito da expansão urbana nas comunidades de aves. Destes artigos, os locais mais amostrados foram espaços verdes próximos a áreas urbanas, mas com uso restrito para pessoas. Procurei também (nesses artigos) descrições de adaptações metodológicas e das experiências enfrentadas pelos pesquisadores na captura de aves, principalmente em locais sem restrições para pessoas. Nenhum dos artigos encontrados descreveu detalhadamente as instalações de redes (e experiências de amostragem associadas) em ambientes urbanos. A partir da descrição dos locais amostrados nesses trabalhos, classifiquei os tipos de locais em: Espaços Verdes (quaisquer áreas vegetadas com alguma restrição de uso para pessoas, como áreas de preservação) e urbanos (áreas vegetadas ou não, com livre acesso às pessoas).

Área de estudo	Autor
Urbanos (não especificado)	(Adams <i>et al.</i> 2019)
Espaços Verdes	(Alquezar <i>et al.</i> 2020)
Espaços Verdes	(Baesse <i>et al.</i> 2019)
Espaços Verdes	(Biamonte <i>et al.</i> 2011)
Espaços Verdes	(Chatelain <i>et al.</i> 2021)
Espaços Verdes	(Chiron & Julliard 2007)
Espaços Verdes	(Cruz <i>et al.</i> 2013)
Espaços Verdes	(Donnelly & Marzluff 2004)
Espaços Verdes	(Krementz & Christie 2000)
Espaços Verdes	(Menger <i>et al.</i> 2017)
Espaços Verdes	(Rosli Ramli 2004)
Urbano	(Russ <i>et al.</i> 2015a)
Espaços Verdes	(Sabo <i>et al.</i> 2016)
Urbano (não especificado) /Espaços Verdes	(Tomasevic & Marzluff 2018)
Espaços Verdes	(Horst 2019)
Não especificado	(Yang <i>et al.</i> 2011)
Espaços Verdes	(Zhao <i>et al.</i> 2020)
Urbano/Espaços Verdes	(Lane <i>et al.</i> 2021)
Espaços Verdes	(Santiago-Alarcon <i>et al.</i> 2019)
Espaços Verdes	(Nur Munira <i>et al.</i> 2012)
Urbano/Espaços Verdes	(Belabed <i>et al.</i> 2013)
Espaços Verdes	(Guo <i>et al.</i> 2022)
Urbano/Espaços Verdes	(Kozlovsky <i>et al.</i> 2021)

Apêndice 7. Lista de locais de amostragem e horário da atividade de amostragem. Apresento também o número de redes de neblina utilizadas em cada local amostrado.

#	Data	Longitude	Latitude	Número de redes de neblina	Início	Fim
1	14/04/2022	-47.986258	-15.821421	8	6:00	12:00
2	15/04/2022	-48.095573	-15.873056	7	6:00	11:30
3	16/04/2022	-47.886981	-15.778395	7	6:00	11:40
4	17/04/2022	-47.984810	-15.851819	6	6:00	11:50
5	18/04/2022	-47.882302	-15.760633	6	5:50	12:00
6	19/04/2022	-48.061453	-15.868160	4	5:40	10:00
7	20/04/2022	-47.823122	-15.882592	9	6:00	11:30
8	21/04/2022	-48.013343	-15.830136	6	6:00	11:50
9	22/04/2022	-47.979244	-15.941766	7	6:00	11:30
10	23/04/2022	-47.955217	-15.922861	7	5:50	11:40
11	24/04/2022	-47.866243	-15.699523	7	6:00	12:00
12	25/04/2022	-47.953442	-15.931581	6	6:00	12:00
13	26/04/2022	-48.099011	-15.797248	6	5:50	11:40
14	27/04/2022	-47.827930	-15.854584	6	5:50	11:50
15	28/04/2022	-47.900189	-15.808903	7	5:45	11:50
16	29/04/2022	-48.063392	-15.809743	7	5:45	11:50
17	30/04/2022	-48.061817	-15.999717	7	6:00	11:50
18	01/05/2022	-47.991737	-15.816054	7	6:00	11:50
19	02/05/2022	-47.954253	-15.885962	7	6:00	11:50
20	03/05/2022	-47.930662	-15.802545	7	6:00	11:50
21	04/05/2022	-47.948463	-15.919887	5	5:50	11:30
22	05/05/2022	-47.913871	-15.744267	7	5:50	11:30
23	06/05/2022	-48.030775	-16.041035	7	6:00	11:50
24	07/05/2022	-48.058582	-15.814954	6	6:00	11:50
25	08/05/2022	-47.995929	-15.815355	7	5:55	11:30
26	09/05/2022	-47.730790	-15.744641	5	6:00	11:50
27	10/05/2022	-48.073806	-16.003879	6	5:50	11:50
28	11/05/2022	-47.917742	-15.797677	6	5:50	11:50
29	12/05/2022	-47.893299	-15.781975	6	6:00	12:00
30	13/05/2022	-48.165849	-15.768210	8	6:00	12:10
31	14/05/2022	-48.017560	-16.015025	8	6:00	11:00
32	15/05/2022	-48.012140	-15.855041	7	5:50	11:50
33	16/05/2022	-47.991557	-16.030336	7	6:05	11:50
34	17/05/2022	-47.901521	-15.741398	7	6:05	11:50
35	18/05/2022	-47.909304	-15.745502	6	5:50	11:50
36	19/05/2022	-47.887452	-15.773938	7	5:50	11:50
37	20/05/2022	-47.983985	-15.835119	7	5:50	11:50
38	21/05/2022	-47.803742	-15.893415	7	5:50	11:50
39	22/05/2022	-47.688858	-15.645403	10	6:00	12:00
40	23/05/2022	-48.113483	-15.812212	4	6:00	12:00
41	24/05/2022	-47.874786	-15.766958	7	5:50	11:50
42	25/05/2022	-47.932932	-15.807634	6	5:45	11:50
43	26/05/2022	-47.948055	-15.930472	7	5:50	11:50

44	27/05/2022	-48.082325	-15.822733	7	6:00	12:00
45	28/05/2022	-48.059039	-15.878733	7	5:50	12:00
46	29/05/2022	-48.093477	-15.800539	7	5:50	12:00
47	30/05/2022	-47.896730	-15.816746	7	5:50	11:50
48	31/05/2022	-48.078334	-15.848645	8	6:00	12:00
49	01/06/2022	-47.847664	-15.848110	9	6:00	17:50
50	02/06/2022	-47.942564	-15.799004	4	5:40	10:00
51	03/06/2022	-48.112679	-15.788774	7	6:00	10:30
52	04/06/2022	-47.916864	-15.835856	6	5:50	11:50
53	05/06/2022	-47.940744	-15.933220	6	5:50	11:50
54	06/06/2022	-47.801186	-15.642126	6	6:00	12:00
55	07/06/2022	-47.938073	-15.794952	6	6:00	12:00
56	08/06/2022	-47.929066	-15.786510	6	5:55	11:50
57	09/06/2022	-48.097479	-15.835970	6	6:00	12:00
58	11/06/2022	-47.964008	-15.883292	8	5:45	12:00
59	12/06/2022	-47.945422	-15.802300	6	6:00	12:00
60	13/06/2022	-48.003541	-15.833397	5	6:00	11:50
61	14/06/2022	-48.024775	-16.040589	5	5:50	12:00
62	15/06/2022	-47.876427	-15.755253	5	5:50	11:45
63	16/06/2022	-48.003156	-15.827685	6	6:00	11:50
64	17/06/2022	-48.005518	-15.822127	6	6:10	11:50
65	18/06/2022	-48.009564	-15.827666	9	6:00	12:00
66	04/08/2022	-47.983703	-15.815586	5	6:00	12:00
67	05/08/2022	-47.926475	-15.631950	5	5:50	12:00
68	06/08/2022	-47.981884	-15.870917	5	5:50	12:00
69	07/08/2022	-47.975030	-15.894167	7	5:50	12:00
70	08/08/2022	-47.976192	-15.861561	7	6:00	12:00
71	09/08/2022	-48.012300	-15.886165	6	5:45	11:50
72	10/08/2022	-47.873735	-15.699561	7	5:45	12:00
73	11/08/2022	-47.798492	-15.657376	3	5:45	12:00
74	12/08/2022	-47.889053	-15.723059	7	5:45	12:00
75	13/08/2022	-47.960729	-15.918417	10	6:10	12:30
76	14/08/2022	-47.925255	-15.892050	10	5:50	11:50
77	15/08/2022	-48.074333	-15.831003	4	5:50	11:00
78	16/08/2022	-47.827865	-15.847188	7	5:45	12:00
79	17/08/2022	-47.979678	-15.814328	7	5:45	11:50
80	18/08/2022	-47.983391	-15.566376	7	5:50	12:00
81	19/08/2022	-47.805653	-15.647901	5	5:45	11:50
82	20/08/2022	-47.928547	-15.908599	7	5:55	11:50
83	21/08/2022	-47.984991	-15.809783	6	5:50	11:50
84	22/08/2022	-47.866617	-15.740483	7	5:45	12:00
85	23/08/2022	-48.021827	-15.878937	5	5:45	12:00
86	24/08/2022	-47.979458	-15.904641	6	5:45	12:00
87	25/08/2022	-47.873395	-15.757569	6	5:45	11:30
88	26/08/2022	-47.790356	-15.646228	6	5:50	12:00
89	27/08/2022	-47.979974	-15.928366	6	5:45	11:50
90	28/08/2022	-48.091612	-15.814594	5	5:55	12:00

91	29/08/2022	-47.853261	-15.770095	7	5:45	11:50
92	30/08/2022	-47.999671	-15.863102	5	5:45	12:00
93	31/08/2022	-47.968713	-15.911253	5	5:45	11:30
94	01/09/2022	-48.010859	-16.013634	6	5:45	10:45
95	02/09/2022	-47.994248	-16.044219	7	6:00	12:00
96	03/09/2022	-47.975866	-15.883220	6	5:50	12:00
97	04/09/2022	-48.092001	-15.810564	5	5:45	12:00
98	05/09/2022	-47.919979	-15.823290	5	5:50	11:50
99	06/09/2022	-47.983379	-15.890202	7	5:45	11:50
100	07/09/2022	-47.762085	-15.870797	7	5:50	12:00
101	08/09/2022	-47.873501	-15.734246	6	5:45	11:50
102	10/09/2022	-47.941092	-15.943161	10	6:00	10:30
103	11/09/2022	-47.935878	-15.948234	9	6:00	10:00
104	12/09/2022	-48.086718	-15.819308	7	5:45	11:50
105	13/09/2022	-47.937246	-15.896677	7	5:50	11:50
106	14/09/2022	-47.857500	-15.708151	7	5:45	12:50
107	15/09/2022	-48.037730	-16.044454	6	5:45	12:00
108	16/09/2022	-47.692974	-15.744105	5	5:50	11:00
109	17/09/2022	-47.976869	-15.819253	6	5:45	11:30
110	18/09/2022	-47.970548	-15.882679	5	5:40	12:00
111	19/09/2022	-48.106934	-15.792859	5	5:30	7:40
112	21/09/2022	-47.976074	-15.815443	4	5:30	11:20
113	22/09/2022	-47.922974	-15.780808	7	5:40	11:20
114	23/09/2022	-47.766525	-15.812204	5	5:50	11:50
115	24/09/2022	-47.917345	-15.885774	4	5:50	12:00

Apêndice 8. 115 locais de captura das aves feitos durante nossa amostragem em Brasília, Distrito Federal, Brasil. Apresentamos também o número de redes utilizadas, o número de capturas e o esforço de captura.

Date	Longitude	Latitude	Número de redes de neblina	Número de capturas	Redes-hora
14/04/2022	-47.986258	-15.821421	8	30	48.0
15/04/2022	-48.095573	-15.873056	7	2	38.5
16/04/2022	-47.886981	-15.778395	7	13	39.7
17/04/2022	-47.984810	-15.851819	6	18	35.0
18/04/2022	-47.882302	-15.760633	6	25	37.0
19/04/2022	-48.061453	-15.868160	4	48	17.3
20/04/2022	-47.823122	-15.882592	9	0	49.5
21/04/2022	-48.013343	-15.830136	6	14	35.0
22/04/2022	-47.979244	-15.941766	7	28	38.5
23/04/2022	-47.955217	-15.922861	7	6	40.8
24/04/2022	-47.866243	-15.699523	7	11	42.0
25/04/2022	-47.953442	-15.931581	6	15	36.0
26/04/2022	-48.099011	-15.797248	6	13	35.0
27/04/2022	-47.827930	-15.854584	6	5	36.0
28/04/2022	-47.900189	-15.808903	7	7	42.6
29/04/2022	-48.063392	-15.809743	7	20	42.6
30/04/2022	-48.061817	-15.999717	7	4	40.8
01/05/2022	-47.991737	-15.816054	7	16	40.8
02/05/2022	-47.954253	-15.885962	7	6	40.8
03/05/2022	-47.930662	-15.802545	7	20	40.8
04/05/2022	-47.948463	-15.919887	5	12	28.3
05/05/2022	-47.913871	-15.744267	7	4	39.7
06/05/2022	-48.030775	-16.041035	7	17	40.8
07/05/2022	-48.058582	-15.814954	6	24	35.0
08/05/2022	-47.995929	-15.815355	7	6	39.1
09/05/2022	-47.730790	-15.744641	5	2	29.2
10/05/2022	-48.073806	-16.003879	6	14	36.0
11/05/2022	-47.917742	-15.797677	6	8	36.0
12/05/2022	-47.893299	-15.781975	6	16	36.0
13/05/2022	-48.165849	-15.768210	8	21	49.3
14/05/2022	-48.017560	-16.015025	8	0	40.0
15/05/2022	-48.012140	-15.855041	7	18	42.0
16/05/2022	-47.991557	-16.030336	7	15	40.3
17/05/2022	-47.901521	-15.741398	7	2	40.3
18/05/2022	-47.909304	-15.745502	6	5	36.0
19/05/2022	-47.887452	-15.773938	7	3	42.0
20/05/2022	-47.983985	-15.835119	7	15	42.0
21/05/2022	-47.803742	-15.893415	7	5	42.0
22/05/2022	-47.688858	-15.645403	10	9	60.0
23/05/2022	-48.113483	-15.812212	4	17	24.0
24/05/2022	-47.874786	-15.766958	7	18	42.0
25/05/2022	-47.932932	-15.807634	6	8	36.5
26/05/2022	-47.948055	-15.930472	7	11	42.0

27/05/2022	-48.082325	-15.822733	7	25	42.0
28/05/2022	-48.059039	-15.878733	7	32	43.2
29/05/2022	-48.093477	-15.800539	7	27	43.2
30/05/2022	-47.896730	-15.816746	7	12	42.0
31/05/2022	-48.078334	-15.848645	8	18	48.0
01/06/2022	-47.847664	-15.848110	9	7	106.5
02/06/2022	-47.942564	-15.799004	4	44	17.3
03/06/2022	-48.112679	-15.788774	7	0	31.5
04/06/2022	-47.916864	-15.835856	6	4	36.0
05/06/2022	-47.940744	-15.933220	6	11	36.0
06/06/2022	-47.801186	-15.642126	6	14	36.0
07/06/2022	-47.938073	-15.794952	6	35	36.0
08/06/2022	-47.929066	-15.786510	6	5	35.5
09/06/2022	-48.097479	-15.835970	6	31	36.0
11/06/2022	-47.964008	-15.883292	8	6	50.0
12/06/2022	-47.945422	-15.802300	6	20	36.0
13/06/2022	-48.003541	-15.833397	5	19	29.2
14/06/2022	-48.024775	-16.040589	5	26	30.8
15/06/2022	-47.876427	-15.755253	5	3	29.6
16/06/2022	-48.003156	-15.827685	6	15	35.0
17/06/2022	-48.005518	-15.822127	6	6	34.0
18/06/2022	-48.009564	-15.827666	9	26	54.0
04/08/2022	-47.983703	-15.815586	5	14	30.0
05/08/2022	-47.926475	-15.631950	5	22	30.8
06/08/2022	-47.981884	-15.870917	5	9	30.8
07/08/2022	-47.975030	-15.894167	7	19	43.2
08/08/2022	-47.976192	-15.861561	7	16	42.0
09/08/2022	-48.012300	-15.886165	6	16	36.5
10/08/2022	-47.873735	-15.699561	7	30	43.8
11/08/2022	-47.798492	-15.657376	3	3	18.8
12/08/2022	-47.889053	-15.723059	7	7	43.8
13/08/2022	-47.960729	-15.918417	10	12	63.3
14/08/2022	-47.925255	-15.892050	10	4	60.0
15/08/2022	-48.074333	-15.831003	4	0	20.7
16/08/2022	-47.827865	-15.847188	7	45	43.8
17/08/2022	-47.979678	-15.814328	7	10	42.6
18/08/2022	-47.983391	-15.566376	7	16	43.2
19/08/2022	-47.805653	-15.647901	5	10	30.4
20/08/2022	-47.928547	-15.908599	7	4	41.4
21/08/2022	-47.984991	-15.809783	6	9	36.0
22/08/2022	-47.866617	-15.740483	7	20	43.8
23/08/2022	-48.021827	-15.878937	5	18	31.3
24/08/2022	-47.979458	-15.904641	6	18	37.5
25/08/2022	-47.873395	-15.757569	6	4	34.5
26/08/2022	-47.790356	-15.646228	6	20	37.0
27/08/2022	-47.979974	-15.928366	6	3	36.5
28/08/2022	-48.091612	-15.814594	5	21	30.4

29/08/2022	-47.853261	-15.770095	7	35	42.6
30/08/2022	-47.999671	-15.863102	5	9	31.3
31/08/2022	-47.968713	-15.911253	5	1	28.8
01/09/2022	-48.010859	-16.013634	6	0	30.0
02/09/2022	-47.994248	-16.044219	7	20	42.0
03/09/2022	-47.975866	-15.883220	6	17	37.0
04/09/2022	-48.092001	-15.810564	5	25	31.3
05/09/2022	-47.919979	-15.823290	5	7	30.0
06/09/2022	-47.983379	-15.890202	7	10	42.6
07/09/2022	-47.762085	-15.870797	7	60	43.2
08/09/2022	-47.873501	-15.734246	6	16	36.5
10/09/2022	-47.941092	-15.943161	10	14	45.0
11/09/2022	-47.935878	-15.948234	9	9	36.0
12/09/2022	-48.086718	-15.819308	7	5	42.6
13/09/2022	-47.937246	-15.896677	7	20	42.0
14/09/2022	-47.857500	-15.708151	7	18	49.6
15/09/2022	-48.037730	-16.044454	6	14	37.5
16/09/2022	-47.692974	-15.744105	5	22	25.8
17/09/2022	-47.976869	-15.819253	6	12	34.5
18/09/2022	-47.970548	-15.882679	5	13	31.7
19/09/2022	-48.106934	-15.792859	5	40	10.8
21/09/2022	-47.976074	-15.815443	4	27	23.3
22/09/2022	-47.922974	-15.780808	7	5	39.7
23/09/2022	-47.766525	-15.812204	5	15	30.0
24/09/2022	-47.917345	-15.885774	4	15	24.7

Apêndice 9. Registros realizados durante as capturas de aves nas áreas urbanas de Brasília, Distrito Federal. Apresento registro das redes colocadas, dos pesquisadores coletando informações e de algumas aves capturadas em nossa amostragem.



15/09/2022 – Santa Maria (DF)



16/04/2022 – Asa Sul (DF)



17/09/2022 – Guará (DF)



18/09/2022 – Núcleo Bandeirante (DF)



24/04/2022 – Taquari (DF)



24/02/2022 – Asa Norte



ferreirinho-relógio (*Todirostrum cinereum*)



beija-flor-tesoura (*Eupetomena macroura*)



sabiá-poca (*Turdus amaurochalinus*)



João-de-Barro (*Furnarius rufus*)



pica-pau-do-campo (*Colaptes campestris*)



Anu-branco (*Guira guira*)



beija-flor-verde (*Chionomesa fimbriata*)



coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*)



gaturamo-verdadeiro (*Euphonia violacea*)



cambacica (*Coereba flaveola*)



bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*)



balança-rabo-de-máscara (*Poliptila dumicola*)



tico-tico (*Zonotrichia capensis*)



arapaçu-de-cerrado (*Lepidocolaptes angustirostris*)



tesourinha (*Tyrannus savana*)



saí-canário (*Thlypopsis sordida*)



bico-de-lacre (*Estrilda astrild*)



pula-pula (*Basileuterus culicivorus*)

Apêndice 10. Espécies identificadas durante amostragem de áudios nas áreas urbanas de Brasília, Distrito Federal, Brasil. Identifiquei 60 espécies de aves, de 10 ordens e 26 famílias. Apresento as características utilizadas em minhas análises funcionais. Entre parênteses apresento o número amostral. Os números acima indicam as referências utilizadas em cada métrica extraída. Os dados foram extraídos da literatura e foram complementadas com dados coletados ao longo dos últimos 30 anos em nossa região de estudo (incluindo dados não publicados). Medidas morfométricas = mm, peso = g

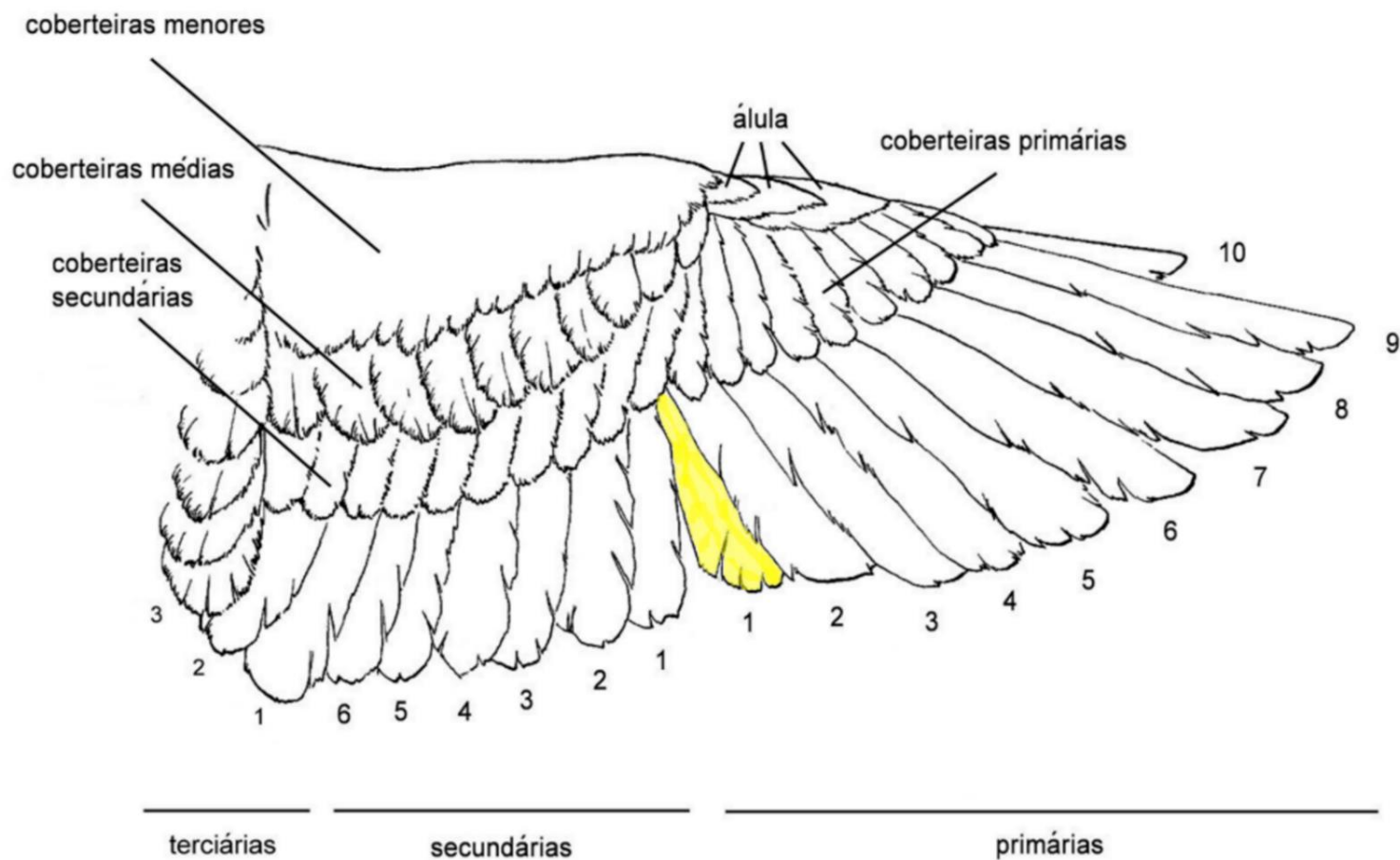
Espécies	Tamanho da ninhada	Localização do ninho ^{17,26}	Tipo de ninho ²⁶	Comprimento do bico (Culmen)	Narina-ponta	Largura do bico	Altura do bico	Comprimento do tarso	Índice <i>hand-wing</i> (HWI)	Comprimento da cauda	Peso	Estrato de forrageamento ¹⁸	Nicho trófico ¹²	
<i>Rhynchotus rufescens</i>	6.0 (21) ^{19,22}	Chão	Aberto	43.91	24.81	8.89	8.60	52.26	21.23	80.50	(2) ^{24,25}	936.5 (13) ²⁴	Terrestre	Onívoro
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	2.0 (1) ²²	vegetação	Aberto	127.04	101.64	13.29	18.58	68.52	24.52	168.50	(6) ^{21,25}	756.0 (9) ²¹	Terrestre	Predador aquático
<i>Vanellus chilensis</i>	3.2 (74) ¹⁴	Chão	Aberto	34.97	19.31	6.27	7.70	72.68	35.53	110.75	(7) ^{15,24}	368 (2) ^{15,24}	Terrestre	Onívoro
<i>Columbina talpacoti</i>	1.9 (32) ⁸	Vegetação	Aberto	14.25	8.07	3.33	3.27	16.58	23.18	72.96	(117) ¹⁵	44.2 (117) ¹⁵	Terrestre	Granívoro
<i>Columbina squammata</i>	2 (19) ^{8,22}	Vegetação	Aberto	15.50	8.37	3.38	3.42	17.63	26.83	102.05	(20) ¹⁵	55.8 (20) ¹⁵	Terrestre	Granívoro
<i>Patagioenas speciosa</i>	1.0 (3) ^{20,22}	Vegetação	Aberto	24.48	11.56	5.32	6.08	20.47	32.87	103.25	(4) ^{21,25}	258.5 (6) ²¹	Dossel	Frugívoro
<i>Patagioenas picazuro</i>	1.0 (48) ⁸	Vegetação	Aberto	25.27	11.91	5.36	5.96	30.14	34.66	130.50	(6) ¹⁵	341.1 (6) ¹⁵	Dossel	Onívoro
<i>Crotophaga ani</i>	NA	Vegetação	Aberto	31.86	20.10	9.93	21.06	32.21	23.03	182.25	(4) ^{15,25}	91.2 (2) ¹⁵	Terrestre e dossel	Onívoro
<i>Guira guira</i>	NA	Vegetação	Aberto	31.43	18.32	8.23	11.56	38.21	25.40	230.42	(12) ¹⁵	138.2 (12) ¹⁵	Terrestre	Invertívoro
<i>Eupetomena macroura</i>	2 (11) ^{9,22}	Vegetação	Aberto	24.24	18.17	3.34	2.28	6.19	62.36	81.79	(140) ¹⁵	7.8 (140) ¹⁵	Sub-bosque e dossel	Nectarívoro
<i>Amazilia fimbriata</i>	2.0 (2) ⁹	Vegetação	Aberto	20.00	15.07	2.78	1.87	4.87	62.08	32.67	(6) ¹⁵	3.9 (6) ¹⁵	Sub-bosque e dossel	Nectarívoro
<i>Ramphastos toco</i>	2.6 (3) ²²	Buraco de árvore	Cavidade	174.08	174.08	37.98	64.89	45.69	17.06	165.42	(5) ^{24,25}	1000.0 (1) ²⁴	Dossel	Frugívoro
<i>Melanerpes candidus</i>	3.7 (4) ²²	Buraco de árvore	Cavidade	31.81	23.05	7.59	8.19	22.70	30.17	102.20	(5) ²⁴	122.0 (6) ^{2,24}	Dossel	Frugívoro
<i>Colaptes melanochloros</i>	3.4 (26) ²²	Buraco de árvore	Cavidade	28.87	20.59	8.03	7.47	21.19	19.99	94.20	(7) ^{15,24}	82.7 (4) ^{15,24}	Terrestre e dossel	Invertívoro
<i>Colaptes campestris</i>	4.6 (57) ³	Buraco de árvore	Cavidade	36.64	26.74	10.49	9.43	30.81	23.33	136.18	(11) ¹⁵	152.7 (15) ^{15,22}	Terrestre e dossel	Invertívoro
<i>Caracara plancus</i>	2.3 (141) ²²	Vegetação	Aberto	46.51	28.74	14.35	22.47	83.03	27.64	233.33	(3) ²⁴	956.1 (80) ²³	Terrestre	Onívoro
<i>Ara ararauna</i>	2.4 (8) ²²	Buraco de árvore	Cavidade	70.84	62.01	31.12	56.55	32.57	25.42	475.38	(5) ^{21,24}	1125.0 (13) ²¹	Dossel	Onívoro
<i>Aratinga leucophthalma</i>	4.0 ²⁶	Buraco de árvore	Cavidade	25.70	26.70	16.50	29.70	15.40	41.50	145.60	(2) ¹⁵	161.5 (10) ¹⁵	Dossel	Onívoro
<i>Brotogeris chiriri</i>	3.7 (3) ²²	Buraco de árvore	Cavidade	19.73	15.28	8.52	13.92	13.45	43.32	112.09	(24) ¹⁵	62.2 (24) ¹⁵	Dossel	Onívoro
<i>Amazona aestiva</i>	2.8 (97) ^{9,16}	Buraco de árvore	Cavidade	38.15	30.11	17.53	30.61	18.82	25.46	125.00	(2) ²⁴	77.4 (1) ²⁴	Dossel	Frugívoro
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	2.0 (1) ²²	Vegetação	Aberto	15.25	8.28	3.88	3.89	19.19	13.01	59.50	(2) ²⁴	10 (1) ⁴	Dossel	Invertívoro
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	2.0 (1) ²²	Vegetação	Aberto	17.83	10.41	5.10	4.35	19.53	13.43	62.37	(5) ^{15,24}	13.4 (9) ^{11,15,24}	Dossel	Invertívoro

<i>Thamnophilus doliatus</i>	2.0 (70) ²²	Vegetação	Aberto	20.50	11.14	5.44	6.37	25.87	11.87	61.25	(4) ²⁴	28.3 (7) ^{22,24}	Sub-bosque	Invertívoro
<i>Furnarius rufus</i>	3.2 (149) ²²	Vegetação	Fechado	23.46	15.58	4.52	4.95	30.26	16.01	74.50	(207) ¹⁵	48.5 (207) ¹⁵	Terrestre	Invertívoro
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	3.4 (58) ¹	Vegetação	Fechado	14.40	8.33	6.43	4.05	17.63	15.54	69.00	(1) ¹⁵	16.8 (34) ^{4,11,15}	Dossel	Invertívoro
<i>Todirostrum cinereum</i>	2.7 (168) ²²	Vegetação	Fechado	15.65	9.44	4.51	2.86	18.14	13.76	39.38	(8) ¹⁵	6.2 (8) ¹⁵	Sub-bosque e dossel	Invertívoro
<i>Camptostoma obsoletum</i>	2.5 (10) ^{9,22}	Vegetação	Fechado	9.00	5.67	3.22	2.70	13.80	17.31	43.83	(6) ¹⁵	7.0 (45) ^{11,15,22}	dossel	Invertívoro
<i>Elaenia flavogaster</i>	2.3 (203) ²²	Vegetação	Aberto	13.43	7.39	4.88	3.78	18.31	20.13	75.21	(14) ¹⁵	21.6 (19) ^{11,15}	Dossel	Invertívoro
<i>Pitangus sulphuratus</i>	3.4 (574) ²²	Vegetação	Fechado	31.23	22.20	9.33	8.74	24.54	18.72	98.88	(76) ¹⁵	56.3 (76) ¹⁵	Terrestre e dossel	Onívoro
<i>Megarynchus pitangua</i>	2.7 (48) ²²	Vegetação	Aberto	33.23	25.49	14.27	10.60	18.56	22.73	90.75	(8) ¹⁵	56.9 (8) ¹⁵	Dossel	Invertívoro
<i>Tyrannus melancholicus</i>	2.8 (52) ^{9,22}	Vegetação	Aberto	24.24	16.94	9.65	7.00	16.35	26.65	97.73	(14) ^{15,24}	38.1 (13) ¹⁵	Dossel	Invertívoro
<i>Tyrannus savana</i>	2.7 (96) ⁷	Vegetação	Aberto	17.68	11.99	6.77	5.36	16.33	31.22	194.25	(9) ^{15,24}	27.3 (25) ^{15,22,24}	Dossel	Invertívoro
<i>Xolmis cinereus</i>	2.7 (4) ^{9,22}	Vegetação	Aberto	23.59	14.45	6.80	6.24	28.58	32.73	105.57	(7) ²⁴	52.4 (4) ^{11,24}	Terrestre e sub-bosque	Invertívoro
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	2.0 (9) ⁹	Vegetação	Aberto	18.99	11.21	5.57	8.68	21.94	11.37	67.42	(12) ¹⁵	25.7 (12) ¹⁵	Dossel	Invertívoro
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	3.4 (37) ²²	Rocha e buraco de árvore	Cavidade	7.84	3.94	3.34	2.19	8.42	46.20	46.80	(5) ²⁴	11 (7) ¹¹	Aéreo	Invertívoro
<i>Progne tapera</i>	3.5 (17) ²²	Rocha e buraco de árvore	Cavidade	14.95	7.90	5.31	4.20	11.51	45.86	59.01	(7) ^{21,25}	32.0 (13) ²¹	Aéreo	Invertívoro
<i>Progne chalybea</i>	3.4 (30) ²²	Rocha e buraco de árvore	Cavidade	15.46	7.51	5.65	4.46	12.86	51.11	70.00	(7)21, ^{24,25}	42.9 (14) ²¹	Aéreo	Invertívoro
<i>Troglodytes aedon</i>	3.5 (25) ^{9,22}	Rocha e buraco de árvore	Cavidade	15.96	9.73	2.82	3.04	17.60	13.78	49.25	(25) ¹⁵	11.5 (25) ¹⁵	Terrestre e sub-bosque	Invertívoro
<i>Thryothorus leucotis</i>	3.0 (13) ²²	Vegetação	Fechado	20.09	12.48	3.57	3.90	23.26	8.49	50.67	(5) ^{15,24}	18.7 (7) ^{11,15,24}	Sub-bosque	Invertívoro
<i>Polioptila dumicola</i>	2.9 (13) ²²	Vegetação	Aberto	13.06	7.45	3.05	2.39	17.14	14.36	63.71	(9) ¹⁵	7.2 (9) ¹⁵	Sub-bosque e dossel	Invertívoro
<i>Turdus leucomelas</i>	2.7 (44) ^{9,22}	Vegetação	Aberto	23.32	13.81	5.64	6.19	30.70	22.72	107.48	(67) ¹⁵	62.0 (67) ¹⁵	Terrestre e dossel	Frugívoro
<i>Turdus rufiventris</i>	3.1 (138) ²²	Vegetação	Aberto	24.98	15.08	5.92	6.63	33.71	19.14	114.55	(104) ¹⁵	67.9 (104) ¹⁵	Terrestre e dossel	Invertívoro
<i>Mimus saturninus</i>	2.9 (63) ¹³	Vegetação	Aberto	22.96	13.69	5.65	6.21	33.05	21.56	126.97	(138) ¹⁵	67.6 (138) ¹⁵	Dossel	Onívoro
<i>Zonotrichia capensis</i>	2.9 (441) ²²	Vegetação	Aberto	14.08	9.41	5.09	6.30	20.29	16.35	65.29	(7) ¹⁵	18.4 (11) ^{15,22}	Terrestre e sub-bosque	Onívoro
<i>Ammodramus humeralis</i>	2.6 (32) ²²	Chão	Aberto	12.45	7.40	4.63	5.73	17.28	12.86	47.18	(11) ²⁴	16.8 (167) ^{22,24}	Terrestre	Granívoro
<i>Parula pitiayumi</i>	2.3 (6) ²²	Vegetação	Fechado	11.82	6.83	3.23	3.13	12.42	22.14	42.00	(4) ^{24,25}	7.2 (1) ²⁴	Dossel	Invertívoro
<i>Basileuterus culicivorus</i>	2.7 (17) ²²	Chão	Fechado	12.84	7.21	3.86	3.55	18.79	12.80	62.50	(6) ^{15,25}	7.8 (2) ¹⁵	Sub-bosque	Invertívoro
<i>Gnorimopsar chopi</i>	3.7 (53) ²²	Vegetação e buraco de árvore	Cavidade	24.23	15.64	6.55	8.39	27.93	23.89	101.75	(4) ¹⁵	68.0 (4) ¹⁵	Terrestre e dossel	Onívoro
<i>Molothrus bonariensis</i>	NA	Vegetação e buraco de árvore	-	18.81	11.67	5.97	7.49	23.44	26.53	78.11	(9) ¹⁵	44.2 (9) ¹⁵	Terrestre	Invertívoro
<i>Thraupis sayaca</i>	2.5 (31) ^{9,22}	Vegetação	Aberto	16.44	9.46	6.37	6.89	19.52	24.50	72.69	(27) ¹⁵	31.5 (27) ¹⁵	Dossel	Onívoro
<i>Thraupis palmarum</i>	2.5 (43) ²²	Vegetação	Cavidade	17.64	9.92	5.90	6.16	21.32	24.25	85.09	(11) ¹⁵	38.3 (11) ¹⁵	Dossel	Onívoro
<i>Tangara cayana</i>	2.0 (4) ²²	Vegetação	Aberto	13.53	7.50	5.01	5.41	17.83	21.67	61.28	(25) ¹⁵	19.2 (25) ¹⁵	Sub-bosque e dossel	Frugívoro
<i>Sicalis flaveola</i>	3.4 (116) ²²	Vegetação e buraco de árvore	Cavidade	12.29	7.83	5.35	6.51	17.80	21.25	57.49	(82) ¹⁵	17.4 (82) ¹⁵	Terrestre	Granívoro

<i>Coereba flaveola</i>	2.7 (160) ²²	Vegetação	Fechado	14.03	9.37	3.46	3.71	16.20	16.60	40.59	(70) ¹⁵	9.8 (70) ¹⁵	Dossel	Nectarívoro
<i>Sporophila lineola</i>	3.1 (15) ²²	Vegetação	Aberto	8.94	6.29	4.98	6.12	11.24	20.18	50.00	(2) ^{24,25}	12.5 (1) ²⁴	Sub-bosque	Granívoro
<i>Sporophila nigricollis</i>	2.3 (26) ²²	Vegetação	Aberto	10.32	6.83	4.57	6.35	13.54	17.86	46.00	(2) ^{15,25}	10.0 (1) ¹⁵	Sub-bosque	Granívoro
<i>Sporophila leucoptera</i>	2.0 (3) ⁶	Vegetação	Aberto	13.93	8.18	6.78	8.70	16.28	15.02	46.75	(4) ²¹	15.5 (8) ²¹	Sub-bosque	Granívoro
<i>Saltator similis</i>	2.5 (42) ²²	Vegetação	Aberto	20.20	12.62	9.59	11.15	22.61	15.66	101.60	(5) ²⁴	44.2 (24) ^{2,24}	Dossel	Invertívoro
<i>Euphonia chlorotica</i>	4.5 (2) ²²	Vegetação	Fechado	11.14	6.38	5.07	4.70	14.93	23.44	38.50	(4) ¹⁵	12.4 (7) ^{15,22}	Dossel	Frugívoro
<i>Passer domesticus</i>	4.0 (61) ⁵	Rocha e buraco de árvore	Cavidade	15.10	9.67	6.71	7.63	18.10	25.89	66.88	(108) ¹⁵	24.1 (108) ¹⁵	Terrestre e dossel	Granívoro

1 - (Anciães *et al.* 2012), **2** - (Cavalcanti & Marini 1993), **3** - (Dias 2011), **4** - (Durães & Marini 2003), **5** - (Ferreira 2017), **6** - (Francisco 2009), **7** - (Jahn *et al.* 2017), **8** - (Marini *et al.* 2010), **9** - (Marini *et al.* 2012), **10** - (Marini *et al.* 2009), **11** - (Marini *et al.* 1997), **12** - (Pigot *et al.* 2020), **13** - (Rodrigues *et al.* 2017), **14** - (Santos 2009), **15** - (Santos *et al.* 2023b), **16** - (Seixas & Mourão 2002), **17** - (Sheard *et al.* 2023), **18** - (Stotz *et al.* 1996), **19** - (Studer & Crozariol 2022), **20** - (Studer & Crozariol 2023), **21** - (Tobias *et al.* 2022), **22** - Marini *et al.*, dados não publicados, **23** - Santos and Wiederhecker, dados não publicados, **24** - Coleção Ornitológica Marcelo Bagno da Universidade de Brasília (COMB), **25** - Coleção Zoológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (CZIBGE), **26** - (Billerman *et al.* 2022). **Referência dos animais depositados nos museus, utilizados para complementação de nossos dados de características das aves de nossa região:** *Rhynchotus rufescens*: COMB-0860, CZIBGE-ORN707; *Mesembrinibis cayennensis*: CZIBGE-ORN694; *Vanellus chilensis*: COMB-0367, COMB-0296, COMB-0938, COMB-0295, COMB-0274, COMB-0273; *Patagioenas speciosa*: CZIBGE-ORN104, CZIBGE-ORN105; *Crotophaga ani*: CZIBGE-ORN166, CZIBGE-ORN167; *Ramphastos toco*: COMB-0014, COMB-0786, CZIBGE-ORN225, CZIBGE-ORN226, CZIBGE-ORN227; *Melanerpes candidus*: COMB-0111, COMB-0581, COMB-0937, COMB-0116, COMB-0117; *Colaptes melanochloros*: COMB-0229, COMB-1056, COMB-2669, COMB-0350, COMB-1707; *Caracara Plancus*: COMB-1790, COMB-1793, COMB-1791; *Ara ararauna*: COMB-0728; *Amazona aestiva*: COMB-0462, COMB-0180; *Herpsilochmus atricapillus*: COMB-2751, COMB-2752; *Herpsilochmus longirostris*: COMB-0807, COMB-0651, COMB-0780, COMB-0673; *Thamnophilus doliatus*: COMB-0232, COMB-0959, COMB-0878, COMB-0958; *Tyrannus melancholicus*: COMB-0485, COMB-0490, COMB-1155, COMB-3038; *Tyrannus savana*: COMB-0403, COMB-3204, COMB-0934, COMB-0554, COMB-3203, COMB-1863, COMB-0548, COMB-3193; *Xolmis cinereus*: COMB-0174, COMB-0176, COMB-0276, COMB-0177, COMB-0175, COMB-0402, COMB-0280; *Pygochelidon cyanoleuca*: COMB-0451, COMB-0556, COMB-0695, COMB-1559, COMB-0400; *Progne tapera*: CZIBGE-ORN444; *Progne chalybea*: COMB-0916, CZIBGE-ORN445, CZIBGE-ORN446; *Thryothorus leucotis*: COMB-2741, COMB-0790, COMB-2748; *Ammodramus humeralis*: COMB-3188, COMB-3199, COMB-3202, COMB-0003, COMB-0299, COMB-0307, COMB-0330, COMB-0371, COMB-0373, COMB-0484, COMB-0571; *Parula pitiayumi*: COMB-0603, COMB-1354, CZIBGE-ORN725, CZIBGE-ORN710; *Basileuterus culicivorus*: CZIBGE-ORN540, CZIBGE-ORN542, CZIBGE-ORN539, CZIBGE-ORN541; *Sporophila lineola*: COMB-0979, CZIBGE-ORN685; *Sporophila nigricollis*: CZIBGE-ORN618; *Saltator similis*: COMB-0207, COMB-1148, COMB-0206, COMB-1113, COMB-1086; *Molothrus bonariensis* não possui dados reprodutivos, por ser um parasita de ninho.

Apêndice 11. Esquema de uma asa de uma ave, com a identificação de cada conjunto de penas (adaptado de Roos 2010). O amarelo indica a pena que foi retirada da ave, que foram coletadas dos animais capturados durante a realização dos trabalhos. Essas penas, posteriormente, foram analisadas quanto aos isótopos estáveis, para avaliação de alterações de nichos alimentarem em decorrência do processo de urbanização (**Capítulo 5**).



Apêndice 12. Valores médios (\pm DP) e faixas (mínimo | máximo) de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ das espécies encontradas em cada uma das classes de intensificação urbana em Brasília, Distrito Federal. Os valores médios totais para cada classe de intensificação também são mostrados. Devido ao baixo número de indivíduos (três) de canário-da-terra (*Sicalis flaveola*) amostrados na classe Alta, os valores não foram apresentados pois foram agrupados na classe Muito Alta para realização das análises. Cores mais intensa representam locais com intensidade urbana maior.

Espécies	$\delta^{13}C$				$\delta^{15}N$			
	Baixa	Média	Alta	Muito alta	Baixa	Média	Alta	Muito alta
<i>Coereba flaveola</i>	-22.51 \pm 1.12 -25.4 -21.5	-22.19 \pm 0.92 -23.3 -20.5	-21.46 \pm 0.87 -23.0 -20.2	-21.39 \pm 0.89 -22.3 -19.3	9.39 \pm 1.48 6.9 12.3	10.92 \pm 1.80 8.4 13.2	10.83 \pm 1.01 9.1 12.2	10.82 \pm 1.71 8.1 14.5
<i>Columbina talpacoti</i>	-12.39 \pm 3.06 -20.2 -10.0	-13.03 \pm 1.73 -14.8 -10.3	-13.74 \pm 2.75 -19.1 -10.5	-15.59 \pm 2.34 -20.5 -12.8	6.41 \pm 2.44 3.7 11.6	6.69 \pm 0.73 4.8 7.3	5.88 \pm 1.05 3.3 7.1	6.11 \pm 0.63 5.0 7.4
<i>Eupetomena macroura</i>	-21.98 \pm 1.31 -23.9 -19.6	-20.25 \pm 2.00 -23.2 -15.3	-18.62 \pm 2.32 -22.9 -14.8	-18.2 \pm 2.09 -22.4 -15.6	11.35 \pm 1.38 8.9 13.6	11.5 \pm 1.30 9.5 13.9	11.16 \pm 1.48 7.2 13.7	11.21 \pm 1.13 9.7 13.4
<i>Furnarius rufus</i>	-15.83 \pm 1.46 -19.9 -14.2	-15.04 \pm 1.21 -17.9 -13.9	-15.68 \pm 1.64 -19.5 -12.8	-16.15 \pm 1.54 -18.9 -13.2	9.14 \pm 0.74 7.4 10.5	9.57 \pm 0.96 7.5 11.4	10.03 \pm 1.12 7.9 11.9	10.36 \pm 0.89 9.0 12.2
<i>Mimus saturninus</i>	-16.77 \pm 1.36 -18.5 -14.2	-16.64 \pm 1.15 -18.6 -15.0	-17.06 \pm 2.10 -20.4 -12.2	-17.75 \pm 1.54 -20.7 -15.7	9.27 \pm 0.59 8.4 10.3	9.85 \pm 0.77 8.1 10.8	10.56 \pm 1.29 8.4 12.5	10.14 \pm 0.97 8.6 11.6
<i>Pitangus sulphuratus</i>	-18.56 \pm 1.62 -20.6 -14.6	-17.54 \pm 1.39 -20.5 -15.3	-17.81 \pm 2.41 -23.6 -15.0	-17.7 \pm 2.33 -21.1 -13.2	9.21 \pm 1.35 6.6 12.3	8.86 \pm 1.38 7.0 11.9	9.13 \pm 1.02 7.2 10.6	8.52 \pm 1.39 6.0 10.7
<i>Sicalis flaveola</i>	-12.76 \pm 2.41 -18.0 -9.4	-12.91 \pm 2.25 -17.5 -9.6		-12.45 \pm 2.80 -21.3 -9.6	5.74 \pm 0.98 3.9 7.1	5.98 \pm 0.63 4.7 7.0		5.94 \pm 0.84 4.8 7.8
<i>Turdus amaurochalinus</i>	-21.49 \pm 2.12 -24.2 -15.1	-21.33 \pm 1.06 -22.6 -19.3	-21.45 \pm 1.40 -25.0 -19.5	-20.29 \pm 1.88 -22.1 -15.9	9.01 \pm 1.18 7.0 10.7	10.74 \pm 1.41 8.0 13.7	11.06 \pm 1.18 9.4 13.0	10.79 \pm 0.71 9.7 11.8
<i>Turdus leucomelas</i>	-20.92 \pm 1.32 -23.0 -17.1	-20.48 \pm 1.72 -23.9 -17.0	-18.69 \pm 1.23 -21.0 -16.2	-20.88 \pm 1.19 -23.1 -19.6	10.04 \pm 1.23 7.9 12.4	9.98 \pm 1.29 6.9 11.2	9.86 \pm 1.17 8.4 12.0	10.56 \pm 1.16 8.8 12.1
<i>Turdus rufiventris</i>	-20.92 \pm 1.56 -24.1 -18.8	-20.23 \pm 1.72 -22.4 -17.4	-20.86 \pm 1.23 -22.8 -18.6	-19.53 \pm 1.19 -22.7 -16.7	11.22 \pm 1.23 7.6 13.5	10.69 \pm 1.29 9.0 12.4	11.06 \pm 1.17 7.2 13.2	11.02 \pm 1.16 9.2 12.2
Geral	-18.44 \pm 1.56 -25.4 -9.4	-17.69 \pm 3.47 -23.9 -9.6	-17.77 \pm 3.40 -25.0 -9.6	-18.23 \pm 2.81 -23.1 -11.1	9.19 \pm 2.06 3.7 13.6	9.53 \pm 2.06 4.7 13.9	9.85 \pm 2.09 3.3 13.7	9.77 \pm 0.06 4.8 14.5

Apêndice 13. Valores de métricas isotópicas calculadas para nível de assembleia e espécie em cada classe de intensificação urbana em Brasília, Distrito Federal. Cores mais intensa representam locais com intensidade urbana maior.

	Áreas de elipse padrão (SEA)				Riqueza isotópica (IRic)			
	Baixa	Média	Alta	Muito alta	Baixa	Média	Alta	Muito alta
Geral								
10 espécies	20.42	16.47	17.94	15.88	0.62	0.50	0.51	0.44
Espécies*								
<i>Coereba flaveola</i>	5.66	6.97	3.38	5.47	0.22	0.19	0.11	0.20
<i>Columbina talpacoti</i>	29.01	4.16	9.79	5.51	0.49	0.08	0.20	0.12
<i>Eupetomena macroura</i>	3.85	9.32	11.76	7.68	0.11	0.32	0.55	0.20
<i>Furnarius rufus</i>	3.77	3.72	5.89	4.14	0.33	0.30	0.49	0.29
<i>Mimus saturninus</i>	2.88	3.31	7.99	4.66	0.12	0.19	0.51	0.23
<i>Pitangus sulphuratus</i>	5.65	2.41	9.56	13.06	0.17	0.07	0.27	0.32
<i>Sicalis flaveola</i>	9.20	5.43		8.57	0.35	0.21		0.44
<i>Turdus amaurochalinus</i>	8.82	4.16	5.84	4.78	0.30	0.22	0.28	0.27
<i>Turdus leucomelas</i>	5.78	8.58	5.65	5.16	0.32	0.37	0.23	0.17
<i>Turdus rufiventris</i>	7.01	6.13	5.33	7.95	0.25	0.11	0.18	0.10

* = Áreas de elipse padrão corrigidas para amostras pequenas (SEAc)

Apêndice 14. Exemplo de animais acessando recurso fornecido pela população em minha área de estudo. À esquerda dois indivíduos de sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*) se alimentando em um container de lixo e à direita um indivíduo de rolinha-roxa (*Columbina talpacoti*) alimentando-se em um comedouro.



Apêndice 15. Locais de captura das 10 espécies de aves urbanas utilizadas em nossas análises, em Brasília, Brasil. Forneço as coordenadas, a data e o número total de espécies capturadas em cada local amostrado. Os locais estão ordenados pelas datas de amostragem. As espécies são fornecidas como abreviações: CF = *Coereba flaveola*, CT = *Columbina talpacoti*, EM = *Eupetomena macroura*, FR = *Furnarius rufus*, MS = *Mimus saturninus*, PS = *Pitangus sulphuratus*, SF = *Sicalis flaveola*, TA = *Turdus amaurochalinus*, TL = *Turdus leucomelas*, TR = *Turdus rufiventris*.

Latitude	Longitude	Data	CF	CT	EM	FR	MS	PS	SF	TA	TL	TR	Total
-15.861019	-48.02995	10/06/21		2									2
-15.832582	-47.977225	11/06/21		1		2	1						4
-15.747458	-47.894497	20/06/21				1		1					2
-15.74061	-47.889022	02/07/21				1	5						6
-15.744191	-47.887926	03/07/21				2	1				1		4
-15.836171	-47.969246	05/07/21					3			1			4
-15.717266	-47.874193	08/07/21				1							1
-15.804821	-47.89572	15/07/21				7	3				1		11
-15.821421	-47.986258	14/04/22				1				2			3
-15.873056	-48.095573	15/04/22		1	1								2
-15.778395	-47.886981	16/04/22				4		1		1		4	10
-15.851819	-47.98481	17/04/22				3		1		2	1	3	10
-15.760633	-47.882302	18/04/22	1			7	1	1		1		3	14
-15.868228	-48.061519	19/04/22	1	15	1				1	1		1	20
-15.830136	-48.013343	21/04/22			3		2						5
-15.941766	-47.979244	22/04/22	2	1		3			6		1		13
-15.922861	-47.955217	23/04/22			1	1							2
-15.699523	-47.866243	24/04/22		1	1	1					1		4
-15.931581	-47.953442	25/04/22	1			1	4			1			7
-15.854584	-47.82793	27/04/22			1								1
-15.808903	-47.900189	28/04/22			1	2							3
-15.809743	-48.063392	29/04/22		1	1	2			2				6
-15.999717	-48.061817	30/04/22		2							1	1	4
-15.816054	-47.991737	01/05/22				1							1
-15.885962	-47.954253	02/05/22					1						1
-15.802545	-47.930662	03/05/22		2		3	1	1				4	11
-15.919887	-47.948463	04/05/22	2		1	2						1	6
-16.041035	-48.030775	06/05/22				1	1						2
-15.814954	-48.058582	07/05/22	1	1		3					1	1	7
-15.815355	-47.995929	08/05/22				1							1
-15.744641	-47.73079	09/05/22									2		2
-15.797677	-47.917742	11/05/22				3	1					2	6
-15.781975	-47.893299	12/05/22	1					1			2	1	5
-15.76821	-48.165849	13/05/22		1	1	1		2			3		8
-15.855041	-48.01214	15/05/22	1	1		5							7
-16.030336	-47.991557	16/05/22		1									1
-15.745502	-47.909304	18/05/22				1	1						2
-15.773938	-47.887452	19/05/22		1		1							2
-15.835119	-47.983985	20/05/22					5						5
-15.645403	-47.688858	22/05/22				2					1		3
-15.812212	-48.113483	23/05/22		1	2								3
-15.766958	-47.874786	24/05/22			2	5	1						8

-15.770095	-47.853261	29/08/22					1					1	
-15.863102	-47.999671	30/08/22			1		1				1	3	
-15.911253	-47.968713	31/08/22						1				1	
-16.044219	-47.994248	02/09/22			3		1		1	1		6	
-15.88322	-47.975866	03/09/22			1	5	2	1	3	1		13	
-15.810564	-48.092001	04/09/22							2	3		5	
-15.82329	-47.919979	05/09/22			1				2			3	
-15.890202	-47.983379	06/09/22			3		1		1			5	
-15.870797	-47.762085	07/09/22	1				2	11	5	1	2	22	
-15.734246	-47.873501	08/09/22			1	5		4				10	
-15.943161	-47.941092	10/09/22							1	1	1	3	
-15.948234	-47.935878	11/09/22								1	2	3	
-15.819308	-48.086718	12/09/22				1						1	
-15.896677	-47.937246	13/09/22	1		3	3	1		1		2	11	
-15.708151	-47.8575	14/09/22	1					1		2	2	6	
-16.044454	-48.03773	15/09/22			2	3		1				6	
-15.744105	-47.692974	16/09/22	1		1							2	
-15.819253	-47.976869	17/09/22				1	2				2	5	
-15.882679	-47.970548	18/09/22			2	5					1	8	
-15.792859	-48.106934	19/09/22		2	4	3		1			2	12	
-15.815443	-47.976074	21/09/22	2	1	1	2	1			1	4	12	
-15.812204	-47.766525	23/09/22			3		2			3		8	
-15.885774	-47.917345	24/09/22			2	3						5	
Total			29	49	32	198	114	39	45	60	64	93	723

Apêndice 16. Número de indivíduos de aves capturadas durante nosso estudo em Brasília, Distrito Federal, Brasil. Apresento as espécies, Família, Ordem e o número total de animais capturados por espécie. Além disso, forneço o número total de aves utilizadas em nossas análises de estresse crônico nas áreas urbanas. A taxonomia das espécies é apresentada de acordo com Jetz et al. (2012).

Espécie	Família	Ordem	Total de aves capturadas	Total de aves analisadas
<i>Furnarius rufus</i>	Furnariidae	Passeriformes	230	198
<i>Mimus saturninus</i>	Mimidae	Passeriformes	156	114
<i>Eupetomena macroura</i>	Trochilidae	Apodiformes	148	32
<i>Columbina talpacoti</i>	Columbidae	Columbiformes	127	49
<i>Passer domesticus</i>	Passeridae	Passeriformes	111	0
<i>Turdus rufiventris</i>	Turdidae	Passeriformes	111	93
<i>Sicalis flaveola</i>	Emberizidae	Passeriformes	85	45
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Tyrannidae	Passeriformes	84	39
<i>Coereba flaveola</i>	Coerebidae	Passeriformes	73	29
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Turdidae	Passeriformes	73	60
<i>Turdus leucomelas</i>	Turdidae	Passeriformes	71	64
<i>Thraupis sayaca</i>	Thraupidae	Passeriformes	31	0
<i>Tangara cayana</i>	Thraupidae	Passeriformes	27	0
<i>Troglodytes aedon</i>	Troglodytidae	Passeriformes	26	0
<i>Brotogeris chiriri</i>	Psittacidae	Psittaciformes	25	0
<i>Columbina squammata</i>	Columbidae	Columbiformes	25	0
<i>Columba livia</i>	Columbidae	Columbiformes	22	0
<i>Volatinia jacarina</i>	Emberizidae	Passeriformes	18	0
<i>Elaenia flavogaster</i>	Tyrannidae	Passeriformes	16	0
<i>Thalurania furcata</i>	Trochilidae	Apodiformes	15	0
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Vireonidae	Passeriformes	14	0
<i>Elaenia chiriquensis</i>	Tyrannidae	Passeriformes	19	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tyrannidae	Passeriformes	13	0
<i>Athene cunicularia</i>	Strigidae	Strigiformes	12	0
<i>Guira guira</i>	Cuculidae	Cuculiformes	12	0
<i>Colaptes campestris</i>	Picidae	Piciformes	11	0
<i>Megarynchus pitangua</i>	Tyrannidae	Passeriformes	11	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	Icteridae	Passeriformes	11	0
<i>Thraupis palmarum</i>	Thraupidae	Passeriformes	11	0
<i>Euphonia violacea</i>	Thraupidae	Passeriformes	10	0
<i>Polioptila dumicola</i>	Polioptilidae	Passeriformes	10	0
<i>Elaenia cristata</i>	Tyrannidae	Passeriformes	9	0
<i>Todirostrum cinereum</i>	Tyrannidae	Passeriformes	9	0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Tyrannidae	Passeriformes	7	0
<i>Zonotrichia capensis</i>	Emberizidae	Passeriformes	7	0
<i>Amazilia fimbriata</i>	Trochilidae	Apodiformes	6	0
<i>Patagioenas picazuro</i>	Columbidae	Columbiformes	6	0
<i>Dacnis cayana</i>	Thraupidae	Passeriformes	5	0
<i>Euphonia chlorotica</i>	Thraupidae	Passeriformes	4	0
<i>Gnorimopsar chopi</i>	Icteridae	Passeriformes	4	0
<i>Icterus cayanensis</i>	Icteridae	Passeriformes	4	0

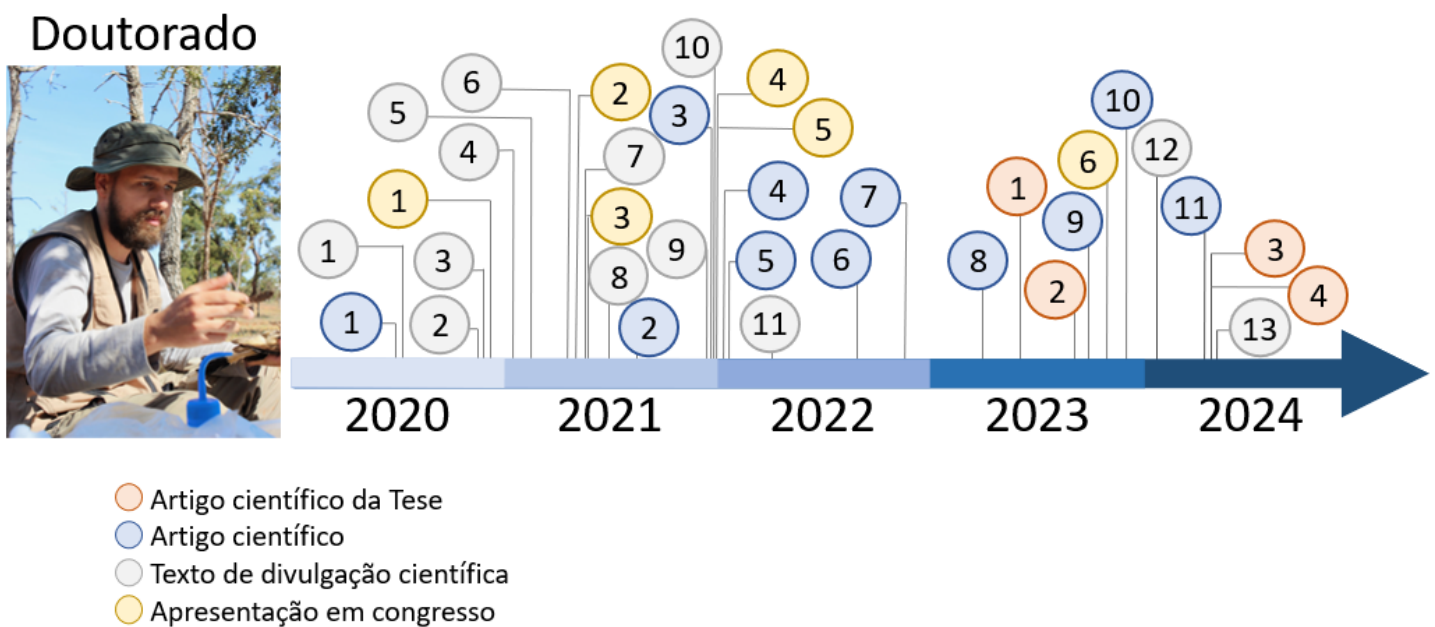
<i>Tachyphonus rufus</i>	Thraupidae	Passeriformes	4	0
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Dendrocolaptidae	Passeriformes	4	0
<i>Phaethornis pretrei</i>	Trochilidae	Apodiformes	3	0
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Parulidae	Passeriformes	3	0
<i>Thryothorus leucotis</i>	Troglodytidae	Passeriformes	2	0
<i>Colaptes melanochloros</i>	Picidae	Piciformes	2	0
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Emberizidae	Passeriformes	2	0
<i>Crotophaga ani</i>	Cuculidae	Cuculiformes	2	0
<i>Estrilda astrild</i>	Estrildidae	Passeriformes	2	0
<i>Eucometis penicillata</i>	Thraupidae	Passeriformes	2	0
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Strigidae	Strigiformes	2	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Tyrannidae	Passeriformes	2	0
<i>Piaya cayana</i>	Cuculidae	Cuculiformes	2	0
<i>Aratinga leucophthalma</i>	Psittacidae	Psittaciformes	2	0
<i>Suiriri suiriri</i>	Tyrannidae	Passeriformes	2	0
<i>Thlypopsis sordida</i>	Thraupidae	Passeriformes	2	0
<i>Alipiopsitta xanthops</i>	Psittacidae	Psittaciformes	2	0
<i>Antilophia galeata</i>	Pipridae	Passeriformes	1	0
<i>Galbula ruficauda</i>	Galbulidae	Piciformes	1	0
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	Thamnophilidae	Passeriformes	1	0
<i>Leptotila verreauxi</i>	Columbidae	Columbiformes	1	0
<i>Megaceryle torquata</i>	Alcedinidae	Coraciiformes	1	0
<i>Myiarchus ferox</i>	Tyrannidae	Passeriformes	1	0
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Tyrannidae	Passeriformes	1	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Tyrannidae	Passeriformes	1	0
<i>Nemosia pileata</i>	Thraupidae	Passeriformes	1	0
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	Furnariidae	Passeriformes	1	0
<i>Picumnus albosquamatus</i>	Picidae	Piciformes	1	0
<i>Sporophila ardesiaca</i>	Emberizidae	Passeriformes	1	0
<i>Sporophila caerulescens</i>	Emberizidae	Passeriformes	1	0
<i>Sporophila nigricollis</i>	Emberizidae	Passeriformes	1	0
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Tyrannidae	Passeriformes	1	0
<i>Turdus subalaris</i>	Turdidae	Passeriformes	1	0
<i>Tyrannus savana</i>	Tyrannidae	Passeriformes	1	0
<i>Vanellus chilensis</i>	Charadriidae	Charadriiformes	1	0

Apêndice 17. Resultados obtidos em minhas análises das lâminas sanguíneas das 10 espécies de aves utilizadas no meu estudo, em Brasília, Brasil. Apresento os valores da razão H/L e os percentuais (média \pm SD) das variáveis imunológicas para as 10 espécies monitoradas, com os valores percentuais de heterófilos, linfócitos, eosinófilos, basófilos e monócitos.

Espécies	Razão H/L	Heterófilo (%)	Linfócito (%)	Eosinófilo (%)	Basófilo (%)	Monócito (%)
Todas as espécies (723)	1.23 \pm 1.75 (723)	34.18 \pm 24.42	53.92 \pm 23.28	6.13 \pm 7.90	2.25 \pm 4.66	3.52 \pm 4.99
<i>Furnarius rufus</i> (198)	1.78 \pm 2.22 (198)	42.02 \pm 25.53	46.74 \pm 22.75	9.12 \pm 8.49	0.28 \pm 0.79	1.85 \pm 2.80
<i>Mimus saturninus</i> (114)	1.12 \pm 1.20 (114)	37.81 \pm 21.21	52.63 \pm 20.81	2.05 \pm 3.43	0.04 \pm 0.34	7.47 \pm 7.20
<i>Turdus rufiventris</i> (93)	0.54 \pm 1.26 (93)	16.10 \pm 25.53	63.98 \pm 22.75	10.36 \pm 8.49	8.36 \pm 0.79	1.20 \pm 2.80
<i>Turdus leucomelas</i> (64)	0.49 \pm 0.80 (64)	18.76 \pm 19.16	67.41 \pm 21.21	7.57 \pm 6.73	4.21 \pm 4.59	2.04 \pm 4.74
<i>Turdus amaurochalinus</i> (60)	0.74 \pm 0.87 (60)	29.45 \pm 22.02	61.58 \pm 21.36	4.44 \pm 4.26	3.36 \pm 5.43	1.17 \pm 1.60
<i>Columbina talpacoti</i> (49)	1.76 \pm 2.20 (49)	39.71 \pm 22.39	47.10 \pm 22.54	4.33 \pm 3.48	2.32 \pm 2.56	6.53 \pm 3.29
<i>Sicalis flaveola</i> (45)	1.07 \pm 0.98 (45)	39.80 \pm 19.09	53.81 \pm 20.69	0.25 \pm 1.05	1.74 \pm 3.43	4.40 \pm 4.73
<i>Pitangus sulphuratus</i> (39)	1.61 \pm 2.34 (39)	40.12 \pm 26.68	56.45 \pm 25.96	0.59 \pm 1.41	0.00	2.85 \pm 3.03
<i>Eupetomena macroura</i> (32)	1.91 \pm 2.07 (32)	42.77 \pm 20.53	37.34 \pm 18.56	13.22 \pm 11.03	0.28 \pm 1.11	6.39 \pm 7.04
<i>Coereba flaveola</i> (29)	0.96 \pm 1.16 (29)	32.81 \pm 20.15	56.65 \pm 21.93	0.17 \pm 0.93	4.09 \pm 5.30	6.29 \pm 5.97

Apêndice 18. Atividades científicas realizadas durante o doutorado.

Durante os quatro anos do doutorado realizei outras atividades e publicações, algumas não relacionadas diretamente com a tese. De fato, nesse período eu tive a oportunidade de produzir trabalhos científicos (artigos científicos) e textos de divulgação científica (texto para blogs e jornais), com tópicos relacionados ao mundo científico. Abaixo eu apresento um infográfico com as produções em ordem cronológica durante o decorrer do meu doutoramento.



Artigo científico da Tese

1 - It's time to open our mist nets over concrete: Sampling experiences within a big city.

Artigo publicado na revista *The Wilson Journal of Ornithology* em julho de 2023.

Santos EG, Pompermaier VT, Wiederhecker HC (2023) It's time to open our mist nets over concrete: Sampling experiences within a big city. *The Wilson Journal of Ornithology* 135(2):287–294. Doi: <https://doi.org/10.1676/23-00009>

2 - Urbanisation-induced changes in the morphology of birds from a tropical city.

Artigo publicado na revista *Emu - Austral Ornithology* dia 27/08/2023.

Santos EG, Pompermaier VT, Wiederhecker HC, Marini MÂ (2023) It's time to open our mist nets over concrete: Sampling experiences within a big city. *Emu - Austral Ornithology*, 123, 291–302. <https://doi.org/10.1080/01584197.2023.2253836>

3 - *Urbanization reduces diversity, simplifies community and filter bird species based on their functional traits in a tropical city.*

Artigo publicado na revista *Science of the Total Environment* dia 18/05/2024.

Santos EG, Wiederhecker HC, Pompermaier VT, Gainsbury AM, Schirmer SC, Morais CVF, Fontenele JL, Santana MCM, Marini MÂ (2024) Urbanization reduces diversity, simplifies community and filter bird species based on their functional traits in a tropical city. *Science of the Total Environment*, 935, 173379. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173379>

4 - *Are acoustic indices useful for monitoring urban biodiversity?*

Artigo publicado na revista *Science of the Total Environment* dia 31/05/2024.

Santos EG, Wiederhecker HC, Pompermaier VT, Schirmer SC, Gainsbury AM, Marini MÂ (2024) Are acoustic indices useful for monitoring urban biodiversity? *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-024-01567-5>

Artigo científico

1 - *An expandable radio collar for monitoring young terrestrial mammals*

Artigo publicado na revista *Mammalia* dia 31/07/2020.

Santos EG, Aguiar LM, Machado RB (2020) An expandable radio collar for monitoring young terrestrial mammals *Mammalia* 85(1):35-38. Doi: <https://doi.org/10.1515/mammalia-2020-0002>

2 - *Predicting burrowing owl flight trajectories in urban environments*

Artigo publicado na revista *Urban Ecosystems* dia 28/09/2021.

Santos EG, Wiederhecker HC, Machado RB (2021) Predicting burrowing owl flight trajectories in urban environments. *Urban Ecosystems* 25:499–509. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01170-y>

3 - *Fruit consumption and seed dispersal of *Caryocar brasilense* (Caryocaraceae) by *Caracara plancus* (Falconidae)*

Artigo publicado na revista *Brazilian Journal of Biology* dia 30/11/2021.

Paula WS, Souza RN, **Santos EG** (2021) Fruit consumption and seed dispersal of *Caryocar brasilense* (Caryocaraceae) by *Caracara plancus* (Falconidae). *Brazilian Journal of Biology* 81(4):1-2. Doi: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.234498>

4 - *Sexual dimorphism in Athene cunicularia: are visual cues clues?*

Artigo publicado na revista *Ornithology Research* dia 11/01/2022.

Santos EG, Depollo LC, Machado RB, Wiederhecker HC (2022) Sexual dimorphism in *Athene cunicularia*: are visual cues clues? *Ornithology Research*. 30:75–81. Doi: <https://doi.org/10.1007/s43388-022-00080-7>

5 - *Does habitat suitability affect flight-initiation distance in Burrowing owls?*

Artigo publicado na revista *Heringeriana* dia 13/01/2022.

Santos EG, Dias CO, Wiederhecker HC (2022) Does habitat suitability affect flight-initiation distance in Burrowing owls? *Heringeriana*. 16(1):e917967. Doi: <https://doi.org/10.17648/heringeriana.v16i1.917967>

6 - *Does urbanization impact terrestrial vertebrate ectotherms across a biodiversity hotspot?*

Artigo publicado na revista *Science of The Total Environment* dia 20/08/2022.

Gainsbury AM, **Santos EG**, Wiederhecker HC (2022) Does urbanization impact terrestrial vertebrate ectotherms across a biodiversity hotspot?. *Science of The Total Environment*. 835:155446. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155446>

7 - *An evaluation of translocation as a tool to reduce burrowing owl collisions at airports*

Artigo publicado na revista *The Journal of Wildlife Management* dia 21/11/2022.

Santos EG, Wiederhecker HC, Machado RB (2022) An evaluation of translocation as a tool to reduce burrowing owl collisions at airports. *The Journal of Wildlife Management*. 47(1):1-10. Doi: <https://doi.org/10.1002/wsb.1392>

8 - *Large sampling effort is not related to richness and geographic distribution of Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) in the Brazilian Savannah*

Artigo publicado na revista *Studies on neotropical fauna and environment* dia 23/03/2023.

Martins GBM, **Santos EG**, Almoor-Loureiro LMA, Sousa FDR (2023) Large sampling effort is not related to richness and geographic distribution of Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) in the Brazilian Savannah. *Studies on neotropical fauna and environment*. Doi: <https://doi.org/10.1080/01650521.2023.2186678>

9 - *Equivalence of citizen science and scientific data for modelling species distribution of birds from a tropical savana*

Artigo publicado na revista *Austral Ecology* dia 17/10/2023.

Santos EG, Wiederhecker HC, Lopes EL, Marini MÁ (2023) Equivalence of citizen science and scientific data for modelling species distribution of birds from a tropical savana. *Austral Ecology*. 48(8): 2171-2184. Doi: <https://doi.org/10.1111/aec.13454>

10 - *Light and equity: the projections of bringing light to populations in need across Brazil*

Texto publicado na revista *Anthropocene* dia 09/09/2023.

Santos EG, Gainsbury AM, Wiederhecker HC (2023) Light and equity: The projections of bringing light to populations in need across Brazil. *Anthropocene*. 44:100411. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2023.100411>

11 - *Effect of environmental variables on the abundance of Amblyomma ticks, potential vectors of Rickettsia parkeri in central Brazil*

Texto publicado na revista *Plos One* dia 15/05/2024.

Gomes IRC, Gurgel-Gonçalves R, Gazeta GS, Borsoi ABP, Bitencourth K, Leite LF, Coelho NGSS, Dislich R, Wiederhecker HC, **Santos EG**, Guimarães M (2024) Effect of environmental variables on the abundance of *Amblyomma* ticks, potential vectors of *Rickettsia parkeri* in central Brazil. *Plos One*. 1-17. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0301685>

Texto de divulgação científica

1 - *Psii! Olhe na janela!*

Texto publicado no site do Instituto Jurumi dia 14/07/2020.

Acesso: <https://www.institutojurumi.org.br/2020/07/psiu-olhe-na-janela.html>

2 - *O passarinho da sua janela foi importante para você no passado*

Texto publicado no site do Instituto Jurumi dia 07/01/2021.

Acesso: <https://www.institutojurumi.org.br/2021/01/o-passarinho-da-sua-janela-foi.html>

3 - *Quantos dinossauros você já avistou hoje?*

Texto publicado no site do Instituto Jurumi dia 08/02/2021.

Acesso: <https://www.institutojurumi.org.br/2021/02/quantos-dinossauros-voce-ja-avistou-hoje.html>

4 - *Mantenha seu gato-doméstico em casa*

Texto publicado no site do Instituto Jurumi dia 24/03/2021.

Acesso: <https://www.institutojurumi.org.br/2021/03/mantenha-seu-gato-domestico-em-casa.html>

5 - *Sobrevivendo aos ambientes urbanos*

Texto publicado no site do Instituto Jurumi dia 15/05/2021.

Acesso: <https://www.institutojurumi.org.br/2021/05/sobrevivendo-aos-ambientes-urbanos.html>

6 - *Um método para encontrar respostas*

Texto publicado no site do Ciência Hoje das Crianças dia 25/05/2021.

Acesso: <https://chc.org.br/artigo/um-metodo-para-encontrar-respostas/>

7 - *Sobrevivendo aos ambientes urbanos - vidros!*

Texto publicado no site do Instituto Jurumi dia 10/08/2021.

Acesso: <https://www.institutojurumi.org.br/2021/08/sobrevivendo-aos-ambientes-urbanos.html>

8 - *Não existem advogados de defesa para a fauna selvagem*

Texto publicado no site do Instituto Jurumi dia 27/09/2021.

Acesso: <https://www.institutojurumi.org.br/2021/09/nao-existem-advogados-de-defesa-para.html>

9 - *É ciência, acredite!*

Texto publicado no site do Ciência Hoje da Crianças dia 11/04/2022.

Acesso: <https://www.institutojurumi.org.br/2021/09/nao-existem-advogados-de-defesa-para.html>

10 - *Aves, aviões e o método científico*

Texto publicado no Boletim da Sociedade Brasileira de Ornitologia dia 10/07/2022.

Acesso: <https://ararajuba.org.br/wp-content/uploads/2022/07/Boletim-SBO-Jun-2022.pdf>

11 - *Guest Post: Opening Our Mist Nets in Urban Brazil*

Texto publicado no site da Wilson Ornithological Society dia 01/01/2024.

Acesso: <https://wilsonsociety.org/2024/01/03/guest-post-opening-our-mist-nets-in-urban-brazil/>

12 - *As capivaras e o convívio com a fauna em Brasília*

Texto publicado no site da UnB dia 31/01/2024.

Acesso: <https://www.noticias.unb.br/artigos-main/7104-as-capivaras-e-o-convivio-com-a-fauna-em-brasilia>

13 - Dia Internacional da Biodiversidade - "pessimismo da razão, otimismo da vontade"

Texto publicado no site da UnB dia 22/05/2024.

Acesso: <https://noticias.unb.br/artigos-main/7352-dia-internacional-da-biodiversidade-pessimismo-da-razao-otimismo-da-vontade>

Apresentação em congresso

1 – Nesta APA tem cidade: uma oportunidade para a conservação envolvendo pessoas.

Resumo apresentado no XI Seminário de Pesquisa/ICMBio dia 04/11/2020, realizado de forma online estando disponível no YouTube.

Machado LLM, Fontenele JL, Ferreira LA, Santos EG, Wiederhecker HC (2020) Nesta APA tem cidade: uma oportunidade para a conservação envolvendo pessoas. XI Seminário de Pesquisa/ICMBio

Acesso: <https://youtu.be/DaoBZwImxKE?si=zdyByhFhbMOEptjp>

2 – Is there an effect of urbanization on reptiles in Florida?

Resumo apresentado no International Urban Wildlife Conference dia 26/05/2021, realizado de forma online.

Gainsbury AM, Wiederhecker HC, Santos EG (2021) Is there an effect of urbanization on reptiles in Florida? Urban Wildlife Conference.

Acesso: <https://www.urban-wildlife.org/>

3 – Translocações funcionam? Fidelidade da coruja-buraqueira aos seus locais de ocorrência.

Resumo apresentado no XXVII Congresso Brasileiro de Ornitologia dia 10/07/2021, realizado de forma online estando disponível no YouTube.

Santos EG, Wiederhecker HC, Machado RB (2021) Translocações funcionam? Fidelidade da coruja-buraqueira aos seus locais de ocorrência. XXVII Congresso Brasileiro de Ornitologia.

Acesso: https://www.youtube.com/watch?v=jzPN86MJIQ8&ab_channel=EduardoGuimar%C3%A3es

4 – Impacto da urbanização nas aves.

Resumo publicado no X (antigo Twitter) no dia 13/12/2021.

Morais CVF, Santos EG, Vieira JM, Wiederlecker HC, Fontenele JL, Santana MCMM (2021) Impacto da urbanização nas aves. I Congresso Brasileiro de Bioacústica.

Acesso: <https://twitter.com/Vanessa12morais/status/1470331186685882369>

5 – Potencial do uso da ciência cidadã em ambientes urbanos do DF.

Resumo publicado no X (antigo Twitter) no dia 13/12/2021.

Vieira JM, Santos EG, Wiederlecker HC, Morais CVF, Fontele JL, Santana MCMM (2021) Potencial do uso da ciência cidadã em ambientes urbanos do DF. I Congresso Brasileiro de Bioacústica.

Acesso: <https://twitter.com/juhmendesv/status/1470371839180431361>

6 – Urbanization-induced changes in the morphology of birds from a tropical city.

Resumo apresentado no II Congresso de Ornitologia das Américas no dia 03/08/2023.

Santos EG, Pompermaier VT, Wiederhecker HC, Marini MÂ (2023) Urbanization-induced changes in the morphology of birds from a tropical city. II Congresso de Ornitologia das Américas.

Acesso: <https://ararajuba.org.br/congressos-e-premios/ii-oca/>

Apêndice 19. Ciência cidadã: experiência de monitoramento de aves em Brasília.

Durante o decorrer do meu doutorado, devido a pandemia que estava assolando o mundo e forçando as pessoas a ficarem nas suas residências, tive que desenvolver uma forma para coletar dados que possibilitasse responder minhas perguntas. Foi assim que adentrei nos estudos utilizando ciência cidadã (*Citizen Science*, em inglês). Criei um projeto chamado “Aves da Janela” (**Figura 31 e Figura 32**), que envolveu o apoio de diversos voluntários ao longo de três anos. Essa experiência foi desafiadora e ao mesmo tempo me ensinou bastante sobre o uso dessa ferramenta nos estudos científicos. De fato, hoje acredito que essa ferramenta seja um caminho importante no monitoramento da biodiversidade nas áreas urbanas, tendo em vista que são os locais onde encontramos a maior parte da população do mundo. Dessa forma, compartilho abaixo as minhas experiências, com objetivo de contribuir para esse tipo de estudo em outras regiões do país.

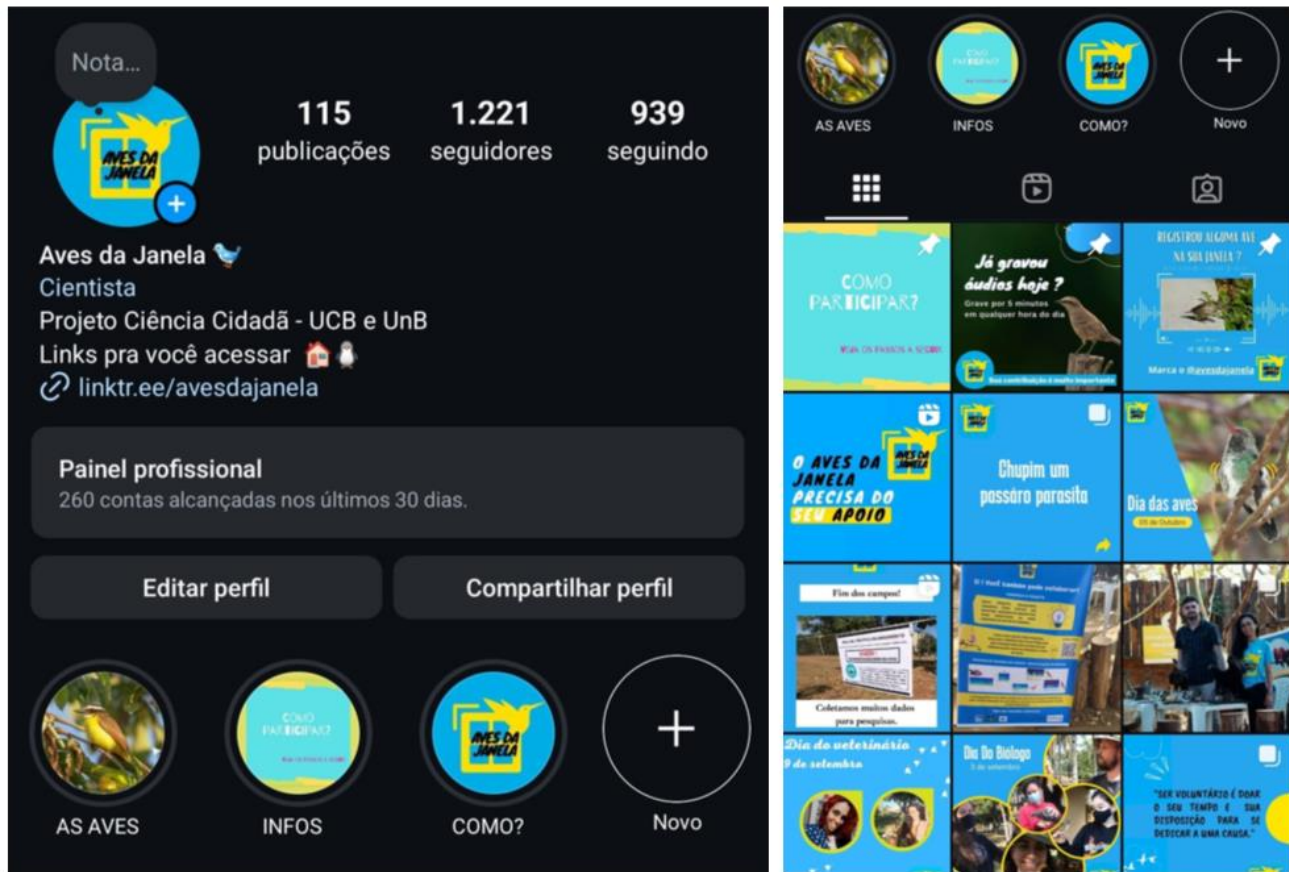


Figura 31. Projeto de ciência cidadã intitulado “Aves da Janela”, desenvolvido para coleta de informações de aves nas áreas urbanas de Brasília. Os dados coletados com esse projeto possibilitaram fazer a investigação sobre a mudança das comunidades de aves (**Capítulos 1 e 3**) em Brasília. Apresento a página inicial no Instagram, que foi a rede social que utilizei para fazer a maior parte da divulgação e comunicação com a população.

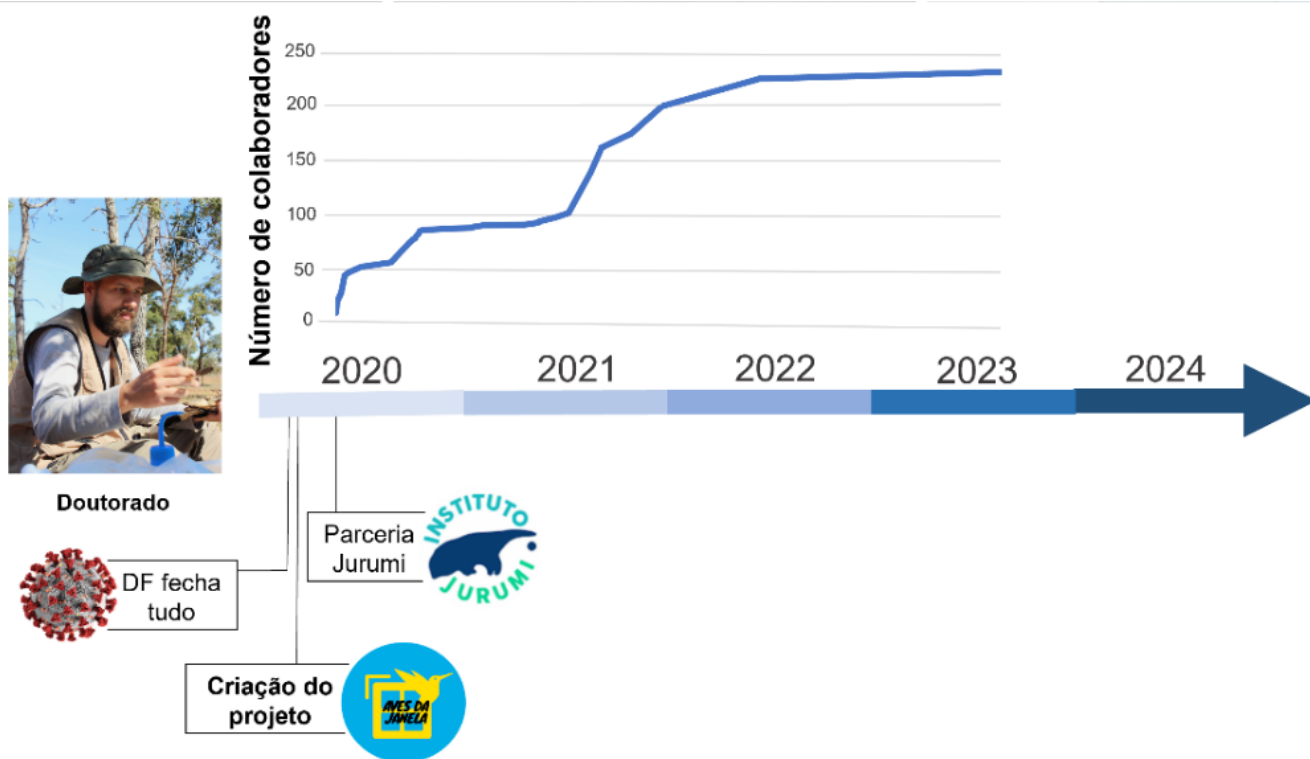


Figura 32. Detalhamento do Projeto de ciência cidadã intitulado “Aves da Janela”, desenvolvido para coleta de informações de aves nas áreas urbanas de Brasília. Forneço o gráfico contendo as informações referente ao número cumulativo de colaboradores no decorrer do projeto, por data e ano. “DF fecha tudo”: isolamento iniciado em 13 de março de 2020. Criação do projeto “Aves da Janela”: Início do projeto e das gravações em 25 de abril de 2020.

A linha do tempo acima (**Figura 32**) é um resumo do ocorrido durante a realização do projeto, com o número de colaboradores compilados ao longo dos três anos de projeto (entre 25 de abril de 2020 e 30 de dezembro de 2023). Esta linha do tempo não engloba todas as reuniões e campanhas que realizei nas redes sociais com intuito de divulgar o projeto. O primeiro resultado interessante é que o engajamento das pessoas mudou ao longo dos 3 anos. Alguns voluntários, por exemplo, gravaram de forma contínua ao longo dos 3 anos, enquanto outros fizeram apenas uma gravação e nunca mais contribuíram. Esse aspecto é relevante em estudos que envolvem a população o que levam vários projetos a tentarem entender as mudanças de engajamento. Apesar desse aspecto relevante, não tive como objetivo essa avaliação e, dessa forma, não pude discutir os motivos que levaram a essas distinções na minha área de estudo.

Entretanto, pude constatar um padrão claro relacionado a atividade de divulgação dos membros da equipe do projeto. Por exemplo, na imagem acima existem algumas datas com um claro aumento do número de colaboradores querendo contribuir com o projeto. Esses picos eram diretamente relacionados a atividades de divulgação em mídias tradicionais como jornais locais (ex: entrevista concedida a Globo, Record e Correio

Braziliense). Ou seja, as mídias tradicionais ainda parecem ser as mídias mais eficazes na captação de possíveis voluntários em projetos de ciência cidadã.

Outro aspecto que definiu meu sucesso na captação de voluntários foi a criação de um protocolo ilustrativo (**Figura 33**) e fácil de se entender sobre os passos para a contribuição para o projeto. Meu objetivo era captar áudios das janelas das residências das pessoas, sendo a padronização das coletas de primordial importância. Dessa forma, segui um protocolo de instalação de um aplicativo para capturar o som em um formato adequado (.wav), fornecendo data e hora da gravação, sem ser necessário que os voluntários tivessem que dedicar tempo na anotação dessas informações (ampliando assim a possibilidade de erro). Essas informações eram de primordial importância no meu estudo. Esse protocolo foi criado e ajustado ao longo dos três anos do projeto por mim e algumas outras pessoas, são elas: Larissa de Assis Ferreira, Helga Correa Wiederhecker, Larissa Liliane Moreira Machado, Juliane Lima Fontenele, Cicera Vanessa Feitosa Moraes, Juliana Mendes Vieira e Maysa Conceição de Moraes Santana.

Espero que esse protocolo que utilizei auxilie futuros pesquisadores que queiram se adentrar nesse desafio que é o monitoramento de animais em ambientes urbanos, com o auxílio da população local.

Protocolo para coleta de gravações – Ciência cidadã

São apenas alguns passos e você já pode começar a gravar os animais. Veja o detalhamento abaixo.

1º → Abra o GoogleMaps (📍) no seu celular e tire print da tela (precisamos das coordenadas da sua janela)

Visualização padrão do GoogleMaps



Print que deve ser enviado por e-mail, com as coordenadas de interesse



2º → Envie um e-mail com: Nome completo, se vc mora em “casa” ou “Prédio” (no caso de prédio, o nº do andar) e a imagem do print do celular contendo a coordenada do local que você fará as gravações. Com essas informações será disponibilizado um espaço na nuvem (☁️) para que você possa depositar as suas gravações.

Será enviado um link por e-mail. Com esse link você poderá acessar a nuvem e colocar todas as gravações feitas.

3° → Baixe o aplicativo para gravar as vocalizações.



4° → Faça as gravações

1. Grave durante qualquer hora do dia. Entretanto, as gravações durante o início da manhã e fim da tarde são mais interessantes pois são os horários que as aves estão mais ativas.
2. Tempo de cada gravação: 5 minutos.
3. É importante que, durante as gravações, **você evite produzir barulhos**, pois pode atrapalhar na identificação dos animais. Mas cidades são barulhentas e tudo bem a gravação conter esses outros sons.
4. Por favor, informe se você cria alguma ave, e quais as espécies. Essa informação é importante pois estamos interessados nas aves de vida livre e, dessa forma, caso seja registrado a gravação podemos filtrar e eliminar esses animais das nossas análises.
5. É importante que o local de gravação seja o mesmo (a mesma janela).

5° → Envie o arquivo para gente (pelo link enviado por e-mail) e contribua para o conhecimento desses animais.

Sua contribuição é muito importante!!! Todas as informações adquiridas serão compartilhadas primeiramente com você, que contribuiu para essa coleta. E sua contribuição será reconhecida nas divulgações destes resultados. Muito obrigado!!

Figura 33. Protocolo feito para os colaboradores (cientistas cidadãos) interessados em contribuir com a coleta de áudios em Brasília, Distrito Federal. Esse protocolo foi criado e adaptado ao longo do projeto, com auxílio de muitos voluntários. Eu apresento o produto organizado, que foi útil durante a realização do projeto.