



UnB

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ZOOLOGIA**

**IMPACTOS DA LUZ ARTIFICIAL NOTURNA NAS AVES EM CIDADES
NEOTROPICAIS**

Larissa Crispim da Silva

Brasília

Janeiro/2025



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ZOOLOGIA**

Impactos da Luz Artificial Noturna nas aves em cidades neotropicais

Larissa Crispim da Silva

Dissertação de Mestrado apresentada
ao Programa de Pós-graduação em
Zoologia, Instituto de Ciências
Biológicas, da Universidade de Brasília,
como parte dos requisitos necessários à
obtenção do título de Mestre em
Zoologia.

Orientador: Ricardo Bomfim Machado

Brasília

Janeiro/2025

Impactos da Luz Artificial Noturna nas aves em cidades neotropicais

Larissa Crispim da Silva
Ricardo Bomfim Machado

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre

Aprovada por

Dr. Ricardo B. Machado
Presidente – UnB

Dr. Reuber de Albuquerque Brandão
Membro Titular Interno - UnB

Dr. Pedro Diniz
Membro Titular Externo - UnB

Dr. Raul Alberto Laumann
Suplente – UnB

Brasília

Janeiro/2025

Ficha catalográfica

Agradecimentos

Finalmente estou nesta parte. Última e tão importante quanto o projeto inteiro, pois sem as pessoas e instituições aqui mencionadas, não haveria nem um sonho. Agradeço primeiramente à minha família, sobretudo à minha mãe Fernanda, sem a qual eu não teria chegado sequer na porta da minha primeira faculdade, não seria bióloga hoje e muito menos teria entrado em um mestrado; e também agradeço meu pai, Marcos, que me deu todo o apoio que pode e não pode durante os 10 anos que não estive mais morando com eles, sem ele, também não teria conquistado nada. Obrigada por me incentivarem a sempre buscar por mais e acreditar que o estudo é o caminho. Além é claro, de todo o auxílio logístico e financeiro em todas as fases do projeto, inclusive as viagens de campo rsrs.

Agradeço ao meu orientador Ricardo Bomfim Machado, por todo o auxílio e paciência que teve no decorrer dos últimos anos. Aceitou me orientar ainda no final da pandemia, morando em outro estado e sei bem que muitas dificuldades e distâncias surgiram como resultado desse contexto. Certamente o mestrado teria sido diferente se não fosse sua paciência e compreensão. Muito obrigada Pacheco.

Aproveito ainda para agradecer a banca examinadora, pela disponibilidade e paciência para contribuir com minha formação acadêmica. Tenho certeza que todos os comentários e críticas (positivas ou não) serão para engrandecer meu aprendizado e o artigo que sairá resultante deste projeto.

Agradeço também aos meus irmãos, Fabricio, Ellen e Isabella, que de uma forma ou de outra, participaram de todo o desenvolvimento deste projeto e dos muitos surtos pelo caminho. Minha gratidão à Bárbara Armando Godinho, por ter me apoiado de pertinho desde a inscrição no programa de mestrado, passando pela correria das disciplinas, todas as saídas de campo para coleta de dados, a fase de conferir se eu fiquei esquizofrênica analisando os áudios do coro matutino e lido e relido cada palavra aqui escrita, sempre conferindo se está legível. Não esquecendo de Denise Armando, que me auxiliou na logística da coleta de dados e em todas as demais fases desses longos anos que se passaram.

Agora, não menos importante, obrigada meus queridos amigos (ou quase amigos né Luana) por me incentivarem e me ajudarem para que eu não

enlouquecesse e por corrigirem e opinarem sobre o projeto em uma tentativa de recuperação do burnout. Obrigada, principalmente, Perussi, Glenia, Bruna e Giu.

Por fim, mas não menos importante, não haveria mestrado e sequer condições mínimas de coleta e análise de dados se não houvesse o apoio do Programa de Pós-graduação em Zoologia, um agradecimento especial à coordenadora Angele, e todo o auxílio do CNPq e da CAPES, instituições cujos programas auxiliaram financeiramente minha produção acadêmica e permitiram meu caminhar neste mestrado.

Agradeço a todos aqueles que participaram dessa caminhada, mesmo que não tenha citado nominalmente, tenho certeza que se estou aqui hoje, é porque muitos contribuíram para esse resultado.

SUMÁRIO

1. Introdução	1
2. Material e métodos	3
2.1. Local de estudo	3
2.2. Coleta de dados	4
2.3. Organização e análise de dados - início do coro matutino	7
2.4. Organização e análise de dados - índices acústicos	8
2.4.1. ADI	9
2.4.2. ACI	9
2.4.3. AEI	11
2.4.4. BI	11
2.4.5. NDSI; BIOF e ANTRO	12
2.4.6. H	13
2.5. Análises estatísticas	13
3. Resultados	14
4. Discussão	19
5. Conclusões	23
6. Agradecimentos	24
7. Referências	24
8. Apêndice	31

RESUMO

Impactos da Luz Artificial Noturna nas aves em cidades neotropicais

Resumo da Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Gravadores autônomos e índices acústicos têm sido eficientes para analisar paisagens sonoras, contribuindo para mitigar os efeitos da urbanização e das mudanças ambientais. Este estudo avaliou os efeitos da luz artificial noturna na atividade sonora das aves durante o coro matutino, considerando diferentes condições e fontes de iluminação. Os dados foram coletados em 2022 em três cidades do estado de São Paulo, no bioma Mata Atlântica, usando dez gravadores AudioMoth. Em cada cidade, 20 pontos de amostragem foram definidos considerando a presença e ausência de postes de iluminação. O brilho no céu foi definido com base no Atlas Mundial de Brilho Artificial do Céu Noturno. O início do coro matutino da comunidade registrada foi identificado manualmente, e os índices acústicos foram analisados comparando as diferentes condições de iluminação. Os resultados mostraram que as aves iniciaram o coro mais cedo em locais com poluição luminosa localizada e o brilho no céu não mostrou efeito significativo com dados contínuos. Todos os índices acústicos variaram significativamente conforme o brilho artificial e a poluição luminosa localizada. Os resultados indicaram que a luz artificial noturna altera o início do coro matutino conforme a proximidade à poluição localizada ou em função do nível do brilho no céu noturno.

Palavras-chave: ALAN; áreas urbanas; poluição luminosa; índices acústicos; coro matutino.

ABSTRACT

Impacts of artificial light at night on birds from tropical cities

Autonomous recorders and acoustic indices have proven effective in analyzing soundscapes, contributing to efforts aimed at mitigating the effects of urbanization and environmental changes. This study assessed the effects of artificial nighttime lighting on bird vocal activity during the dawn chorus, considering different lighting conditions and sources. Data were collected between February and August 2022 in three cities within the Atlantic Forest biome in São Paulo State, Brazil, using ten AudioMoth recorders. In each city, 20 sampling points were established, accounting for the presence or absence of streetlights. Sky brightness was determined based on the World Atlas of Artificial Night Sky Brightness. The onset of the dawn chorus was manually identified, and acoustic indices were analyzed to compare treatments. The results revealed that birds began their dawn chorus earlier in areas with localized light pollution. While continuous sky brightness data did not show significant effects associated with changes in bird behavior. All acoustic indices varied significantly with artificial brightness and localized light pollution. These findings suggest that artificial nighttime lighting impacts birds by altering the onset of the dawn chorus depending on their proximity to localized light or the intensity of night sky brightness.

Keywords: ALAN, urban areas, light pollution, acoustic indices, dawn chorus

Impacto da poluição luminosa no coro matutino das aves

1. Introdução

A luz artificial noturna (ALAN) é indispensável para a rotina urbana pois ilumina ruas, estradas, estabelecimentos comerciais e residenciais, e promove segurança, conforto e bem-estar à vida humana (Peña-García & Sedziwy 2020). Contudo, essa dependência humana à luz artificial noturna resulta em um poluente ambiental (Bara & Falchi 2022), cujos impactos ecológicos e na saúde humana vêm sendo cada vez mais investigados (Davies & Smyth 2018).

Essa luz artificial, proveniente de fontes urbanas e outras atividades humanas, resulta no aumento da concentração de fótons acima dos padrões naturais considerados para o período noturno (Bara & Falchi 2022). Os efeitos da ALAN se estendem desde áreas próximas às fontes luminosas até centenas de quilômetros de distância, sendo influenciados por condições atmosféricas e oscilações diárias e sazonais (Bara & Falchi 2022; Falchi 2016). Por exemplo, a poluição luminosa localizada ocorre quando fontes de luz pontuais, como postes de iluminação pública e edifícios, criam áreas intensamente iluminadas em escala local enquanto outras áreas próximas permanecem escuras (Dickerson et al. 2022). Por outro ângulo, há o brilho artificial no céu noturno que é resultante dos fótons que se espalham na atmosfera e aumentam a luminosidade do céu (Falchi 2016). Em pesquisas sobre os efeitos da luminosidade no meio ambiente, pode ser útil considerar diferentes tipos de fontes de luz a fim de não comprometer a precisão das análises e descobertas ecológicas (Dickerson et al. 2022; Dickerson et al. 2023).

A poluição luminosa afeta o ambiente noturno em diversas escalas, desde processos moleculares até ecossistemas inteiros, de forma que a exposição à ALAN pode causar impactos na saúde semelhantes em diferentes táxons (por exemplo desenvolvimento de tumores em humanos e camundongos fêmeas; aumento da massa corporal e distúrbios alimentares em humanos, espécies aviárias, artrópodes e organismos aquáticos; distúrbio do sono em humanos, camundongos e espécies aviárias; orientação, locomoção e trajetória afetadas em aves migratórias e organismos aquáticos), possivelmente impactando a maior parte dos aspectos da vida de espécies tanto diurnas quanto noturnas (Svechkina 2020). Esse cenário gera preocupação ambiental que é intensificada pelo curto período de adaptação dos

ecossistemas à exposição à poluição artificial (Dickerson 2023). Para minimizar os efeitos negativos nos ecossistemas, alguns países exigem menor iluminação em estradas rurais próximas à áreas protegidas para minimizar a poluição luminosa e os impactos ecológicos (Peña-García & Sedziwy 2020).

Dentre os diversos impactos ambientais, sabe-se que a ALAN pode influenciar diferentes medidas da biodiversidade de aves, como riqueza taxonômica, funcional e filogenética (Kosicki 2021). A poluição luminosa noturna pode modificar o padrão de atividades de algumas aves, prejudicando atividades essenciais para a sobrevivência tais como o comportamento do sono (Raap et al. 2017), a migração (McClaren et al. 2018), a detecção do comprimento do dia (Dominoni et al. 2014; Dominoni & Partecke 2015) e, comportamentos reprodutivos (Dominoni et al. 2013; Kempenaers et al. 2010), podendo influenciar também em mortes relacionadas a colisões em edifícios (Lao et al. 2020).

A poluição luminosa também está relacionada à comunicação acústica, sendo capaz de afetar o tempo, a duração, a frequência e a estrutura dos sinais sonoros (Dickerson 2023). Por exemplo, estudos que analisaram os impactos no coro matutino das aves em decorrência da luz artificial noturna, apontam que essa poluição luminosa está relacionada com o início precoce do canto (da Silva et al. 2016; Dominoni et al. 2014; Kempenaers et al. 2010), abrindo a possibilidade de diferentes efeitos negativos, como o aumento do estresse nestes animais devido ao maior comprimento do dia (Dominoni et al. 2014). Em outros grupos taxonômicos, foi identificada a redução da atividade acústica em diferentes espécies de morcegos (Li et al. 2024) e em anuros houve alteração da atividade de vocalização (Dias et al. 2019) em decorrência da ALAN.

O uso de gravadores autônomos (GRUs), dispositivos permitem a coleta de dados sonoros para posterior análise, tem se mostrado eficiente no estudo da comunicação acústica e dos impactos da atividade humana no meio ambiente (Brandes 2008). Dentre as possibilidades de análises, existem os índices acústicos, ferramentas matemáticas que quantificam aspectos variados da paisagem sonora com base nas gravações realizadas. O uso conjunto dos gravadores autônomos e dos índices acústicos oferece vantagens como a redução de custos, menor necessidade de mão de obra e economia de tempo nas análises (Jorge et al. 2018; Machado et al. 2017; Metcalf 2020).

A partir do exposto, este trabalho tem como objetivo geral observar os efeitos da luz artificial noturna na atividade sonora das aves durante o coro matutino no estado de São Paulo com diferentes condições de iluminação. O primeiro objetivo específico foi verificar se o tempo entre o início do coro matutino da comunidade de aves e as fases da luz solar (*night end*, término da noite; *nautical dawn*, amanhecer náutico; *dawn*, amanhecer; e *sunrise*, nascer do Sol) varia de acordo com a poluição luminosa localizada e o brilho no céu. Já o segundo objetivo foi analisar se existe variação nas comunidades acústicas durante o período do coro matutino de acordo com a poluição luminosa localizada e o brilho no céu em cidades de diferentes portes. A primeira hipótese prevê que as aves presentes em áreas com poluição luminosa localizada iniciarão o coro matutino mais cedo do que aves de áreas com menor influência da iluminação artificial, tanto a localizada quanto o brilho artificial noturno. A segunda hipótese postula que a poluição luminosa influencia a paisagem sonora no período do coro matutino das aves, de forma que os índices acústicos positivamente relacionados com a biodiversidade (Índice de Diversidade Acústica, Índice de Complexidade Acústica, Índice da Diferença Normalizada da Paisagem Acústica, Biofonia, Índice Bioacústico e Índice de Entropia) apresentarão valores maiores em áreas com menor poluição luminosa localizada e atmosférica enquanto os índices Antropofonia e Índice de Equitabilidade Acústica apresentarão valores maiores em áreas com maior poluição luminosa localizada e brilho no céu.

2. Material e métodos

2.1. Local de estudo

O levantamento dos dados foi realizado em três cidades no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil: Mogi das Cruzes, São Paulo e Sorocaba. Todos os pontos de amostragem foram inseridos nessas três cidades.

Mogi das Cruzes é um município localizado em -23.52 Lat S e -46.18 Long W. Apresenta extensão de 712,541 km² e sua altitude varia entre 592 e 1.169 metros a.s.l. Apesar de ser originalmente composto por vegetação típica da Mata Atlântica, apenas 34,36% de remanescentes da vegetação nativa restaram no município. A vegetação é Floresta Ombrófila Densa com dossel de até 50 metros. A média pluviométrica anual é de 1.539 milímetros (PMMA Mogi das Cruzes, 2019).

O segundo local escolhido, a cidade de São Paulo, -23.55 S e -46.63 W, é a capital do estado de São Paulo, a cidade mais populosa do Brasil. É considerada uma megacidade com população superior a 11 milhões de habitantes (IBGE 2024). Em geral, a altitude da cidade está entre 720 e 850 metros a.s.l. (PMMA SP 2017) e, em sua extensão de 1.521,202 km², apresenta cinco unidades climáticas (PMMA SP 2017). Para além de manchas isoladas e unidades de conservação, a pouca vegetação nativa encontrada na cidade se localiza no extremo sul (PMMA SP 2017). A média pluviométrica anual é de 1.454 milímetros. O extremo sul da cidade foi a selecionado para os pontos em áreas com menor iluminação.

Sorocaba é um município localizado em -23.35 Lat S e -47.36 Long W; com extensão de 449,872 km² e 601 metros a.s.l. A cidade se encontra no bioma Mata Atlântica e possui como formação vegetal originalmente composta de Floresta Estacional Semidecidual, mas também apresenta área de ecótono com formações do bioma Cerrado (PMMA Sorocaba 2014). O clima é subtropical quente, e apresenta a temperatura média anual de 21,4 °C, com máxima 30,1 °C e mínima 12,2 °C. A média pluviométrica anual é de 1.285 milímetros.

2.2. Coleta de dados

As atividades de amostragem de campo foram realizadas entre fevereiro e agosto de 2022 utilizando dez gravadores autônomos AudioMoth (Open Acoustic Devices). Durante toda a coleta, não houve ordem específica de cidades, apesar de cada saída de campo ocorrer em uma cidade por vez, a serem amostradas ou de pontos iluminados ou escuros. Em cada cidade foram selecionados 20 pontos de amostragem, sendo dez pontos localizados em até 50 metros de distância de um poste de iluminação pública (pontos com poluição artificial localizada) tratados como pontos “iluminados” e dez pontos com pelo menos 750 m de distância de um poste de iluminação pública (pontos sem poluição artificial localizada) tratados como “escuros”. A definição dos locais considerou tanto centros urbanos, quanto áreas em que potencialmente haveria mata nativa, possuíam baixos índices de urbanização/ocupação humana no entorno e o acesso era dificultado por estradas de terra.




Os gravadores foram instalados em dez pontos por cidade e funcionaram por, no mínimo, três dias e, no máximo, 10 dias consecutivos. Ao término do período, os gravadores foram realocados para outros 10 pontos selecionados. O critério para

definir o número mínimo de dias de gravação foi a possibilidade de interferências geofônicas capazes de comprometer a análise dos áudios. Já o limite máximo de dias de gravação foi estabelecido com base na logística para acessar os locais onde cada dispositivo estava instalado. Cada local foi amostrado uma vez, não havendo repetição do mesmo ponto durante o projeto. Para minimizar os riscos de autocorrelação espacial, cada AudioMoth foi implantado a distância mínima de 1 km entre eles. Os aparelhos foram inseridos em envoltórios plásticos com fecho tipo *ziplock* para proteção contra intempéries. Para a coleta de dados, os gravadores foram fixados em galhos de árvores a no mínimo 1 metro do solo, com o auxílio de abraçadeiras plásticas.

As gravações foram programadas para iniciarem no início da noite (18h) e terminarem duas horas após o nascer do Sol (8h30). O início e o término do dia foram calculados com o pacote *suncalc* (Thieurmél; Elmarhraoui, 2022) disponível no programa R (R Development Core Team, 2022). Os aparelhos foram programados para gerarem quatro gravações de dez minutos a cada hora, sendo cada gravação separada por intervalos de cinco minutos, totalizando quatro arquivos por hora gravada. Cada arquivo foi salvo em formato *wave*, com taxa de amostragem de 48 kHz, 16 bits e gravação monofônica.

Os dados de brilho no céu foram retirados do site (<https://www.lightpollutionmap.info/>) seguindo os valores de brilho artificial obtidos ($\mu\text{cd}/\text{m}^2$) no atlas mundial de brilho artificial do céu noturno (Falchi et al., 2016). Além dos valores em $\mu\text{cd}/\text{m}^2$, cada valor foi classificado de acordo com o intervalo de cores (Tabela 1), seguindo Falchi et al. (2016). Tanto os dados contínuos (em $\mu\text{cd}/\text{m}^2$) quanto as classificações por cores foram obtidos individualmente em cada ponto coletado nesta pesquisa.

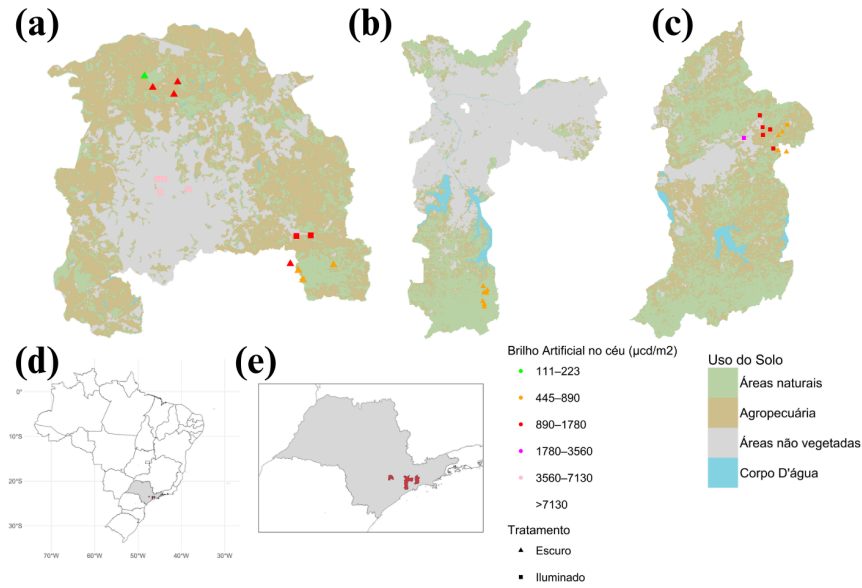
Tabela 1. Classificação dos níveis de cores usados por Falchi et al. (2016)

Brilho artificial no céu ($\mu\text{cd}/\text{m}^2$)	Classificação por cores	
<1.74	Preto	
1.74–3.48	Cinza Escuro	
3.48–6.96	Cinza	

Brilho artificial no céu ($\mu\text{cd}/\text{m}^2$)	Classificação por cores	
6.96–13.9	Azul Escuro	
13.9–27.8	Azul	
27.8–55.7	Azul Claro	
55.7–111	Verde Escuro	
111–223	Verde	
223–445	Amarelo	
445–890	Laranja	
890–1780	Vermelho	
1780–3560	Magenta	
3560–7130	Rosa	
>7130	Branco	

Ao final, desconsiderando aparelhos furtados e aparelhos que passaram por problemas técnicos, a pesquisa contou com 50 pontos de amostragem, sendo 27 em áreas com poluição luminosa localizada e 23 em áreas sem poluição luminosa localizada. Em posterior análise das gravações, dois dias aleatórios de cada ponto foram selecionados para a análise manual para identificar e excluir possíveis pontos em que o aparelho apresentou alguma falha técnica durante a gravação ou de dias com intensas chuvas, de forma que a análise das vocalizações fosse impossibilitada ou não confiável. Ao final dos descartes, 38 pontos foram analisados, sendo 20 pontos em áreas escuras e 18 em áreas iluminadas.

Figura 1. Distribuição dos pontos de coleta de acordo com o uso do solo de cada cidade. Sendo: triângulos para áreas escuras e quadrados para áreas iluminadas, assim como as cores de acordo com a categoria de luminosidade de brilho no céu. (a) Sorocaba, (b) São Paulo, (c) Mogi das Cruzes, (d) e (e) localização dos municípios de acordo no Brasil e no estado de São Paulo.



2.3. Organização e análise de dados - início do coro matutino

Para testar a hipótese que prevê que as aves presentes em áreas com poluição luminosa localizada iniciarão o coro matutino mais cedo, selecionei arquivos de áudio gravados após o final da noite (night end) até o nascer do Sol (sunrise) de cada dia, de acordo com os horários calculados com o pacote *suncalc* (Thieurmél & Elmarhraoui 2022) no R (R Development Core Team 2022). Durante a análise manual dos 38 pontos, foram descartadas quaisquer vocalizações de aves no período da noite (seguindo horários do *suncalc*) e as vocalizações de galliformes domésticos em qualquer horário do dia.

Para evitar disparidade entre o número de análises entre cidades ou as condições de iluminação, foram selecionados 2 dias aleatórios para cada ponto de coleta, em um dos pontos, houve problemas técnicos no aparelho e só foi possível a gravação e análise de um dia, ao final totalizando 75 dias na análise final. Essa análise manual contou com a inspeção simultânea das gravações e dos respectivos espectrogramas gerados pelo software Raven Pro v. 1.6.4 (The Cornell Laboratory of Ornithology 2024). Considerando o objetivo de saber quando a comunidade de aves iniciou o coro matutino, foi selecionado exatamente o tempo (hora e minuto) onde pelo menos duas aves diurnas iniciaram a atividade sonora, sendo considerado um intervalo máximo de 90 segundos entre as vocalizações das duas espécies. A fim de confirmar o período do início do coro matutino, todos os horários definidos foram

revisados por dois pesquisadores. Não foi realizada a identificação no nível de espécie em nenhum caso da análise.

Após a definição do horário do coro matutino, foram obtidos os horários do nascer do Sol, amanhecer, amanhecer náutico e final da noite para cada ponto e cada dia individualmente. Em todos os casos, foram considerados a hora e o minuto calculados pelo *suncalc*, desconsiderando os segundos. Em seguida, foram calculadas as diferenças entre o início do coro matutino e o nascer do Sol, amanhecer, amanhecer náutico e final da noite.

2.4. Organização e análise de dados - índices acústicos

Após a análise prévia dos áudios, 38 pontos foram utilizados no cálculo dos índices acústicos. Todos os arquivos de dez minutos foram cortados em arquivos menores de um minuto com o pacote *tuneR* (Uwe Ligges et al. 2023) disponível no R (R Development Core Team 2022). Durante o corte dos arquivos de áudio, foram ignorados todos os arquivos que, por problemas técnicos, possuíam menos que 10 minutos ou estavam corrompidos foram. Por fim, cada arquivo cortado resultou em outros 10 arquivos menores com 1 minuto cada. Ao término desta etapa, foram obtidos 21930 arquivos de 1 minuto, representando pouco mais de 365 horas gravadas entre o intervalo de 5h30 e 8h30 da manhã nas três cidades, seguindo o horário local. Este horário foi escolhido por representar o período do dia em que as aves são as principais contribuintes para a biofonia.

As gravações em arquivos de um minuto foram organizadas por ponto, cidade e áreas com a presença ou não da iluminação localizada. Em seguida, houve o cálculo de oito diferentes índices acústicos por meio dos pacotes *seewave* (Sueur et al. 2008) e *soundecology* (Villanueva-Rivera & Pijanowski 2018) no programa R (R Development Core Team 2022).

Os índices acústicos selecionados para análise foram: Índice de Diversidade Acústica (ADI); Índice de Complexidade Acústica (ACI); Índice da Diferença Normalizada da Paisagem Acústica (NDSI); Índice de Equitabilidade Acústica (AEI), também conhecido como Índice de Uniformidade Acústica; Antropofonia (ANTRO); Biofonia (BIOF); Índice Bioacústico (BI); e Índice de Entropia (H). Os cálculos do ADI e do AEI tiveram como frequência máxima 10 kHz; o índice bioacústico (BI) foi calculado com a frequência mínima de 501 Hz e máxima de 10 kHz; já os cálculos dos índices H, NDSI, ANTRO e BIOF ocorreram de acordo com o padrão dos

pacotes utilizados; tanto ANTRO quanto BIOF tiveram seus valores retirados do resultado de NDSI. Por fim, ACI foi calculado com a utilização de cinco janelas diferentes no sinal de áudio.

2.4.1. *Índice de Diversidade Acústica*

Para o cálculo do ADI, assume-se que a proporção do som presente em cada banda de frequência em um áudio pode ser utilizada em cálculos semelhantes aos de métricas de biodiversidade de espécies. Assim, usa-se a ocupação de cada banda de frequência para representar uma espécie e calcular o índice de diversidade acústica, em um cálculo similar ao índice de Shannon (Villanueva-Rivera et al. 2011). Neste trabalho, os cálculos do ADI foram realizados no pacote *soundecology* e foi definido como parâmetro a frequência máxima 10 kHz, frequência considerada de interesse para o coro matutino das aves.

$$ADI = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

Onde:

- ADI: Índice de Diversidade Acústica (com base no Índice de Shannon), que mede a diversidade acústica de uma gravação;
- s: número total de bandas de frequência na gravação;
- pi: proporção do som presente na i-ésima banda de frequência;
- \sum : indicando a soma dos valores calculados para todas as bandas de frequência; e a negação do somatório transforma o resultado do ADI em positivo, visto que a diversidade é uma medida que deve ser positiva.

2.4.2. *Índice de Complexidade Acústica*

O Índice de Complexidade Acústica (ACI) visa quantificar diretamente as vocalizações das aves no arquivo, a partir das intensidades registradas na paisagem acústica (Pieretti et al. 2011), sendo então uma medida utilizada para analisar a variação da intensidade de sons em gravações ambientais.

O primeiro passo no cálculo do ACI envolve a análise da variação na intensidade sonora entre intervalos consecutivos de tempo, dentro de uma determinada faixa de frequência. Neste trabalho, o ACI foi calculado com a utilização de cinco janelas, em cada áudio de 1 minuto. Para cada intervalo de tempo (k), a

diferença absoluta de intensidade entre dois momentos consecutivos (I_k e $I_{(k+1)}$) é calculada usando a seguinte fórmula:

$$d_k = |I_k - I_{(k+1)}|$$

Aqui, I_k representa a intensidade sonora no intervalo de tempo (k) e $I_{(k+1)}$ a intensidade no próximo intervalo. A operação de valor absoluto garante que a diferença seja sempre positiva, refletindo a magnitude da mudança na intensidade sonora, independentemente de ser um aumento ou diminuição.

Depois de calcular as diferenças d_k para todos os intervalos de tempo dentro de uma gravação específica (j) (por exemplo, para intervalos de 5 segundos, 30 segundos, 60 segundos), essas diferenças são somadas:

$$D = \sum_{k=1}^n dk \text{ for } j = \sum_{k=1}^n \Delta tk; n = \text{number of } \Delta tk \text{ in } j$$

Onde n representa o número de intervalos de tempo considerados na gravação e o resultado de D reflete a variação total da intensidade sonora em todos os intervalos temporais analisados.

Após calcular a soma das diferenças de intensidade (D) para um intervalo de tempo específico j dentro de uma faixa de frequência Δf , inicia-se o cálculo do Índice de Complexidade Acústica, que indica o quanto a intensidade do som variou ao longo do tempo, ajustada pela intensidade total do som gravado nesse período. Para isso, divide-se D (a soma de todas as diferenças de intensidade) pela soma das intensidades I_k ao longo do tempo j :

$$ACI = \frac{D}{\sum_{k=1}^n I_k}$$

Onde D é a soma de todas as diferenças de intensidade entre momentos consecutivos dentro de um intervalo de tempo específico j ; e $\sum_{k=1}^n I_k$ é a soma total das intensidades I_k medidas ao longo desse mesmo intervalo de tempo.

Após calcular o ACI para um intervalo de frequência específico em cada passo temporal, os resultados são somados para todos os passos temporais (m) ao longo de toda a gravação. Resultando um valor de ACI para toda a gravação dentro daquela faixa de frequência específica:

$$ACI(\Delta ft) = \sum_{j=1}^m ACI \text{ para : } m = \text{número de } j \text{ em toda a gravação}$$

Finalmente, para calcular o ACI total da gravação, o ACI é somado para todas as faixas de frequência (q) consideradas:

$$ACI_{tot} = \sum_{l=1}^q ACI(\Delta ft) \text{ para : } \Delta f = \sum_{l=1}^q \Delta fl; q = \text{número de } \Delta fl$$

Aqui, q significa o número de faixas de frequência analisadas, e o ACI_{tot} representa o valor total do índice para toda a gravação.

2.4.3. Índice de Uniformidade Acústica

O Índice de Uniformidade Acústica (AEI) é uma métrica usada para avaliar a uniformidade da distribuição de sinais acústicos em diferentes bandas de frequência dentro de um espectrograma (Villanueva-Rivera et al. 2011). O espectrograma da gravação é dividido em compartimentos (no padrão são 10) e cada compartimento representa uma faixa de frequência específica. Para cada compartimento, calcula-se a proporção de sinais que estão acima de um determinado limite, geralmente -50 dBFS. O coeficiente de Gini é calculado em cada banda de frequência que tem a maior ocupação por gravação. Neste estudo, foi utilizada a frequência máxima de 10 kHz e o pacote *soundecology* para realizar o cálculo do índice.

2.4.4. Índice Bioacústico

O Índice Bioacústico é uma medida da atividade acústica em uma paisagem sonora, utilizando as gravações para estimar a presença e atividade das aves Boelman et al. (2007). O cálculo do Índice Bioacústico se inicia com a definição de um intervalo de frequências de interesse, delimitado pelos parâmetros de frequência mínima e máxima. Neste trabalho, foram definidas como frequência mínima de 501 Hz e máxima de 10 kHz.

Aplica-se a Transformada Rápida de Fourier (FFT) ao sinal de áudio para converter o sinal do domínio do tempo para o domínio da frequência. Para cada banda de frequência dentro do intervalo definido, calcula-se o valor de decibéis (dB) e identifica-se o valor mínimo de dB para cada curva de frequência. A área sob a

curva é calculada somando todas as bandas de frequência cujo valor de dB é maior que o valor mínimo de dB identificado anteriormente. Assim, os valores de área são uma função do nível sonoro e do número de bandas de frequência.

2.4.5. *Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada, Biofonia e Antropofonia*

O Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) é utilizado para estimar o nível de perturbação antropogênica a partir da relação entre biofonia e antropofonia em uma paisagem acústica (Kasten et al. 2012). Esse índice é calculado com base nas intensidades de som em diferentes bandas de frequência. A biofonia é composta por sons de origem biológica, e estes sons geralmente ocupam faixas de frequência entre 2 kHz e 8 kHz. E a Antropofonia trata especificamente de sons de origem humana e muitas vezes ocupam faixas de frequência mais baixas, geralmente entre 1 kHz e 2 kHz. O cálculo do NDSI ocorre da seguinte forma:

$$NDSI = \frac{\beta - \alpha}{\beta + \alpha}$$

Onde:

- β representa a densidade espectral de potência da biofonia, que é a soma das frequências de 2 a 8 kHz; e
- α representa a densidade espectral de potência da antropofonia, que é a soma das frequências de 1 a 2 kHz.

Os valores de NDSI ficam entre $[-1 \text{ a } +1]$, de forma que os resultados com valores positivos indicam que a biofonia é dominante, ou seja, os sons biológicos são mais intensos do que os sons antropogênicos. E os resultados com valores negativos indicam que a antropofonia é dominante, ou seja, os sons antropogênicos são mais intensos do que os sons biológicos (Kasten et al. 2012).

O cálculo do NDSI neste trabalho ocorreu de acordo com o padrão do pacote *soundecology*. Ou seja, o tamanho de janela FFT foi de 1024 pontos; a antropofonia foi definida como os sons presentes na faixa de frequências de 1 kHz a 2 kHz; e a biofonia como os sons presentes na faixa de frequências de 2 kHz a 11 kHz. Por fim, os valores finais dos índices ANTRO e BIOF foram retirados do resultado de NDSI.

2.4.6. Entropia

O Índice de Entropia Acústica (H) é uma medida que estima a complexidade e diversidade da paisagem acústica, sendo o produto das entropias temporal e espectral. A entropia temporal (Ht) mede a imprevisibilidade da intensidade do som ao longo do tempo, avaliando como a amplitude do som varia em diferentes momentos. Já a entropia espectral (Hf) mede a imprevisibilidade da intensidade do som em diferentes frequências de uma gravação (Sueur et al. 2008).

O índice H é calculado a partir dessas duas entropias ($H = H_t \times H_f$), variando de 0 a 1, onde valores próximos de 0 indicam um som puro e constante como um tom único, indicando baixa complexidade e diversidade sonora. Já os valores próximos de 1 indicam uma paisagem sonora variada e complexa. Para o cálculo do índice não é necessário especificar a frequência caso os arquivos já estejam como um objeto *wave*, assim sendo, este trabalho não alterou qualquer parâmetro padrão da função H do pacote *seewave*, utilizando 512 pontos como comprimento da janela para a análise de entropia espectral e o tipo de envelope utilizado para calcular a entropia temporal foi o envelope de amplitude de Hilbert (padrão).

2.5. Análises estatísticas

Para confirmar a não existência de autocorrelação espacial entre os pontos, foi realizado um teste de Mantel utilizando a mediana de cada índice acústico e os dados geográficos de cada ponto. Para eliminar a possibilidade de autocorrelação temporal nos resultados dos índices acústicos, foi realizado um sorteio de 1/10 da totalidade dos dados para futuras análises.

Para testar a hipótese que prevê que as aves que estão presentes em áreas com ALAN (localizada e brilho no céu) iniciarão o coro matutino mais cedo do que as aves presentes em áreas com menor influência de ALAN, foi calculado o tempo em minutos, da diferença entre o início do coro matutino e as fases da luz solar; o resultado desta diferença será tratado como *t.sunrise*, *t.dawn*, *t.nauticaldawn* e *t.nightend* de acordo com a respectiva fase da luz solar. Em seguida, foi verificado se os dados seguiam uma distribuição normal por meio do teste de Shapiro-Wilks. Em todos os casos, a não normalidade da distribuição dos dados foi identificada ($p < 0.001$). Assim, foram aplicados quatro testes não paramétricos Kruskal-Wallis para verificar se havia diferença entre *t.sunrise*, *t.dawn*, *t.nauticaldawn* e *t.nightend* e as diferentes fontes de ALAN e cidades. Para verificar se havia diferenças significativas

entre as três cidades, foi realizado um *post hoc* com o ajuste de Bonferroni por meio da função `dunn_test` do pacote `rstatix` (Kassambara 2023).

Já para a segunda hipótese que assume a variação dos índices acústicos de acordo com a ALAN, foi realizado um teste de normalidade na distribuição dos dados de todos os índices por meio do Shapiro-Wilks e da função `qqplot` do pacote `qqplotr` (Almeida et al. 2018). Em todos os casos a não normalidade da distribuição dos dados foi confirmada. A partir destes resultados, um teste Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar se cada índice acústico variou de acordo com a poluição luminosa localizada, o brilho no céu noturno e a cidade. Neste último, foi realizado um *post hoc* (pacote `rstatix` e método de ajuste Benjamini-Hochberg) para verificar se os dados variaram de forma significativa entre as 3 cidades.

Para verificar se os níveis de poluição sonora estariam influenciando todos os resultados, foram realizados testes não paramétricos (Kruskal-Wallis) com sete índices acústicos (ADI, ACI, AEI, NDSI, BIOF, H e BI) enquanto variáveis dependentes e o índice de antropofonia enquanto variável independente. O mesmo teste ocorreu com o `t.sunrise`, `t.dawn`, `t.nauticaldawn` e `t.nightend` (separadamente) com a mediana do valor de antropofonia referente a cada dia e cada ponto analisado na análise manual que obteve o início do coro matutino.

3. Resultados

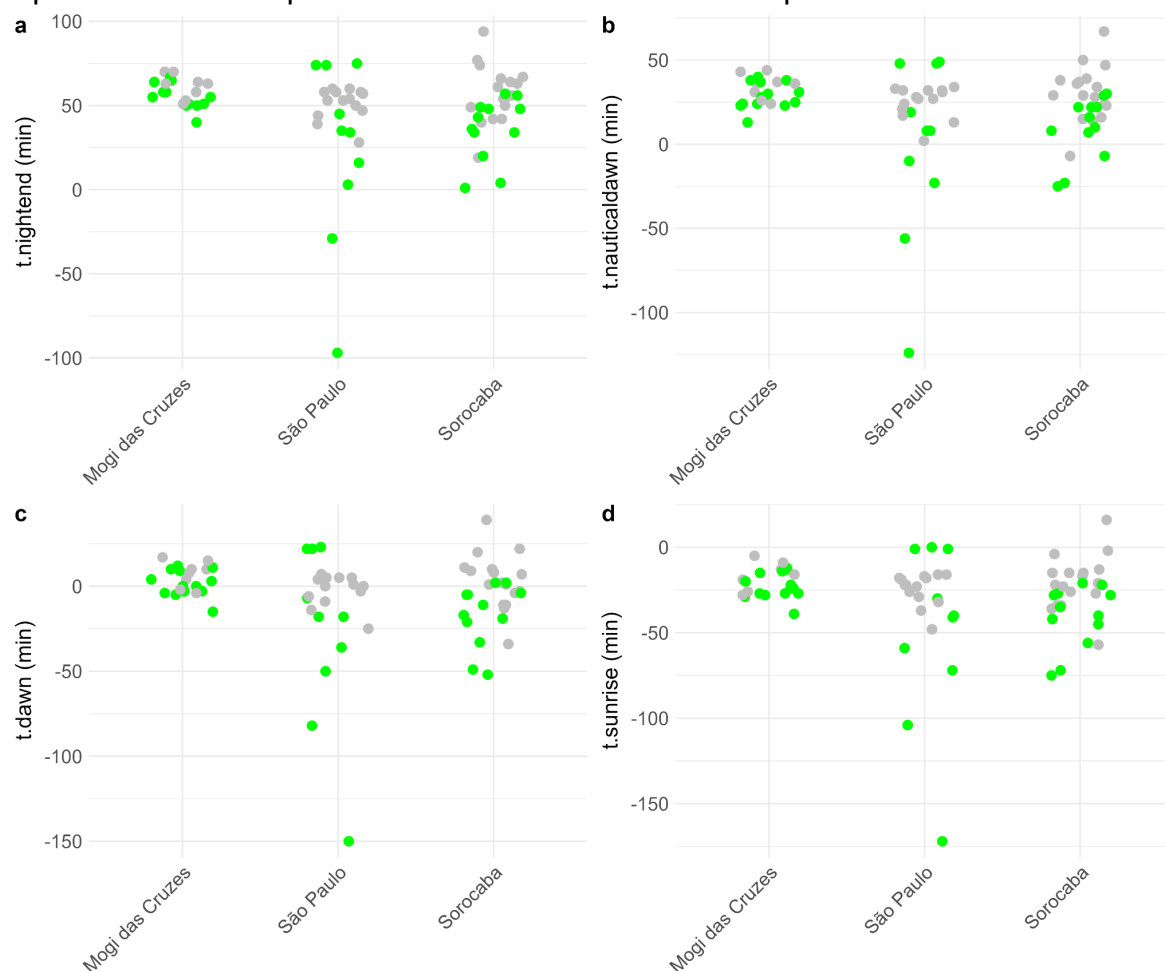
Os dados coletados de brilho no céu variaram entre 200 e 9830 $\mu\text{cd}/\text{m}^2$ e foram categorizados em seis grupos de acordo com as faixas dos valores e a variação do tempo do início do coro matutino e as fases do Sol podem ser observados na Tabela 2 e na Figura 2.

Tabela 2. Variação do tempo (minutos) e a Média (\pm Desvio Padrão) dos horários do início do coro em relação as diferentes fases da luz solar, de acordo com as categorias de poluição localizada.

Variável	Categoria	Variação	Média \pm DP
t.sunrise	Escuro	-57 min a 16 min	-20,9 \pm 12,6
	Iluminado	-172 min a 0 min	-37,0 \pm 32,0
t.dawn	Escuro	-34 min a 39 min	2,28 \pm 12,7
	Iluminado	-150 min a 23 min	-13,6 \pm 32,4

t.nauticaldawn	Escuro	-7 min a 67 min	29,5 ± 13,0
	Iluminado	-124 min a 49 min	-13,3 ± 32,7
t.nightend	Escuro	19 min a 94 min	56,0 ± 13,2
	Iluminado	-97 min a 75 min	40,0 ± 32,7

Figura 2. Distribuição dos pontos de acordo com os resultados de t.nightend (a), t.nauticaldawn (b) t.dawn (c) e t.sunrise (d) em cada cidade. Sendo os pontos verdes representantes dos pontos iluminados e os cinzas dos pontos escuros.



O teste Kruskal-Wallis foi utilizado para avaliar a diferença nos horários observados do início do coro matutino em relação às fases da luz solar. No que diz respeito a poluição luminosa localizada, em todas as variáveis dependentes (t.sunrise, t.dawn, t.nauticaldawn e t.nightend) os resultados indicam que há diferença significativa de acordo com o grupo de comparação dos pontos (Tabela 3). Ou seja, t.sunrise, t.dawn, t.nauticaldawn e t.nightend variaram significativamente com a presença ou não do poste de iluminação pública. Quanto às possíveis

diferenças entre as cidades, t.sunrise, t.dawn e t.nauticaldawn não rejeitaram a hipótese nula, de forma que apenas a variável t.nightend apresentou valor de $p < 0,05$. Porém, ao realizar o *post hoc* os resultados mostraram que não havia diferença significativa entre os valores em nenhum dos pares das três cidades analisadas.

Todos os resultados apontaram que não há evidências suficientes para afirmar que os valores contínuos do brilho no céu noturno influenciaram no tempo do início do coro matutino. Para as variáveis t.sunrise, t.dawn e t.nauticaldawn o teste Kruskal-Wallis resultou valores de $p > 0,05$, ou seja, não foi possível identificar diferenças significativas entre o tempo do início do coro matutino e as fases da luz solar no que diz respeito à influência do brilho artificial noturno em valores contínuos. A variável t.nightend apresentou resultado com significância marginal ($p = 0.05135$), porém não suficiente para ser considerado estatisticamente significativo.

Tabela 3. Resultados do Kruskal-Wallis para a análise de t.sunrise, t.dawn, t.nauticaldawn e t.nightend em diferentes cidades e ALAN

Variável dependente	Poluição localizada	Brilho no céu (valores contínuos)	Cidade
t.sunrise	chi = 8.23 p = 0.004	chi = 41.25 p = 0.08	chi = 4.1324 p = 0.12
t.dawn	chi = 7.4081 p = 0.006	chi = 42.11 p = 0.07003	chi = 5.0177 p = 0.08136
t.nauticaldawn	chi = 7.23 p = 0.007	chi = 42.79 p = 0.06	chi = 5.3573 p = 0.068
t.nightend	chi = 6.45 p = 0.011	chi = 43.64 p = 0.051	chi = 6.3219 p = 0.042

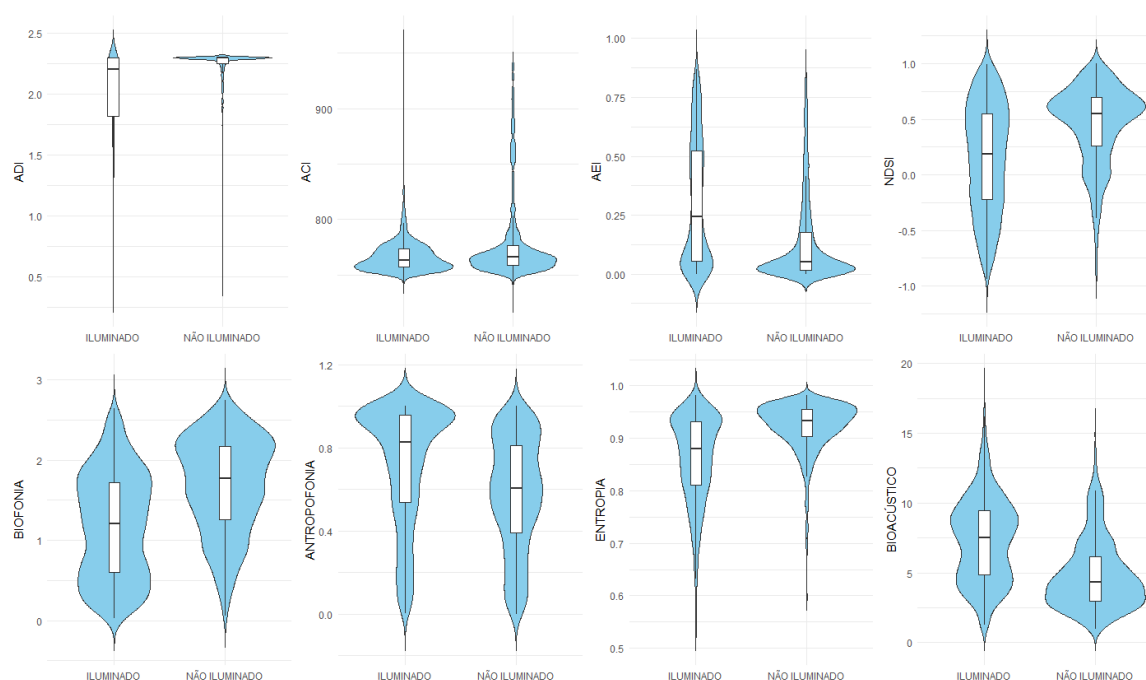
Quanto aos índices acústicos, as medianas de ADI, ACI, NDSI, BIOF e H foram maiores para locais sem poluição luminosa localizada; e os índices ANTRO,

AEI e BI tiveram valores maiores para locais com poluição localizada (Tabela 4 e Figura 3).

Tabela 4. Mediana dos índices acústicos de acordo com a iluminação localizada dos pontos de coleta

	ADI	ACI	NDSI	ANTRO	BIOF	AEI	H	BI
Iluminado	2.20	764.20	0.11	0.87	1.07	0.24	0.88	7.19
Escuro	2.29	766.37	0.52	0.63	1.68	0.05	0.93	4.56

Figura 3. Gráficos de violino e boxplot comparando diferentes índices ambientais entre áreas iluminadas e não iluminadas.



Em ambos os tipos de ambiente (iluminados e escuros), todos os índices acústicos analisados foram significativamente diferentes ($p < 0,001$) de acordo com o teste Kruskal-Wallis (Tabela 5). No que diz respeito ao nível de brilho artificial em cada ponto, o mesmo teste foi aplicado e os resultados apontaram que todos os índices acústicos variaram significativamente ($p < 0,001$), indicando que o brilho artificial exerce influência considerável sobre cada variável dependente (Tabela 5).

Tabela 5. Valores de p e χ^2 resultantes do teste Kruskal-Wallis para cada índice acústico em relação ao nível de brilho artificial, ao nível de iluminação localizada dos ambientes e as três cidades de coleta dos dados

Índice acústico	Brilho artificial no céu		Poluição localizada		Cidades	
	Chi-squared	p	Chi-squared	p	Chi-square d	p
ADI	229.02	< 0,001	229.23	< 0,001	42.233	< 0.001
ACI	43.516	< 0,001	36.982	< 0,001	9.1326	< 0.05
NDSI	367.07	< 0,001	360.75	< 0,001	92.219	< 0.001
ANTRO	328.21	< 0,001	315.47	< 0,001	92.806	< 0.001
BIOF	412.4	< 0,001	413.83	< 0,001	28.571	< 0.001
AEI	229.94	< 0,001	228.51	< 0,001	42.334	< 0.001
H	348.25	< 0,001	340.41	< 0,001	131.28	< 0.001
BI	268.54	< 0,001	336.93	< 0,001	15.942	< 0.001

Quanto à diferença dos índices acústicos em três cidades diferentes, os resultados do Kruskal-Wallis foram significativos na análise dos índices acústicos e as três cidades (Tabela 5), a análise *post hoc* também apontou valores significativos na maior parte dos casos (Anexo 1). No índice de Diversidade Acústica, as comparações entre Mogi das Cruzes e São Paulo, e entre Mogi das Cruzes e Sorocaba, mostraram diferenças significativas ($p < 0.001$), enquanto a comparação entre São Paulo e Sorocaba não apresenta diferença ($p > 0.05$). Resultado este, exatamente oposto à análise do ACI, onde São Paulo e Sorocaba tiveram diferença significativa ($p < 0.01$), enquanto as comparações entre Mogi das Cruzes e São Paulo e Mogi das Cruzes e Sorocaba não são significativas após o ajuste ($p > 0.05$).

Em NDSI, as comparações entre Mogi das Cruzes e São Paulo ($p < 0.001$) e entre São Paulo e Sorocaba ($p < 0.001$) foram altamente significativas, enquanto a comparação entre Mogi das Cruzes e Sorocaba não é significativa ($p > 0.05$). Já em BIOF, a comparação entre São Paulo e Sorocaba é significativa ($p < 0.05$), mas as comparações entre Mogi das Cruzes e São Paulo, e entre Mogi das Cruzes e Sorocaba, não apresentam significância ($p > 0.05$). A antropofonia variou significativamente entre Mogi das Cruzes e São Paulo ($p < 0.001$) e entre São Paulo e Sorocaba (< 0.01), enquanto a comparação entre Mogi das Cruzes e Sorocaba não é significativa ($p > 0.05$).

O índice de Equitabilidade Acústica mostrou diferenças entre Mogi das Cruzes e São Paulo ($p < 0.001$) e entre Mogi das Cruzes e Sorocaba ($p < 0.001$), enquanto a comparação entre São Paulo e Sorocaba não foi significativa ($p > 0.05$).

Já o Índice de Entropia variou significativamente em todas as comparações ($p < 0,001$). Finalmente, em BI, a diferença entre São Paulo e Sorocaba é significativa ($p < 0,001$), enquanto as comparações entre Mogi das Cruzes e São Paulo, e entre Mogi das Cruzes e Sorocaba, não são significativas ($p > 0,05$).

4. Discussão

Estudos que testam simultaneamente os impactos de diferentes tipos de ALAN no comportamento das aves ainda são relativamente raros (Dickerson et al. 2023). Além disso, este estudo se destaca ao explorar dois tipos de poluição luminosa (localizada e brilho no céu) no coro matutino das aves, a partir de dois tipos de análises (manual e índices acústicos) de gravações autônomas (GRU). Além disso, até onde sabemos este é o primeiro estudo a testar se os índices acústicos são eficientes para identificar os efeitos da ALAN na comunidade acústica.

A primeira hipótese deste trabalho considerou que as aves presentes em áreas com poluição luminosa iriam iniciar o coro matutino mais cedo do que aves de áreas com menor influência da poluição luminosa. Confirmando essa hipótese, os resultados demonstraram que, de fato, as aves iniciaram o coro matutino mais cedo nos ambientes com poluição luminosa localizada. Ou seja, o tempo entre o início do coro matutino e as fases da luz solar, foi significativamente diferente de acordo com a presença ou não da iluminação pública nos pontos de coleta. Ao mesmo tempo, houve duas respostas diferentes sobre o efeito do brilho artificial. Contrariando o previsto, o coro matutino não iniciou mais cedo de acordo com os dados contínuos de brilho no céu noturno em cada ponto.

Quanto à segunda hipótese, a investigação previu que a poluição luminosa era capaz de afetar a paisagem sonora no período do coro matutino das aves. Os resultados demonstraram que todos os índices acústicos variaram significativamente de acordo com o nível de brilho no céu noturno e a presença ou não da poluição luminosa localizada, indicando que a presença da poluição luminosa localizada e, possivelmente, o brilho no céu diminui a diversidade acústica, a partir de uma análise da paisagem acústica no período do coro matutino das aves. Aqui, foi esperado que os índices acústicos relacionados positivamente com a biodiversidade (ACI, ADI, NDSI, BI, BIOF e H) teriam valores maiores em áreas com menor poluição luminosa, ao contrário dos índices ANTRO e AEI que apresentariam valores

maiores em áreas com maior poluição luminosa. Os resultados obtidos demonstraram que, de fato, a maioria dos índices acústicos positivamente relacionados à biodiversidade foram maiores em áreas sem poluição luminosa localizada; a exceção foi o Índice Bioacústico, que apresentou mediana maior em áreas mais iluminadas. Além disso, indo de acordo com a hipótese inicial, os índices Antropofonia e Equitabilidade Acústica apresentaram valores de mediana maiores em áreas com maior poluição luminosa localizada.

Foi verificado se, na verdade, o início do coro matutino (t.sunrise, t.dawn, t.nauticaldawn e t.nightend) estava relacionado com os níveis de antropofonia entre 5h30 e 8h30 do respectivo dia. Em todos os casos essa hipótese foi rejeitada ($p > 0.05$). Resultado semelhante foi encontrado em Marín-Gómez (2022) onde, após não identificar relação entre o ruído antropogênico e o início do coro matutino de uma espécie de aves (*Sicalis flaveola*), o autor levanta a hipótese de que, possivelmente, o pico de ruído em áreas urbanas ocorre após o início do coro da espécie estudada, de forma que esta pode não precisar ajustar seu horário de canto para evitar o ruído. Em outro estudo, Alquezar et al. (2020) analisaram o impacto da poluição sonora de aeroportos no início do coro matutino de aves e concluíram que as mudanças no tempo de início do coro matutino e o ruído urbano não são uniformes, havendo espécies que adiantam ou que atrasam o início do coro. Esses estudos exemplificam a complexidade das respostas comportamentais das aves em ambientes diretamente impactados por atividades humanas. O presente trabalho considerou os valores de antropofonia entre 5h30min e 8h30min da manhã (cerca de 2h após o nascer do Sol do respectivo dia) e, ainda assim, a antropofonia não impactou significativamente o início do coro matutino das comunidades estudadas.

Os dados contínuos de brilho artificial variaram entre 200 e 9830 $\mu\text{cd}/\text{m}^2$ e não apresentaram correlação significativa com o início do coro matutino. Resultado semelhante ao de Sánchez-González et al. (2020), em que o início do coro matutino de *Pyrocephalus rubinus* não demonstrou relação com valores de brilho no céu noturno e sim com o nível de urbanização na Colômbia. Embora a faixa de brilho no céu obtida por este estudo seja considerável, é possível que os efeitos esperados sejam identificáveis quando os dados numéricos são obtidos também em áreas distantes das grandes metrópoles ou quando os possíveis efeitos sejam analisados a partir da interação com outras variáveis (Dickerson 2022). Apesar de a comunidade científica já ter registrado que a ALAN pode influenciar, entre outras

coisas, o início do coro matutino das aves (da Silva et al. 2014; da Silva et al. 2016; Dominoni et al. 2014; Kempenaers et al. 2010), ainda há a necessidade de investigar e dimensionar os diferentes impactos de acordo com os níveis do brilho no céu.

As aves iniciaram o coro matutino mais cedo nos ambientes com poluição luminosa localizada, porém, contrariando o esperado, os resultados demonstraram que não houve diferença significativa entre as cidades apesar dos valores mínimos e máximos de t_{sunrise} , t_{dawn} , $t_{\text{nauticaldawn}}$ e t_{nightend} aparentarem maior discrepância na cidade de São Paulo, visto que é uma megacidade e apresenta maiores valores de brilho no céu (mínimo de 606 e máximo de 9830 $\mu\text{cd}/\text{m}^2$ nos pontos coletados), o esperado por este trabalho era ver uma diferença significativa no início do coro matutino em São Paulo, quando comparado às demais cidades Sorocaba e Mogi das Cruzes que são de médio porte.

No que diz respeito aos índices acústicos, esperava-se encontrar diferenças nas comunidades acústicas de acordo com as cidades e a fonte de iluminação (localizada ou brilho no céu), nos resultados tanto ADI, que busca medir a diversidade acústica a partir de um cálculo baseado no Índice de Shannon, quanto H, que busca medir a complexidade e diversidade da paisagem acústica, diminuíram significativamente de acordo com os grupos de comparação (iluminado ou escuro) e com os níveis de brilho no céu. O mesmo foi observado para BIOF cujos resultados demonstraram que há menor intensidade de sons biológicos (faixa de 2 a 8 kHz) nos ambientes com ALAN localizada, em contraste com ANTRO que apresentou maiores valores nestes ambientes. O NDSI estima o nível de perturbação antropogênica em uma paisagem acústica, e nesta pesquisa, apesar de o índice variar significativamente entre os ambientes, os resultados apresentaram valores positivos para as áreas com e sem poluição luminosa localizada, indicando que os sons biológicos são dominantes na paisagem acústica em relação à antropofonia nestes dois tipos de ambientes. Assumindo que o AEI avaliou a uniformidade sonora nos ambientes, estando relacionado com a riqueza de aves na Mata Atlântica (Jorge et al. 2018), aqui, os valores maiores nas áreas iluminadas (ALAN localizada) sugerem que, nestes pontos, as paisagens sonoras são menos uniformes do que em áreas sem poluição luminosa localizada.

Os índices BI e ACI foram criados para estimar a presença e atividade sonora das aves no ambiente, assim, usando seus valores como medidas diretas para este objetivo, os resultados desse trabalho sugerem que, de acordo com o Índice de

Complexidade Acústica (ACI), a presença de aves é significativamente menor em áreas com poluição luminosa localizada. Em contraste, os valores do índice Bioacústico (BI) foram significativamente maiores para as áreas com poluição localizada, exatamente o oposto de ACI. O resultado do índice Bioacústico pode ter sido influenciado por diferentes fatores. O filtro utilizado no cálculo do índice pode ter sido inadequado, ou o próprio BI pode não ser um bom indicador da diversidade de aves nas áreas analisadas, sendo influenciado pelos pontos mais urbanizados. Embora um estudo anterior tenha encontrado correlação entre a riqueza de espécies de aves e o BI em áreas da Mata Atlântica (Jorge et al. 2018), a aplicabilidade dos índices acústicos, inclusive o BI, como proxies confiáveis para a biodiversidade em ambientes urbanos ainda é incerta (Santos et al. 2024). Além disso, o BI apresentou valores positivamente relacionados ao nível de urbanização em um estudo no Cerrado Brasileiro (Araújo & Machado 2023). Quanto à filtragem, os valores obtidos nos cálculos dos índices acústicos podem variar de acordo com os filtros de frequência máxima e mínima aplicados. Hyland et al. (2023) mostraram que os índices ACI, ADI, AEI, NDSI, BI, biofonia e antrofonia são sensíveis a essa filtragem, sendo necessário maior atenção para garantir a precisão e permitir comparações consistentes entre os estudos.

Apesar das evidentes vantagens da utilização dos índices acústicos, é importante destacar que as paisagens acústicas são multifatoriais, e o uso dos índices acústicos visa simplificar as três dimensões da paisagem acústica para um único valor. Apesar de promissor, a utilização dos índices enquanto indicadores diretos da biodiversidade deve ser realizada com cautela, assim como a relação entre a diversidade acústica e a diversidade de espécies (Alcocer 2022). Assim, ainda é necessário que pesquisas analisem se os valores dos índices estão realmente refletindo os padrões ecológicos conforme suas respectivas propostas iniciais. Por exemplo, no Cerrado brasileiro, os índices ADI e NDSI refletiram variações entre a riqueza e a composição de espécies em comunidades de aves (Machado et al. 2017). Na Mata Atlântica, observaram que o AEI pode ser um índice confiável no que diz respeito à correlação com o número de espécies de aves, além de uma correlação fraca dos índices ACI, BI e NDSI (Jorge et al. 2018). Na Amazônia brasileira, foi identificada uma relação positiva entre os índices H, ADI, ACI e BI e a riqueza de espécies de aves no coro matutino, embora a capacidade preditiva desses índices tenha sido baixa (Bicudo 2023).

Dito isto, todo o desenho experimental e a análise dos dados podem resultar em interpretações inadequadas sobre os resultados dos índices, de forma que melhores práticas na pesquisa devem ser adotadas, visto ser essa técnica recente e em desenvolvimento (Bradfer-Lawrence 2023). Os achados desta pesquisa reforçam a necessidade de cautela na interpretação de resultados de índices acústicos, e sugere-se que além da análise da correlação dos índices com a biodiversidade, a análise dos impactos da ALAN na biodiversidade seja realizada em conjunto com outras metodologias de investigação.

Naturalmente, os sons presentes em uma paisagem sonora variam ao longo do dia e do ano e, da mesma forma, espera-se que os valores dos índices acústicos, reflitam essa variação. Dessa forma, é necessário verificar se o impacto da poluição luminosa localizada pode ser mais pronunciado para certos horários e menos evidente para outros, assim como sua interação com a fase lunar (Dickerson 2022). Além disso, o impacto da ALAN ainda não foi amplamente dimensionado em muitos grupos taxonômicos ou em medidores de biodiversidade, sendo possível que as influências desta poluição podem não ter representação linear até determinados níveis de iluminação (Kosicki 2021).

5. Conclusões

A hipótese que previa o início do coro matutino da comunidade de aves iniciando mais cedo nas áreas com poluição luminosa localizada. Ao contrário do esperado, o brilho no céu e o porte das cidades não influenciaram o início do coro das aves. No entanto, todos os índices acústicos variaram conforme o tipo de ALAN e a cidade, apoiando a hipótese inicial, com exceção do índice BI, que apresentou uma tendência contrária. Os resultados deste trabalho registram mais uma vez que a luz artificial noturna tem impactos significativos sobre as aves, sendo capaz de modificar o início do coro matutino a depender simplesmente da distância desses animais à fontes localizadas de poluição. O brilho no céu é um tipo de poluição que se espalha a quilômetros de distância (Falchi 2016), e seu efeito sobre o coro matutino deve ser estudado de acordo com variados níveis de $\mu\text{cd}/\text{m}^2$ para dimensionar seus impactos em diferentes comportamentos das aves. Além de efeitos comportamentais específicos, mostramos que a paisagem acústica do ambiente também varia de acordo tanto com o nível de brilho no céu quanto com a fonte de poluição localizada. Ainda assim, embora os índices acústicos possam

indicar tendências, sua eficácia em prever com precisão a diversidade de aves é limitada. Dessa forma, como sugestão para pesquisas futuras, seria interessante investigar se este resultado se repete em levantamentos de riqueza de espécies e outras métricas tradicionais de diversidade, além da eventual relação dos índices acústicos com esses resultados em ambientes com ALAN. A luz artificial é um aspecto que deve ser considerado nas políticas de conservação ambiental. Por isso, é fundamental que as políticas de conservação e licenciamento ambiental levem em conta não apenas a proteção material das áreas naturais, mas também o controle da ALAN em seu entorno. A criação de zonas de amortecimento menos iluminadas ou a adoção de diretrizes que limitem a iluminação nas demais proximidades podem ajudar a reduzir os impactos da luz artificial sobre as áreas protegidas e contribuir com a conservação desses locais.

6. Agradecimentos

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, à Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e ao Programa de Pós-graduação em zoologia da Universidade de Brasília pelo auxílio financeiro necessário à idealização e ao desenvolvimento deste trabalho.

7. Referências

ALCOCER I, LIMA H, SUGAI LSM & LLUSIA D. 2022. Acoustic indices as proxies for biodiversity: a meta-analysis. *Biol Rev*, 97: 2209-2236.

ALMEIDA A, LOY A & HOFMANN H. 2018. ggplot2 Compatible Quantile-Quantile Plots in R. *The R Journal*, 10(2), 248-261.

ALQUEZAR RD, MACEDO RH, SIERRO J & GIL D. 2020. Lack of consistent responses to aircraft noise in dawn song timing of bird populations near tropical airports. *Behav Ecol Sociobiol* 74: 1-12.

ARAÚJO AD & MACHADO RB. 2023. Acoustic communities in an environmental gradient from native to urban areas in Central Brazil. *Austral Ecology* 48: 1941–1960.

ARÉVALO C et al. 2022. Urban noise and surrounding city morphology influence green space occupancy by native birds in a Mediterranean-type South American

metropolis. Scientific Reports 12.

BARÁ S, VARELA-BAO C & FALCHI F. 2022. Light pollution and the concentration of anthropogenic photons in the terrestrial atmosphere. *Atmospheric Pollution Research* 13: 101-541.

BICUDO T, LLUSIA D, ANCIÃES M & GIL D. 2023. Poor performance of acoustic indices as proxies for bird diversity in a fragmented Amazonian landscape. *Ecological Informatics* 77: 102-241.

BRADFER-LAWRENCE T, DESJONQUERES C, ELDRIDGE A, JOHNSTON A & METCALF O. 2023. Using acoustic indices in ecology: Guidance on study design, analyses and interpretation. *Methods in Ecology and Evolution* 14: 2192–2204.

BRANDES TS. 2008. Automated sound recording and analysis techniques for bird surveys and conservation. *Bird Conservation International* 18: 163-173.

BURIVALOVA Z, GAME ET & BUTLER, RA. 2019. The sound of a tropical forest. *Science* 363: 28–29.

DA SILVA A, VALCU M & KEMPENARES B. 2016. Behavioural plasticity in the onset of dawn song under intermittent experimental night lighting. *Animal Behaviour* 117: 155–165.

DAVIES TW & SMYTH T. 2018. Why artificial light at night should be a focus for global change research in the 21st century. *Global Change Biology* 24: 872–882.

DERRYBERRY EP et al. 2020. Singing in a silent spring: Birds respond to a half-century soundscape reversion during the COVID-19 shutdown. *Science* 370: 575–579.

DIAS KS, DOSSO ES, HALL AS, SCHUCH AP & TOZETTI AM. 2019. Ecological light pollution affects anuran calling season, daily calling period, and sensitivity to light in natural Brazilian wetlands. *The Science of Nature* 106: 1-10.

DICKERSON A, HALL ML & JONES TM. 2022. The effect of natural and artificial light at night on nocturnal song in the diurnal willie wagtail. *Science of The Total Environment* 808: 1-10.

DICKERSON A, HALL ML & JONES TM. 2023. Effects of variation in natural and artificial light at night on acoustic communication: a review and prospectus. *Animal Behaviour* 198: 93-105.

DOMINONI D, QUETTING M & PARTECKE J. 2013. Artificial light at night advances avian reproductive physiology. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280.

DOMINONI D, CARMONA-WAGNER E, HOFMANN M, KRANSTAUBER B & PARTECKE J. 2014. Individual-based measurements of light intensity provide new insights into the effects of artificial light at night on daily rhythms of urban-dwelling songbirds. *Journal of Animal Ecology* 83: 681–692.

DOMINONI DM & PARTECKE J. 2015. Does light pollution alter daylength? A test using light loggers on free-ranging European blackbirds (*Turdus merula*). *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370.

DUARTE C et al. 2019. Artificial light pollution at night (ALAN) disrupts the distribution and circadian rhythm of a sandy beach isopod. *Environmental Pollution* 248: 565–573.

FALCHI F et al. 2016. The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science Advances* 2: 160-377.

FARINA A et al. 2011. Avian soundscapes and cognitive landscapes: theory, application and ecological perspectives. *Landscape Ecology* 26: 1257–1267.

FARINA A & CERAULO M. 2017. The Acoustic Chorus and its Ecological Significance. In: FARINA, A.; GAGE, S. H. (Eds.). *Ecoacoustics*. 81–94.

GIL D & LLUSIA D. 2020. The Bird Dawn Chorus Revisited. In: AUBIN, T.; MATHEVON, N. (Eds.). *Coding Strategies in Vertebrate Acoustic Communication. Animal Signals and Communication*. Cham: Springer International Publishing 7: 45–90.

GRIMM NB et al. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756–760.

HESSELBARTH MHK et al. 2019. Landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography* 42: 1648-1657.

HYLAND EB, SCHULZ A & QUINN JE. 2023. Quantifying the Soundscape: How filters change acoustic indices. *Ecological Indicators* 148: 1-10.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA IBGE. 2024. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama>

JORGE F, MACHADO C, NOGUEIRA S & NOGUEIRA-FILHO L. 2018. The effectiveness of acoustic indices for forest monitoring in Atlantic rainforest fragments. *Ecological Indicators* 91: 71-76.

KASSAMBARA A. 2023. rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 0.7.2 URL <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>.

KASTEN EP et al. 2012. The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics* 12: 50–67.

KEMPENAERS B, BORGSTRÖM P, LOËS P, SCHLICHT E & VALCU M. 2010. Artificial Night Lighting Affects Dawn Song, Extra-Pair Siring Success, and Lay Date in Songbirds. *Current Biology* 20: 1735–1739.

K. LISA YANG CENTER FOR CONSERVATION BIOACOUSTICS. 2024. Raven Pro: Interactive Sound Analysis Software (Version 1.6.4) [Computer software]. Ithaca, NY: The Cornell Lab of Ornithology. Available from <https://ravensoundsoftware.com/>.

KOSICKI JK. 2021. The impact of artificial light at night on taxonomic, functional and phylogenetic bird species communities in a large geographical range: A modelling approach. *Science of the Total Environment* 780: 146-434.

LAO S et al. 2020. The influence of artificial light at night and polarized light on bird-building collisions. *Biological Conservation* 241: 108-358.

LAWRENCE T, GARDNER N, BUNNEFELD L, BUNNEFELD N, WILLIS SG & DENT DH. 2019. Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. *Methods Ecol Evol* 10: 1796–1807.

LI H et al. 2024. Artificial light at night (ALAN) pollution alters bat lunar chronobiology: insights from broad-scale long-term acoustic monitoring. *Ecol Process* 13.

LIGGES U et al. 2023. tuneR: Analysis of Music and Speech. R package version 1.47, URL: <https://CRAN.R-project.org/package=tuneR>

MACHADO BR, 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.

MARÍN-GÓMEZ OH et al. 2020. Where has the city choir gone? Loss of the temporal structure of bird dawn choruses in urban areas. *Landscape and Urban Planning* 194: 103-665.

MARÍN-GÓMEZ OH. 2022. Artificial Light at Night Drives Earlier Singing in a Neotropical Bird. *Animals* 12: 1-10.

MCLAREN JD et al. 2018. Artificial light at night confounds broad-scale habitat use by migrating birds. *Ecology Letters* 21: 356–364.

METCALF OC, BARLOW J, DEVENISH C, MARSDEN S, BERENGUER E & LEES AC. 2021. Acoustic indices perform better when applied at ecologically meaningful time and frequency scales. *Methods Ecol Evol* 12: 421–431.

MYERS N et al. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.

PEÑA-GARCÍA A & SEDZIWY A. 2020. Optimizing lighting of rural roads and protected areas with white light: a compromise among light pollution, energy saving and visibility. *Leukos* 16: 147–156.

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.

PIJANOWSKI B et al. 2011a. Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape. *BioScience* 61.

PIJANOWSKI BC, FARINA A, GAGE SH, DUMYAHN SL & KRAUSE BL. 2011b. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology* 26: 1213–1232.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2022. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

RAAP T et al. 2017. Disruptive effects of light pollution on sleep in free-living birds: Season and/or light intensity-dependent? *Behavioural Processes* 144: 13–19.

RÍOS-CHELÉN AA et al. 2013. Dealing with urban noise: vermilion flycatchers sing longer songs in noisier territories. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 67: 145–152.

SÁNCHEZ-GONZÁLEZ K, AGUIRRE-OBANDO OA & RÍOS-CHELÉN AA. 2020. Urbanization levels are associated with the start of the dawn chorus in vermilion flycatchers in Colombia. *Ethology Ecology & Evolution* 33: 377–393.

SANTOS EG, WIEDERHECKER HC, POMPERMAIER VT, SCHIRMER SC, GAINSBURY & MARINI MÂ. 2024. Are acoustic indices useful for monitoring urban biodiversity? *Urban Ecosyst* 27: 1975–1981.

SUEUR J et al. 2008. Rapid Acoustic Survey for Biodiversity Appraisal. *PLoS ONE* 3: 40-65.

8. Apêndice

Índice	group1	group2	n1	n2	statistic	p	p.adj
ADI	Mogi das Cruzes	São Paulo	1268	736	-7.06	1.67e-12	< 0.001
ADI	Mogi das Cruzes	Sorocaba	1268	530	-6.65	2.93e-11	< 0.001
ADI	São Paulo	Sorocaba	736	530	-295	7.68e-1	> 0.05
ACI	Mogi das Cruzes	São Paulo	1268	736	-2.08	379	> 0.05

ACI	Mogi das Cruzes	Sorocaba	1268	530	1.89	594	> 0.05
ACI	São Paulo	Sorocaba	736	530	3.40	674	< 0.01
NDSI	Mogi das Cruzes	São Paulo	1268	736	-5.23	1.72e-7	< 0.001
NDSI	Mogi das Cruzes	Sorocaba	1268	530	-292	771	> 0.05
NDSI	São Paulo	Sorocaba	736	530	3.99	6.68e-5	< 0.001
AEI	Mogi das Cruzes	São Paulo	1268	736	6.96	3.31e-12	< 0.001
AEI	Mogi das Cruzes	Sorocaba	1268	530	6.60	4.07e-11	< 0.001
AEI	São Paulo	Sorocaba	736	530	329	7.42e-1	> 0.05
BI	Mogi das Cruzes	São Paulo	1268	736	02.03	420	< 0.05
BI	Mogi das Cruzes	Sorocaba	1268	530	-2.61	909	< 0.05
BI	São Paulo	Sorocaba	736	530	-4.02	5.76e-5	< 0.001
BIOF	Mogi das Cruzes	São Paulo	1268	736	-1.09	277	> 0.05
BIOF	Mogi das Cruzes	Sorocaba	1268	530	1.93	533	> 0.05
BIOF	São Paulo	Sorocaba	736	530	2.64	832	< 0.05
ANTRO	Mogi das Cruzes	São Paulo	1268	736	05.04	4.55e-7	< 0.001
ANTRO	Mogi das Cruzes	Sorocaba	1268	530	1.25	211	> 0.05
ANTRO	São Paulo	Sorocaba	736	530	-2.97	301	< 0.01
H	Mogi das	São Paulo	1268	736	-4.97	6.82e-7	< 0.001

	Cruzes						
H	Mogi das Cruzes	Sorocaba	1268	530	-14.5	9.55e-48	< 0.001
H	São Paulo	Sorocaba	736	530	-9.14	6.23e-20	< 0.001