

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

*Índice acústico como ferramenta de monitoramento da diversidade de
anfíbios em áreas urbanas e nativas do Cerrado*

Vítor Matheus Alcântara de Sena

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado

Brasília - DF, julho de 2023

“Tudo em que eu consigo pensar é natureza.”

– Ailton Krenak

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço aos meus pais e aos amigos queridos que me apoiaram, me incentivaram em cada uma das decisões e caminhos que me levaram até aqui. Mesmo nos momentos mais difíceis e nos quais eu duvidei e desacreditei que seria capaz, vocês não desistiram de mim. Sempre forneceram todo suporte e condições para que eu me tornasse a pessoa e o profissional que sou hoje. Meu amor, carinho e gratidão por vocês não caberiam em 100 páginas, muito menos neste parágrafo. Obrigado por tudo, sem vocês nada disso seria possível. Amo muito vocês, quem sabe, sabe!

Agradeço ao meu orientador Ricardo Bomfim Machado que topou a empreitada de me orientar. Sou muito grato por ter tido a oportunidade de conhecer e trabalhar com uma pessoa que admiro tanto. Agradeço pela companhia durante os campos, as conversas, as patrulhas e as ótimas piadas, que tornaram mais leve desenvolver este estudo em meio a pandemia e tantas outras dificuldades.

Agradeço aos professores dos departamentos de Ecologia e Zoologia da Universidade de Brasília pelos ensinamentos durante a graduação e a pós-graduação que despertaram meu interesse e ampliaram minha visão quanto ao estudo da ecologia e, principalmente, da conservação da biodiversidade do Cerrado.

Agradeço ao Instituto Brasília Ambiental, ao Jardim Botânico de Brasília, à Reserva Ecológica do IBGE e ao ICMBIO pelas licenças concedidas para a realização do meu estudo.

Agradeço ao PELD-CNP e a CAPES pelo financiamento desta pesquisa.

Índice

1	LISTA DE FIGURAS.....	6
2	LISTA DE TABELAS	8
3	INTRODUÇÃO GERAL	9
4	FROGS IN CONSERVED AND ALTERED SOUNDSCAPES AN URBAN	
5	MATRIX IN CENTRAL BRAZIL	13
6	<i>Abstract</i>	<i>13</i>
7	<i>Introduction.....</i>	<i>14</i>
8	<i>Material and Methods</i>	<i>17</i>
9	Study area	17
10	Data collection of bioacoustics	17
11	Hourly activity pattern	20
12	Land Use map	23
13	Statistical analysis.....	24
14	<i>Results</i>	<i>24</i>
15	<i>Discussion</i>	<i>31</i>
16	<i>Declarations</i>	<i>34</i>
17	Funding	34
18	Competing Interest.....	34
19	Author contributions	34
20	<i>Acknowledgments</i>	<i>34</i>
21	<i>References</i>	<i>34</i>

22	CAPÍTULO 2: EFEITOS DAS MÉTRICAS DE PAISAGEM SOBRE	
23	ÍNDICES ACÚSTICOS EM ÁREAS NATURAIS E ANTROPIZADAS DE	
24	CERRADO.....	46
25	<i>Resumo</i>	46
26	<i>Abstract</i>	46
27	<i>Introdução</i>	48
28	<i>Objetivo</i>	52
29	Objetivos específicos	52
30	<i>Hipótese</i>	53
31	<i>Material e Métodos</i>	53
32	Caracterização da área de estudo	53
33	Coleta dos dados acústicos	55
34	Variáveis de paisagem	56
35	Análise de dados	58
36	<i>Resultados</i>	62
37	<i>Discussão</i>	63
38	Considerações finais	69
39	Referências	71
40		

LISTA DE FIGURAS

Figure 1. Localition of the study area and sampled points in the Brasilia region, Brazil. 19

Figure 2. Relation of the Biophony component of the Normalized Soundscape Difference Index – NDSI and the amphibian species richness in the Brasilia region, Brazil. 25

Figure 3. Acoustic Complexity Index (ACI) values comparison between conserved and altered native areas in the Brasilia region, Brazil. White squares correspond to the mean size. The thick horizontal line is the median. The rectangle, known as the 'box', covers the interquartile range, where most of the data lies. Lines extending from the box, referred to as 'whiskers', show the range of observations. W is the result of the Wilcoxon text. 26

Figure 4. Acoustic Entropy Index (H) values comparison between conserved and altered native areas in the Brasilia region, Brazil. White squares correspond to the mean size. The thick horizontal line is the median. The rectangle, known as the 'box', covers the interquartile range, where most of the data lies. Lines extending from the box, referred to as 'whiskers', show the range of observations. W is the result of the Wilcoxon text. 27

Figure 5. Normalized Difference Sound Index (NDSI) values comparison between conserved and altered native areas in the Brasilia region, Brazil. White squares correspond to the mean size. The thick horizontal line is the median. The rectangle, known as the 'box', covers the interquartile range, where most of the data lies. Lines extending from the box, referred to as 'whiskers', show the range of observations. W is the result of the Wilcoxon text. 27

Figure 6. Changes on indices values along the night for soundscapes in Brasilia city. Dark green lines are from conserved areas and light green lines are from altered

66 areas. The indices are: (a) Acoustic Diversity Index, (b) Acoustic Entropy Index, (c)
 67 Normalized Difference Sound Index, (d) Acoustic Complexity Index, (e) Acoustic
 68 Evenness Index, (f) Bioacoustic Index. 30

69 Figura 7. Localização da área de estudo no Distrito Federal, Brasil. Pontos verdes
 70 representam as unidades amostrais..... 55

71 Figura 8. Gravador AudioMoth antes da instalação e após ser instalado para a
 72 amostragem..... 56

73

74 LISTA DE TABELAS

75	Table 1. Sampling points and amphibian species richness in the Brasília-DF	
76	region. Column ‘Type’ indicates whether the point is in a conserved area (type = C) or	
77	altered (type = A).....	18
78	Table 2. Used parameters for the calculation of acoustic índices.....	20
79	Table 3. Correlation matrix (Pearson index) between acoustic indices measured	
80	for the Brasilia-DF region. ADI = Acoustic Diversity Index, ACI = Acoustics	
81	Complexity Index, H = Acoustic Entropy, BI = Bioacoustic Index, NDSI = Normalized	
82	Difference Soundscape Index.....	22
83	Tabela 4. Pontos amostrais onde os gravadores foram instalados.....	54
84	Tabela 5. Resultados de modelos lineares generalizados entre índices acústicos e	
85	métricas de paisagem. Os valores em negrito para o valor de p indicam diferenças	
86	significativas ($p < 0,05$). Colunas s.e. e o valor t indicam o erro padrão e o valor t para a	
87	relação entre as médias das variáveis.	62
88		

89 **INTRODUÇÃO GERAL**

90 A conservação da biodiversidade é um fator chave, não apenas para a estabilidade
91 e funcionamento de ecossistemas, mas também para a sobrevivência e desenvolvimento
92 humano (IPBES, 2019). A urbanização é uma das responsáveis pela perda da
93 biodiversidade devido à perda e fragmentação de hábitat, bem como do isolamento de
94 populações e a degradação do ambiente (Silvano & Segalla, 2005; Hamer & McDonnell,
95 2008; Hamer & Parris, 2011).

96 O processo de urbanização tem se intensificado nos últimos anos e a manutenção
97 de muitas espécies tornou-se dependente da conservação de populações em paisagens
98 antropizadas (Hamer & McDonnell, 2008). Assim, torna-se necessário que os métodos
99 de amostragem sejam abrangentes, rápidos e de fácil utilização para fornecer uma maior
100 e mais rápida compreensão dos impactos ambientais para auxiliar na conservação das
101 espécies (Sueur et al. 2008b; Xie et al. 2020).

102 Neste cenário, a bioacústica, e em particular os índices acústicos, é uma
103 ferramenta que pode auxiliar na avaliação rápida de comunidades animais em áreas
104 naturais e urbanas, além de auxiliar na gestão de áreas protegidas, apoiando os tomadores
105 de decisões no processo de zoneamento e na avaliação de impactos ambientais (Gage &
106 Axel, 2014; Fuller et al. 2015; Machado et al. 2017).

107 Os índices acústicos são uma abordagem analítica automatizada, não-invasiva,
108 eficiente e abrangente que sintetiza os padrões bioacústicos e, que permite avaliar
109 características ecológicas, investigar mudanças na utilização do nicho acústico e avaliar
110 a organização espaço-temporal em diferentes níveis de organização e seu uso é cada vez
111 mais relevante para a conservação e gestão da biodiversidade (Sueur et al. 2014; Gasc et
112 al. 2015; Sueur & Farina, 2015; Machado et al. 2017; Gómez et al. 2018; Sugai et al.
113 2019).

No Cerrado, a relação dos índices com a riqueza tem sido estudada, especialmente em aves (Pieretti et al. 2015; Machado et al. 2017; Ferreira et al. 2018). Já se sabe que esses índices refletem significativamente diferenças na riqueza e composição de espécies de aves em áreas inseridas na matriz urbana (Machado et al. 2017). O Índice de Diversidade Acústica - ADI (Villanueva-Rivera et al. 2011) e o Índice de Entropia Total - H (Sueur et al. 2008b) correspondem, de maneira geral, à diversidade da zoofonia no Cerrado brasileiro, isto é, o conjunto das diferentes manifestações acústicas em uma paisagem, tendo os anfíbios anuros como um dos principais influenciadores no espectro audível (Ferreira et al. 2018).

É necessário incluir anfíbios anuros nas análises de paisagem sonora e ecologia acústica, pois são bastante ativos acusticamente, principalmente durante a noite (Fuller et al. 2015; Ferreira et al. 2018). Sua ausência nos estudos de paisagens sonoras pode causar descrição e compreensão incompletas de paisagens sonoras e outros processos ecológicos acústicos (Ferreira et al. 2018). O estudo dos anfíbios anuros nas paisagens sonoras pode gerar uma melhor descrição e compreensão dos processos ecoacústicos.

Tendo em vista esse cenário, avaliei se seis índices acústicos (Índice de Complexidade Acústica - ACI, Índice de Diversidade Acústica - ADI, Índice de Equidade Acústica - AEI, Índice de Bioacústica - BI, Índice de Entropia Acústica - H, Índice da Diferença Normalizada na Paisagem Acústica - NDSI) refletem a riqueza de espécies de anfíbios anuros em áreas urbanas e nativas de Cerrado, bem como compreender quais características da estrutura espacial podem explicar essa variação.

Meu trabalho buscou resumir as informações da paisagem acústica noturna, utilizando os mesmos seis índices, para rastrear padrões espaço-temporais, a fim de determinar a potencial adequação do uso de abordagens analíticas automatizadas da

paisagem sonora como uma técnica eficaz de monitoramento de anfíbios anuros em ecossistemas urbanos.

Referências bibliográficas

Ferreira L. et al. (2018) What do insects, anurans, birds, and mammals have to say about soundscape indices in a tropical savanna. *Journal of Ecoacoustics*, 2, PVH6YZ.

Fuller S et al. (2015) Connecting soundscape to landscape: Which acoustic index best describes landscape configuration? *Ecological Indicators*. 58: 207–215. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.057>.

Gage SH & Axel AC. (2014) Visualization of temporal change in soundscape power of a Michigan lake habitat over a 4-year period. *Ecological Informatics*, 21, 100–109.

Hamer AJ & McDonnell MJ. (2008) Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: a review. *Biological conservation*, 141(10), 2432-2449.

Hamer AJ & Parris KM. (2011) Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. *Ecological Applications*, 21(2), 378-390.

IPBES (2019) Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio E.S., H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.

Machado RB, 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.

163 Oliveira SR et al. (2019) Are protected areas effective in preserving anurans and
 164 promoting biodiversity discoveries in the Brazilian Cerrado?. *Journal for Nature*
 165 *Conservation*. 2019 Dec 1;52:125734.

166 Pieretti N et al. (2015) Determining temporal sampling schemes for passive acoustic
 167 studies in different tropical ecosystems. *Tropical Conservation Science*. 8 (1):
 168 215–234.

169 Silvano DL & Segalla MV (2005) Conservation of Brazilian amphibians. *Conservation*
 170 *Biology* 19, 653–658.

171 Sueur J et al. (2008) Rapid Acoustic Survey for Biodiversity Appraisal. *PLoS ONE*,
 172 3(12), e4065. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004065>.

173 Villanueva-Rivera LJ et al. (2011) A primer of acoustic analysis for landscape ecologists.
 174 *Landscape Ecology*, 26(9), 1233–1246. [https://doi.org/10.1007/s10980-011-](https://doi.org/10.1007/s10980-011-9636-9)
 175 9636-9.

176 Xie J et al. (2020) Investigation of acoustic and visual features for frog call classification.
 177 *Journal of Signal Processing Systems*, 92(1), 23-36
 178

**FROGS IN CONSERVED AND ALTERED SOUNDSCAPES AN URBAN
MATRIX IN CENTRAL BRAZIL**

Submetido para a revista Urban Ecosystems.

Autores: Vitor M.A. Sena, Júlia R. Araújo e Ricardo B. Machado

Abstract

Various factors, including the level of conservation of natural areas, their degree of isolation, the intensity of noise pollution, and the presence of domestic animals, among others, influence the presence of native species in remaining patches of natural vegetation within urban areas. In this study, we evaluated the diversity of amphibians in natural areas within the urban matrix of Brasília, the capital city of Brazil. We examined the variation in species richness and its association with acoustic indices calculated for 20 sampling areas to characterize the acoustic landscapes we studied. Our results indicated that conserved areas had higher amphibian species richness than altered areas, and the same pattern held for acoustic indices. We found a significative correlation only between species richness and the Normalized Difference Sound Index - NDSI. We also found that ADI and H had the highest values in the middle of the night, while BI and ACI had the highest values at the beginning of the night. Our findings highlight the importance of remaining natural areas for maintaining native species in urban areas, despite a significative reduction in biodiversity in areas with higher levels of noise pollution, as measured by NDSI. Urban management actions require not only the preservation of intact native vegetation but also control of the noise pollution affecting these areas, aimed at creating sustainable cities.

Keywords: bioacoustics, Audiomoth, acoustic landscapes, urban areas, amphibians, acoustic indices.

Introduction

Urbanization has significant environmental impacts, as cities constantly require space, energy, food, and raw materials to sustain their populations. These resources are often sourced from other regions, making it crucial to optimize their use in metropolitan areas (Deng et al. 2020). As a result, cities have local, regional, and even global impacts, which has led to an increased focus on urban biodiversity conservation in the last two decades (Dearborn and Kark 2010; Güneralp and Seto 2013; Lepczyk et al. 2017; Kowarik et al. 2020).

Urban landscapes are complex and diverse, ranging from fragments of natural vegetation to densely populated areas such as residential, commercial, and industrial zones (Angold et al. 2006; Cilliers et al. 2013; Lepczyk et al. 2017; Aronson et al. 2017). The vegetation fragments within urban areas can represent new ecosystems and play a vital role in maintaining biodiversity. However, they are also subject to various pressures from human activities (Pickett et al. 2001; Tratalos et al. 2007; Kowarik 2011; Hartel et al. 2020).

From a local perspective, urbanization is responsible for the loss and fragmentation of natural habitats, which negatively impacts populations and communities of native species. Urban dynamics can cause the isolation of populations, increased competition or predation with introduced exotic species, predation by domestic animals, and other forms of natural environment degradation (Duellman and Trueb 1994; McKinney 2006; Hamer and McDonnell 2008; Hamer and Parris 2013; Ribeiro et al. 2020).

Amphibians are among the animals that are significantly impacted by environmental conditions in urban areas, whether by habitat degradation (Calderon et al. 2019), environmental pollution (Stolyar et al. 2008; Daam et al. 2019; Ferrante and

Fearnside 2020), the introduction of exotic species (Kiesecker and Semlitsch 2003; Oda et al. 2019), or noise pollution (Simmons and Narins 2018; Zaffaroni-Caorsi et al. 2023). Brazil has the highest global richness of amphibian species, with approximately 1,100 species (Stuart et al. 2004; Koo et al. 2013), many of which can survive in native fragments in urban areas.

Approximately 19% of the Brazilian amphibians (204 species) occur in the Cerrado, a biome composed of a natural mosaic of savanna formations ranging from grasslands to forested areas (Eiten 1972). Fifty- seven amphibians (56 Anura and 1 Gymnophiona) have been recorded in the Federal District (Valdujo et al. 2012; Segalla et al. 2019). Climatic factors like temperature and relative air humidity influence the circadian rhythms of vocalization in Cerrado frogs, and there is no discernible segregation pattern in vocalization activity during the night across assemblage and genus levels (Guerra et al. 2020).

One observed impact on amphibians in urban environments is noise pollution (Simmons and Narins 2018; Zaffaroni-Caorsi et al. 2023). As a group where sound communication is essential for intra and interspecific interactions, it is vital to evaluate how anthropogenic sounds can influence species persisting in urban areas (Zaffaroni-Caorsi et al. 2023). Increased stress levels reduced immune system function, and alteration of coloration and locomotion patterns are some negative consequences of noise pollution already observed in amphibians (Zaffaroni-Caorsi et al. 2023).

One way to assess amphibian diversity in urban environments is through passive acoustic monitoring (PAM). PAM is a rapid and non-invasive method that allows simultaneous sampling at multiple locations and is more effective than traditional methods for rapid inventories (Acevedo and Villanueva-Rivera 2006; Herrera-Montes and Aide 2011; Farina et al. 2016; Sugai and Llusia 2019). As acoustic records can be

voluminous, acoustic indices are currently calculated for a numerical synthesis of acoustic landscapes.

Acoustic indices are an analytical approach that synthesizes the acoustic patterns of a given area and are associated with ecological characteristics such as species richness, composition, and activity of registered groups (Machado et al. 2017; Sugai and Llusia 2019). They also allow investigation of spatiotemporal organization changes caused by alterations in the structure and quality of the environment, as well as the production of anthropogenic sounds (Sueur et al. 2014; Sueur and Farina 2015; Machado et al. 2017; Sugai and Llusia 2019). Although little applied in the Cerrado, especially with amphibians, acoustic indices represent a fast, flexible, and effective assessment tool for several taxa (Herrera-Montes and Aide 2011; Pieretti et al. 2015; Ferreira et al. 2018; Buxton et al. 2018a).

Considering the above, the objectives of the study are: (1) to evaluate the species richness of amphibians in native areas within the urban matrix of Brasília; (2) to compare the richness and values of acoustic indices between conserved and altered native areas in the urban matrix; (3) to test the association of acoustic indices with the species richness of amphibians; and (4) to compare the pattern of variation of acoustic indices throughout the night in conserved and altered native areas within the urban matrix. The most applied acoustic indices in acoustic community studies will be used, such as the Acoustic Diversity Index - ADI (Villanueva-Rivera et al. 2011), Acoustic Complexity Index - ACI (Pieretti et al. 2011), Total Entropy Index (H) (Sueur et al. 2008b), Bioacoustic Index - BI (Boelman et al. 2007), and Normalized Difference Sound Index – NDSI (Kasten et al. 2012). As hypotheses to be tested, we expect that the acoustic indices will reflect the amphibian richness found in each area (H1); that the values of the indices will be higher in conserved native areas than in altered native areas (H2); and that the values of the

indices will vary similarly throughout the night for conserved and altered native areas within the urban matrix (H3).

Material and Methods

Study area

We conducted this study in the city of Brasília, the capital of Brazil, and its surrounding areas (Fig. 1). Brasília is a planned city created in the late 1950s to accommodate a population of 500,000. More than 3 million people live in urban areas, which have increased by 143.6% in the last 35 years and now cover an area of 653.4 km² (Marques et al. 2022). The native vegetation in the sampled areas corresponds to riparian forests located either around lakes and wetlands or along watercourses. In the study region, riparian forests are forest formations along watercourses and usually do not exceed 100 m in width. They have a continuous canopy (locally known as gallery forests) with a height of 20 m. Riparian forests are part of the natural mosaic of the Cerrado, which comprises different phytophysionomies ranging from grasslands and woodland savannas to tall savannas (Eiten 1972; Ratter et al. 1997; Ribeiro and Walter 1998). Due to Brazilian legislation (Brasil 2012), riparian forests are considered "permanent preservation areas" and are subject to specific protection. Thus, gallery forests are usually the only natural formations maintained in altered Cerrado landscapes, highlighting their role in maintaining connectivity in altered landscapes (Grande et al. 2020; Jezuíno et al. 2021).

Data collection of bioacoustics

We installed automatic digital recorders (Audiomoth, Open Acoustic Devices) at 20 sampling points. Each point was positioned at least 1 km away from the other points, and the points were established in native areas within conservation units of different sizes and statuses (Fig. 1, Table 1).

Table 1. Sampling points and amphibian species richness in the Brasília-DF region. Column 'Type' indicates whether the point is in a conserved area (type = C) or altered (type = A).

Sampling points	Latitude	Longitude	Type
Área de Relevante Interesse Ecológico Riacho Fundo (RF)	15°51'14.18"S	47°55'56.47"W	C
APA Lago Paranoá (CO)	15°45'31.94"S	47°51'46.86"W	A
Córrego Taquari (APA Lago Paranoá) (LN)	15°45'2.55"S	47°48'55.18"W	A
APA Gama-Cabeça de Veado (AL)	15°58'35.34"S	47°53'35.25"W	C
Estação Ecológica Jardim Botânico 1 (JBT1)	15°53'53.11"S	47°50'17.35"W	C
Estação Ecológica Jardim Botânico 2 (JBT2)	15°53'19.28"S	47°50'52.23"W	C
Fazenda Água Limpa 1 – (LA)	15°58'13.45"S	47°55'59.74"W	C
Fazenda Água Limpa 2 – (RE)	15°56'46.98"S	47°57'27.44"W	C
Parque das Copaibas (CP)	15°49'17.83"S	47°48'56.27"W	A
Parque de Uso Múltiplo da Asa Sul (AS)	15°50'13.87"S	47°54'48.12"W	A
Parque Ecológico Dom Bosco (DB)	15°48'24.00"S	47°48'46.95"W	A
Parque Ecológico e de Uso Múltiplo Olhos D'Água (OD)	15°44'28.42"S	47°53'4.17"W	A
Parque Nacional de Brasília 1 – (EX)	15°44'52.11"S	47°57'44.96"W	C
Parque Nacional de Brasília 2 – (GR)	15°41'35.48"S	47°54'53.82"W	C
Parque Nacional de Brasília 3 – (RT)	15°44'3.93"S	47°55'40.67"W	C
Parque Nacional de Brasília 4 – (PV)	15°40'3.15"S	47°57'7.47"W	C
Parque Nacional de Brasília 5 – (SM)	15°41'6.37"S	48° 1'15.04"W	C
Refúgio de Vida Silvestre Canjerana (CN)	15°50'33.50"S	47°50'17.64"W	A
Refúgio de Vida Silvestre Garça Branca (GB)	15°51'31.54"S	47°52'17.29"W	A
Reserva Ecológica do Roncador (IBGE)	15°56'49.76"S	47°52'6.78"W	C

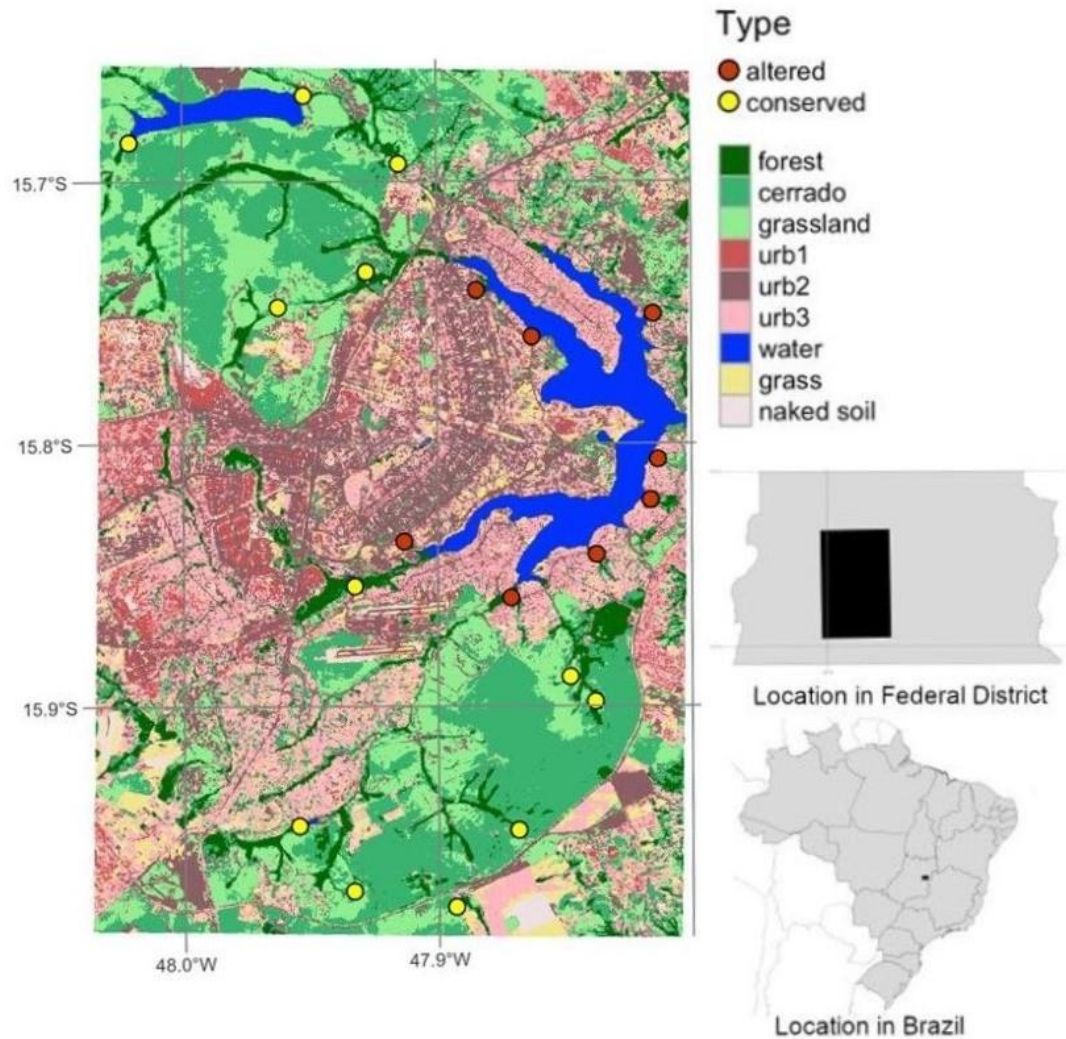


Figure 1. Localition of the study area and sampled points in the Brasilia region, Brazil.

We programmed the recorders to record the sounds at the sampling points in wave files, 16 bits, mono, and with a sampling rate of 48 MHz. hese specific parameters were chosen to ensure a high level of detail and accuracy in capturing the intricate tonal sounds produced by anurans, including their potential fundamental frequencies above 20 kHz (Colafrancesco & Gridi-Papp, 2016). Additionally, recording in 16-bit mono format further maintains the fidelity of the recordings, allowing us to discern even subtle variations in the sounds. The sunset time was obtained using the suncalc package (Thieurmél and Elmarhraoui 2019). During this period, files with a duration of 1 minute and intervals of 4 minutes between recordings were generated. The recorders ran for three

days during campaigns held from July 2021 to September 2021 and from November 2021 to January 2022, at each location. As a result, we acquired 21,600 1-minute files, totaling 360 hours of recording in the study area.

Hourly activity pattern

To evaluate the acoustic characteristics of the sampled areas, we calculated six acoustic indices, the most used in acoustic studies (Machado et al. 2017; Campos et al. 2021; Scarpelli et al. 2021). We used the tuneR (Ligges et al. 2018) to load sound files in wave format as an object. Additionally, we used the seewave (Sueur et al. 2008a), and soundecology (Villanueva-Rivera and Pijanowski 2018) packages in the R program (R Core Team, 2021) to calculate the Acoustic Complexity Index – ACI, Acoustic Diversity Index – ADI, Acoustic Evenness Index – AEI, Bioacoustic Index – BI, Acoustic Entropy Index – H, and Normalized Difference Sound Index – NDSI). The parameters used for calculating each index are essentially the values suggested in the packages for the calculations, which are listed in Table 2.

Table 2. Used parameters for the calculation of acoustic indices.

Acoustic Index	Min frequency. (KHz)	Max. frequency (KHz)	Step frequency (KHz)	Time window (seconds)	Db threshold	Fast Fourier Transformation
Acoustic Diversity Index	0	12	1	na	-50	na
Acoustic Complexity Index	0	12	na	10	na	512
Acoustic Entropy	na	na	na	na	na	512
Bioacoustic Index	2	12	na	na	na	512
Normalized Difference Soundscape Index	0–1	1–12	na	na	na	512
Observation: ‘na’ means the absence of the parameter for the index						

The ACI was designed to measure the activity of biophony independent of anthropophony, based on the assumption that biotic sounds vary in intensity, whereas anthropogenic sounds have constant intensities (Pieretti et al., 2011). The ADI calculates the Shannon diversity index considering each frequency band as a different species, and the proportion of a sound that occurs in each band as its frequency, or abundance, in other words (Villanueva-Rivera et al., 2011). The greater the number of active bands and the more uniform the proportion of their activity, the more diverse the acoustic community is. The AEI also uses the amount of activity in each frequency range, but unlike the ADI, it applies the Gini coefficient to measure how uniform the distribution of occupancy is (Villanueva-Rivera et al., 2011). The closer the index is to 1, the less uniform the acoustic community is. The Bioacoustic Index (BI) is an abundance index, initially used to measure the relative abundance of bird song. The BI is calculated from the area under the normalized power spectrum that is above the minimum intensity of the curve, which is a function of sound intensity (dB) and the number of frequency bands (Boelman et al., 2007). The Entropy Index (H) is similar to the ADI, as it uses the Shannon index in calculating the product of a time diversity index and a frequency diversity index based on amplitude envelopes (Sueur et al., 2008a). The NDSI was designed to estimate the level of anthropogenic disturbance in a sound landscape (Kasten et al., 2012). Its calculation compares the largest spectral power area of the biophony compartment (B) with the spectral power area of a predefined anthropophony compartment (A) using the formula $(B - A) / (B + A)$. It ranges from -1 to 1; values below 0 indicate anthropophony prevalence, while values greater than 0 correspond to biophony prevalence.

As the calculated indices did not show a significant correlation between one other (correlation index ≤ 0.7) (Table 3), we considered all indices in the study's analysis because they measure different aspects of acoustic landscapes. To evaluate the variation

of the indices throughout the night, we calculated the mean value of the indices for each full hour, and they were grouped by the type of area, i.e., more and less conserved areas (see below). As some recordings could have excessive background noise values that could impair the calculation of the means, we eliminated the files that presented values of the anthropophony component higher than the general average of the files. The anthropophony value, calculated according to the parameters indicated in Table 2, is given by the `ndsi` function of the `soundecology` package (Villanueva-Rivera and Pijanowski 2018) in the R program (R Core Team 2021).

Table 3. Correlation matrix (Pearson index) between acoustic indices measured for the Brasilia-DF region. ADI = Acoustic Diversity Index, ACI = Acoustics Complexity Index, H = Acoustic Entropy, BI = Bioacoustic Index, NDSI = Normalized Difference Soundscape Index.

Index	ADI	ACI	H	BI	NDSI
ADI	-	-0.289	0.701	-0.487	-0.114
ACI	-0.289	-	-0.190	0.247	0.199
H	0.701	-0.190	-	-0.786	-0.260
BI	-0.487	0.247	-0.786	-	0.448
NDSI	-0.114	0.199	-0.260	0.448	-

We listened to the recordings obtained at times with the highest mean values in the ACI and BI indices, which coincide with the times of the highest acoustic activity of Cerrado anurans, specifically between 1–2 hours after sunset (Guerra et al. 2020) to identify any amphibian species in the sampling locations. To assist in the auditory process, we used the Audacity v. 3.1.3 program (Gerasimov et al. 2022) to create spectrograms from the recordings (window size of 1024 and Hann type). Whenever possible, the identifications of the amphibians recorded in the recordings occurred at the species level. When species classification was impossible, the amphibians were identified as "unidentified 1," "unidentified 2," and so on. We created a presence and absence matrix

of species for each area to assess species richness at the points for comparison with the values of the acoustic indices.

Land Use map

We conducted a supervised classification of Landsat 8 (OLI sensor) images dated 11/08/2021 obtained from the United States Geological Survey website on the EarthExplorer platform (<https://www.earthexplorer.usgs.gov/>) to produce a land use map. Using the terra (Hijmans 2022) and sf (Pebesma 2018) packages in the R program (R Core Team 2021), we carried out the preliminary processing of bands 1 to 7, which consisted of reprojecting the bands to Zone 23 S UTM and cropping them to the geographical extent of the study area (Fig. 1). We used the mapview (Appelhans et al. 2021) and mapedit (Appelhans et al. 2020) packages to create 2,090 control points corresponding to the main land use types in the region, namely: forest, cerrado, grassland, dense urban area, low-density urban area, residential areas, lawns, bare soil, burned areas, and water. Of the total generated points, we separated 80% for classification and 20% to test the result. We used the rpart package (Therneau and Atkinson 2022) in the R program to classify with the decision tree method. The method corresponds to a non-parametric analysis used to train the regression model (Sharma et al. 2013). The classification test used a confusion matrix generated with the caret package (Kuhn et al. 2019). The result of the classification evaluation indicated an accuracy (Acc) of 84.7%, against a non-information rate (NIR) of 19.1% ($\text{Acc} > \text{NIR}$, $p < 0.001$). Thus, we considered the classification acceptable for the type of work developed. We used the land use map produced to classify the areas according to the state of alteration of the immediate surroundings. To do so, we created a 600 m buffer around each point and crossed it with the land use map. The points were classified according to the ratio of native areas or

401 altered areas. We classified points with more than 50% of native vegetation as type 1
402 ('conserved') and points with more than 50% of anthropic areas as type 2 ('altered').

403 *Statistical analysis*

404 To test the first hypothesis, that acoustic indices reflect amphibian species
405 richness, we used the mgcv package (Wood 2011) in the R program (R Core Team 2021)
406 to create generalized additive models - GAM, where the indices were entered as response
407 variables and species richness as the independent variable. We tested the difference on
408 species richness between conserved and altered areas with the t test, since the data
409 distribution pattern were normal ($W = 0.9110$, $p = 0.0668$). We tested the second
410 hypothesis, that acoustic index values are higher in preserved areas than in altered ones,
411 through the t test rank sum test (Mann-Whitney), because most of the acoustic indices
412 data had a normal distribution. To test the third hypothesis, that index values will vary
413 similarly throughout the night between preserved and altered native areas, we used a
414 paired correlation analysis (Pearson correlation), where the average index values were
415 calculated for each hour after sunset. In all cases, we evaluated the normality of the values
416 with the Shapiro-Wilk test and used parametric or non-parametric tests depending on the
417 results. Differences were considered significant for $p < 0.05$. All statistical analyses were
418 performed using the R program (R Core Team 2021).

419 Results

420 We recorded a total of 12 amphibian species at all sampling points. Species
421 richness varied from 1 to 9 species, with *Physalaemus curvieri* and *Dendropsophus*
422 *minutus* being the most common species, present in 13 and 12 of the 20 sampled areas,
423 respectively. On average, we recorded more species in conserved areas than in altered
424 areas ($t = 4.214$, $p < 0.05$). Only one of the acoustic indices used (NDSI) significantly
425 correlated with species richness in the sampling areas. We detected a significant nonlinear

relationship with NDSI, particularly for the biophony component, which tended to have higher values at points with greater amphibian richness ($F = 6.712$, $p < 0.05$) (Fig. 2). Therefore, our first hypothesis was partially supported.

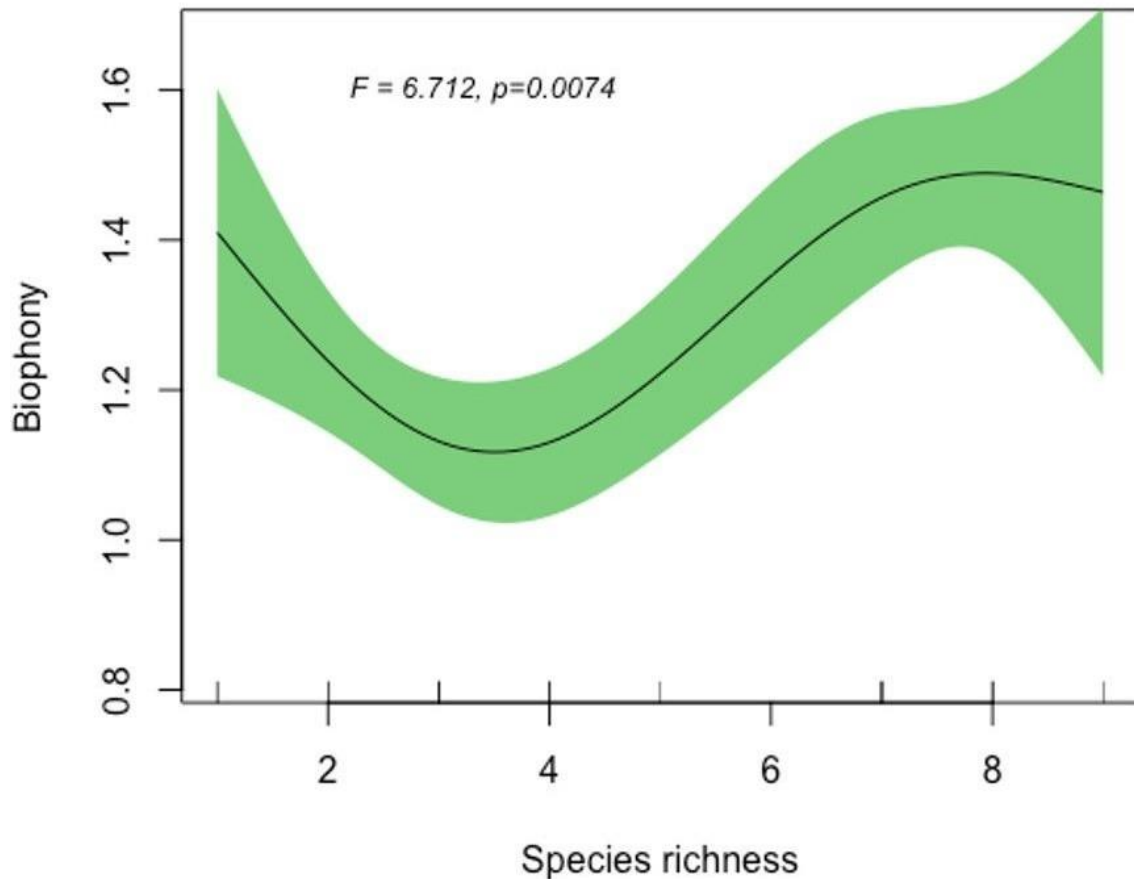


Figure 2. Relation of the Biophony component of the Normalized Soundscape Difference Index – NDSI and the amphibian species richness in the Brasília region, Brazil.

The indices also varied between area types, with ACI ($t = 176.3801$, $p < 0.01$; mean conserved = 948.4276, mean altered = 921.3697), H ($t = -4.9701$, $p < 0.01$; mean conserved = 0.8857, mean altered = 0.8749), NDSI ($t = -7.8591$, $p < 0.01$; mean conserved = 0.5516, mean altered = 0.3662) and AEI ($t = 10.7280$, $p < 0.01$; mean conserved = 0.2212, mean altered = 0.1442) having higher values in conserved areas than in altered areas (Figs. 3 to 5). The ADI ($t = 7.4234$, $p < 0.01$; mean conserved = 2.2822, mean altered = 2.3990) and BI ($t = 15.356$, $p < 0.01$; mean conserved = 8.2155, mean altered = 8.8359) indices had higher values in altered areas. Thus, we partially supported our second hypothesis.

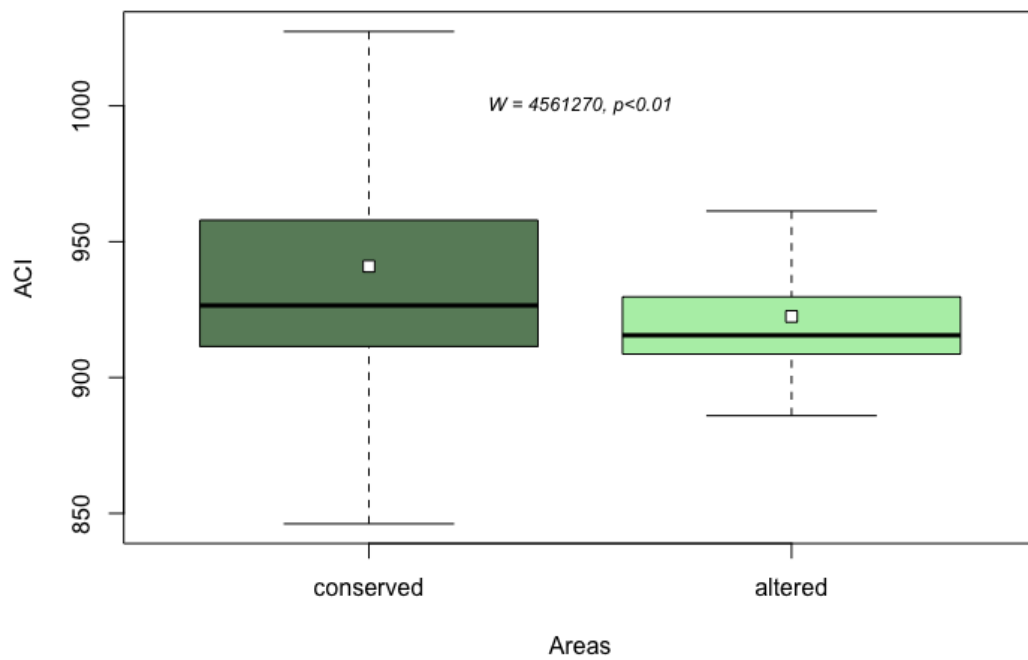


Figure 3. Acoustic Complexity Index (ACI) values comparison between conserved and altered native areas in the Brasilia region, Brazil. White squares correspond to the mean size. The thick horizontal line is the median. The rectangle, known as the 'box', covers the interquartile range, where most of the data lies. Lines extending from the box, referred to as 'whiskers', show the range of observations. W is the result of the Wilcoxon text.

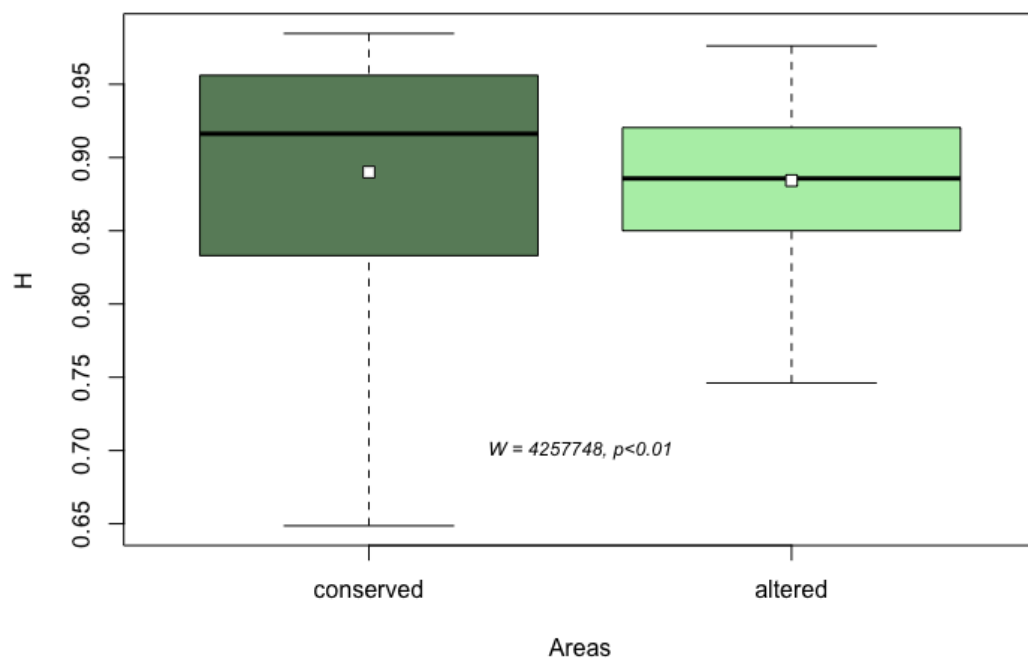


Figure 4. Acoustic Entropy Index (H) values comparison between conserved and altered native areas in the Brasilia region, Brazil. White squares correspond to the mean size. The thick horizontal line is the median. The rectangle, known as the 'box', covers the interquartile range, where most of the data lies. Lines extending from the box, referred to as 'whiskers', show the range of observations. W is the result of the Wilcoxon text.

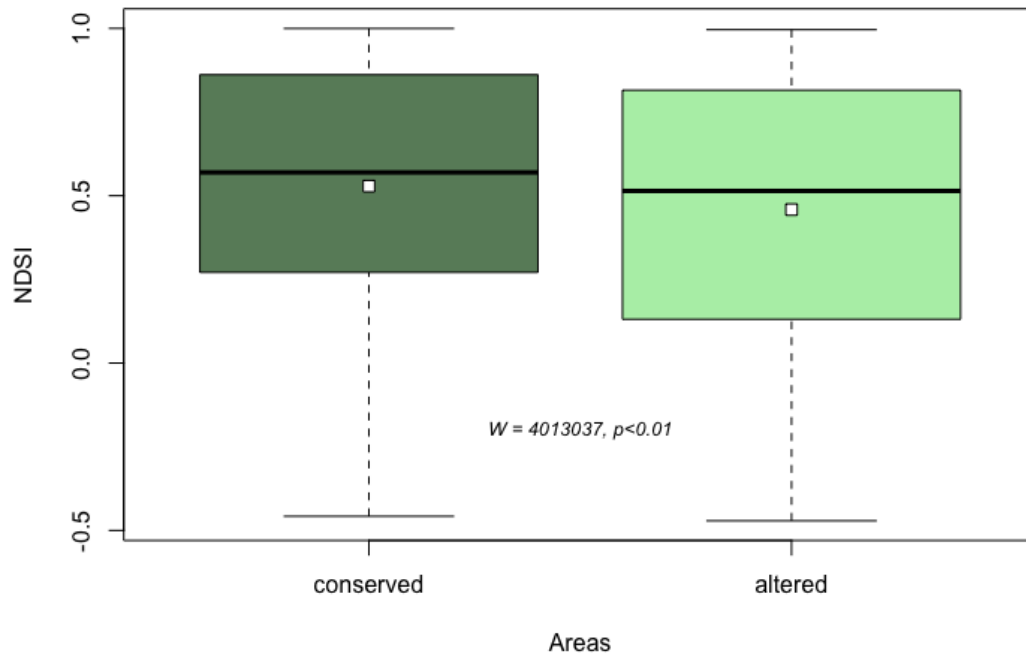
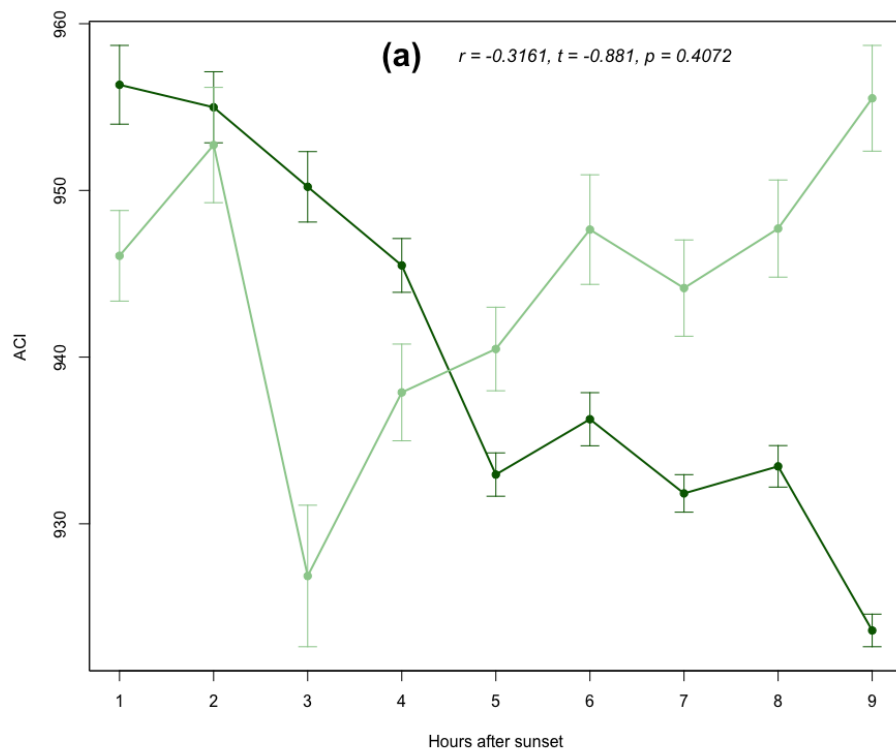
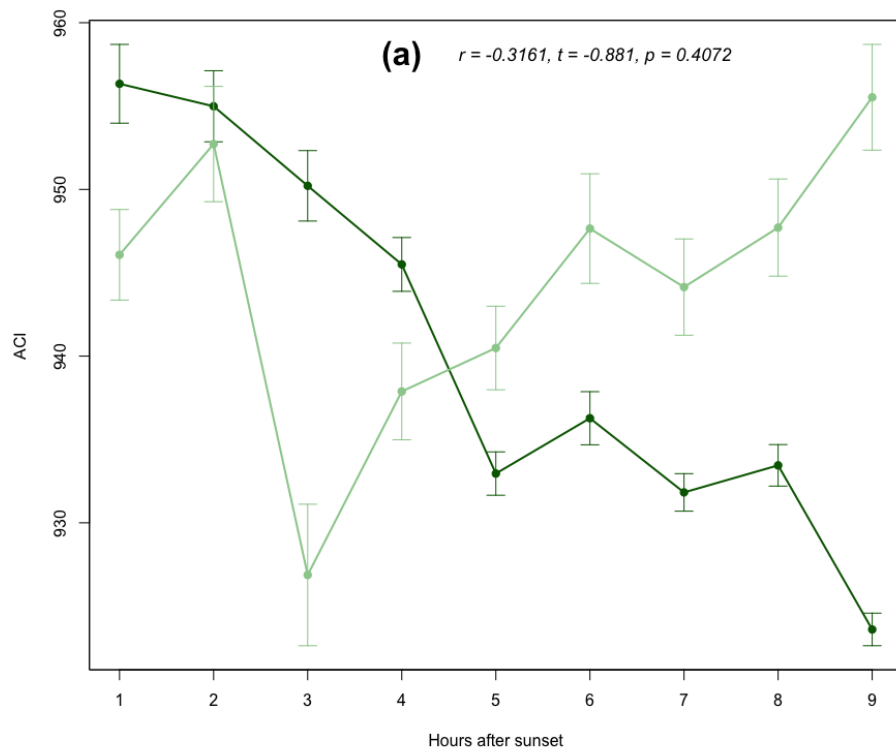
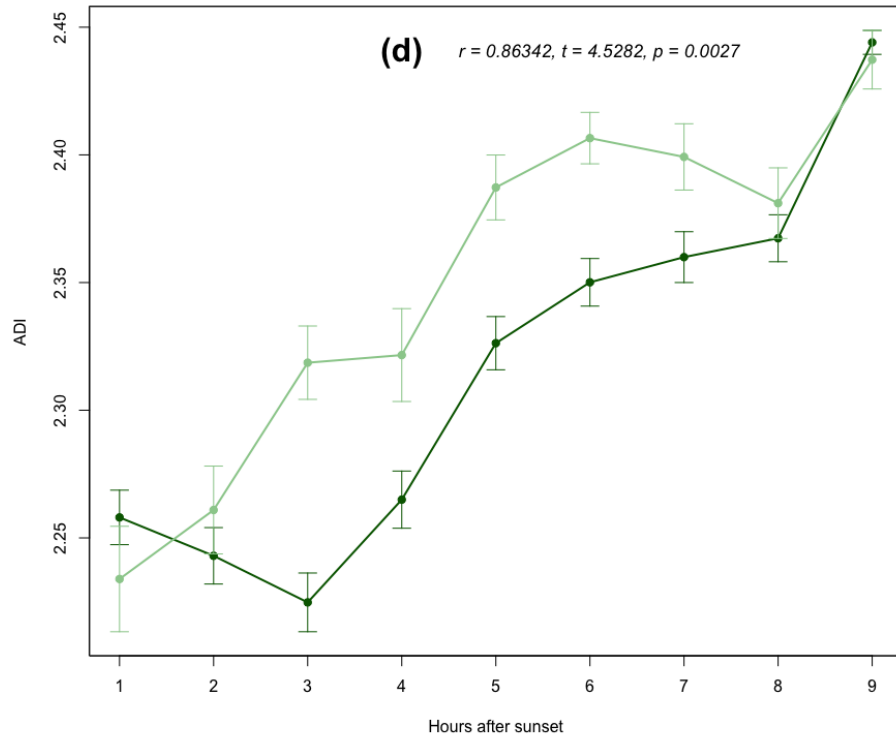
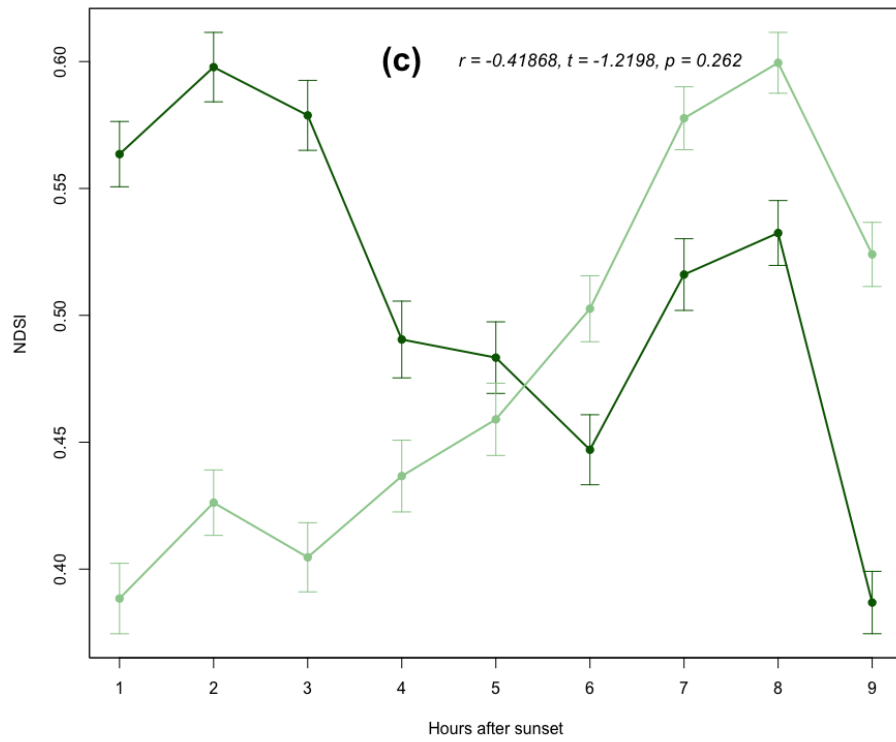


Figure 5. Normalized Difference Sound Index (NDSI) values comparison between conserved and altered native areas in the Brasilia region, Brazil. White squares correspond to the mean size. The thick horizontal line is the median. The rectangle, known as the 'box', covers the interquartile range, where most of the data lies. Lines extending from the box, referred to as 'whiskers', show the range of observations. W is the result of the Wilcoxon text.

441 Throughout the night, the acoustic indices varied differently, with the ADI and H
442 indices increasing in value from sunset (Fig. 6a and 6b) and the ACI, BI, and NDSI
443 indices tending to decrease in value throughout the night (Fig. 6c to 6e). The values of
444 the indices did not vary similarly between conserved and altered areas for ACI ($t = 0.2868$,
445 $p = 0.7825$) and NDSI ($t = -2.2219$, $p = 0.0617$). In both cases, there was a trend of
446 decreasing index values in conserved areas towards the end of the night compared to
447 altered areas. 4). The values of the ADI ($t = 3.7083$, $p < 0.05$), H ($t = 10.0390$, $p < 0.01$),
448 and BI ($t = 7.5641$, $p < 0.01$) indices varied in the same way between conserved and
449 altered areas.





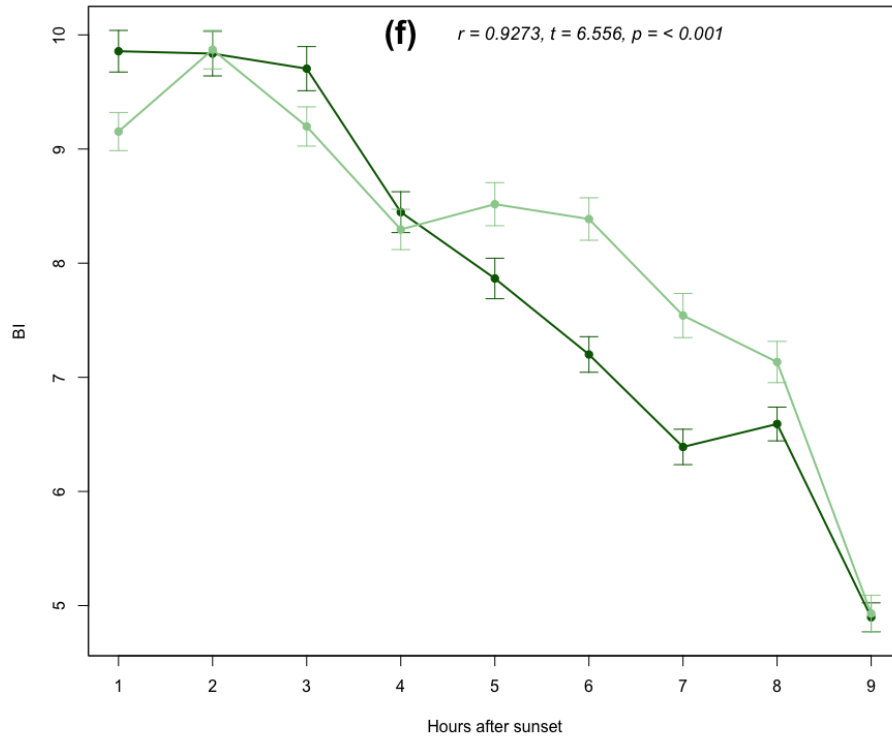
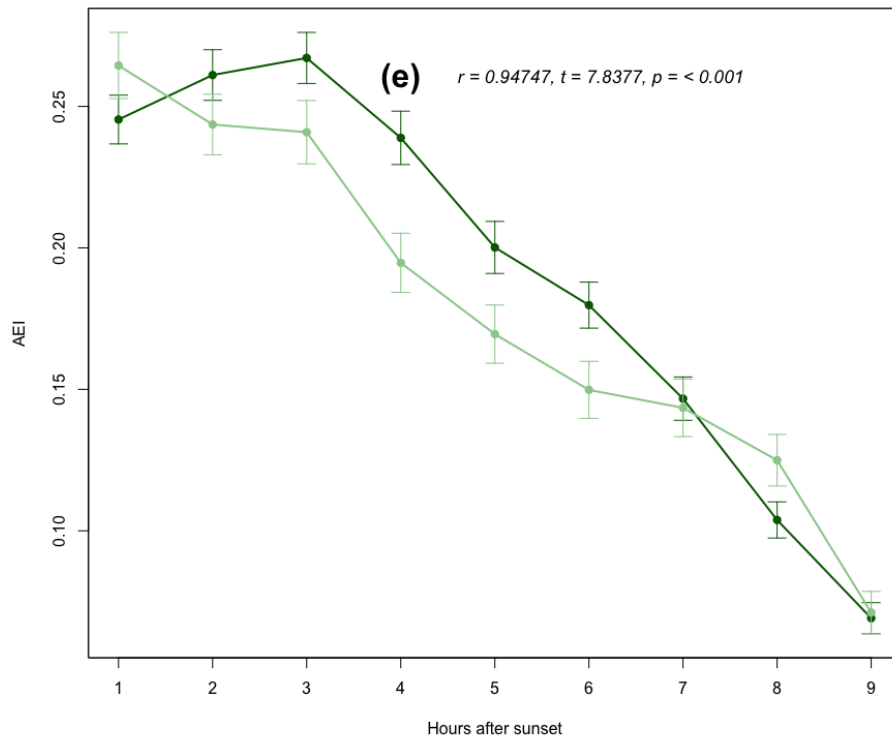


Figure 6. Changes on indices values along the night for soundscapes in Brasilia city. Dark green lines are from conserved areas and light green lines are from altered areas. The indices are: (a) Acoustic Diversity Index, (b)

452 Acoustic Entropy Index, (c) Normalized Difference Sound Index, (d) Acoustic Complexity Index, (e) Acoustic
453 Evenness Index, (f) Bioacoustic Index.

454 Discussion

455 In this study, we documented a higher species richness of amphibians in conserved
456 areas than in areas with lower conservation status in the Brasília region, Federal District.
457 This result corresponds to our initial prediction and aligns with a trend observed in several
458 locations experiencing urbanization (Hamer and McDonnell 2008; Callaghan et al. 2021;
459 Ganci et al. 2022). Various factors may have influenced the results, such as differences
460 in the level of noise pollution, disturbance to vegetation in the areas, presence of humans
461 and domestic animals, and the level of isolation of the areas we classified as altered.
462 Larger areas tended to hold higher species richness, and their sampling points were more
463 distant from residential areas and high-traffic roads in the Federal District. Brasília
464 National Park, with approximately 42,000 ha, and the Environmental Protection Area of
465 Córregos Gama e Cabeça de Veado, with 20,000 ha, are the two large blocks of native
466 vegetation that appear in the northwest and southeast portions of Fig. 1.

467 Although these areas are relatively large and could theoretically support stable
468 populations of amphibian species, the growing isolation of these areas due to urbanization
469 is concerning. The isolation of native areas has been identified as an important source of
470 impact on amphibian populations (Hamer and McDonnell 2008; Smallbone et al. 2011),
471 which can alter genetic structure through loss of gene flow between populations (Telles
472 et al. 2007). Brasília city, with an urban area of 590.22 km², has grown significantly in
473 recent years and is currently the third largest city in Brazil, with over three million
474 inhabitants (IBGE 2020). Data from the Mapbiomas Project (Souza et al. 2020) indicate
475 that the urban area of Brasília increased by 226.01%, from 194.53 km² to 634.20 km²
476 between 1985 and 2022. During this period, there was not only an expansion of the urban
477 network over native areas but also an increase in light pollution, traffic circulation, and

noise pollution. It is known that amphibians are among the animals affected by noise pollution (Sordello et al. 2020), and species inhabiting areas close to noisy locations tend to disappear or, in case of persistence, alter their vocalization patterns (Higham et al. 2021).

In our case, areas with lower amphibian richness are immersed in the urban matrix of Brasília and surrounded by residential areas, avenues, and shopping centers, which increases the isolation effect. Although it was not the specific focus of our study, the disturbance level of the native vegetation in these areas is remarkable, with the presence of various exotic plant species, domestic animals (dogs and cats), and homeless people. Domestic cats are excellent predators and can cause significant impacts on amphibian communities (Baker et al. 2005), while the introduction of exotic fish can cause impacts on the larval phase of amphibians (Hamer and Parris 2013).

The maintenance of suitable and well-managed environments is essential for amphibian species to persist in urban areas. Amphibians are important animals in the dynamics of any ecosystem due to their role as controllers of invertebrate and small vertebrate populations, but also as prey, in the larval or adult phase, for other animals such as insects, snakes, birds, and mammals. The management of native areas in urban matrices must be done in a way that ensures water quality, conserved environments, and surroundings with control of noise pollution and invasion of domestic animals. Such actions are not easy to implement in cities like Brasília, which is experiencing rapid population growth, strong population density, and an increase in circulation routes to serve a fleet of over 2 million vehicles.

Considering the rapid increase of urban areas and the reduction and degradation of native habitats, bioacoustics techniques and passive monitoring can aid in

environmental studies that require quick assessments or in the management of protected areas within urban matrices (Zhao et al. 2022).

The representation of the acoustic landscape through acoustic indices has been widely used in environmental monitoring studies with various taxonomic groups, such as birds (Machado et al. 2017; Buxton et al. 2018a), bats (Silva et al. 2022) and amphibians (Indraswari et al. 2020; Gan et al. 2020). It is known that acoustic indices represent the taxonomic group of interest and all sounds recorded in a particular area. Environmental sounds (geophony) and insect sounds can affect the quality and representativeness of what is desired to be measured with bioacoustics (Buxton et al. 2018b), as well as anthropogenic sounds (Fairbrass et al. 2017). Our results indicated a weak association between amphibian species richness and acoustic indices, and only the NDSI showed a significant relationship. The low richness recorded, and the sounds of insects, wind, and noise pollution may have been the reasons for the weak association of indices with amphibian diversity. However, it is important to note that richness is only one way of representing the group's diversity. Aspects such as abundance, species dominance, and activity patterns of different species are usually not captured by acoustic indices.

Maintaining biodiversity in urban areas is a great challenge, as there is an apparent conflict between leaving green spaces unoccupied or promoting population densification through urbanization. The territorial planning challenges faced by Brasília are like those of any city of comparable size in the world, but rampant urbanization may not be the best option. Only by adopting a model that meets different social, economic, and environmental demands will it be possible to envision a scenario of a sustainable city that is friendly to biodiversity, as stated in Goal 11 (Make cities and human settlements inclusive, safe, resilient, and sustainable) of the United Nations Sustainable Development Goals (UN 2019).

Declarations

Funding

The study was financed by PELD/CNPq program (grant # 441518/2020-6) and in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001

Competing Interest

The authors have no relevant financial or non-financial interests to disclose.

Author contributions

All authors contributed to the study conception and design. Material preparation, data collection and analysis were performed by Vitor M.A. Sena, Ricardo B. Machado and Júlia Raphael Araújo. The first draft of the manuscript was written by Vitor M.A. Sena, and Ricardo B. Machado and all authors commented on previous versions of the manuscript. All authors read and approved the final manuscript.

Acknowledgments

The study was financed by PELD/CNPq program (grant # 441518/2020-6) and in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001. RBM received a research grant from CNPq (grant # 311116/2022-1) and JRA received a junior research grant from CNPq (grant # 124649/2021-1).

References

Acevedo MA, Villanueva-Rivera LJ (2006) Using automated digital recording systems as effective tools for the monitoring of birds and amphibians. *Wildl Soc Bull* 34:211–214

550 Angold PG, Sadler JP, Hill MO et al (2006) Biodiversity in urban habitat patches.
 551 Sci Total Environ 360:196–204. [https://](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.035)
 552 doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.035
 553 Appelhans T, Detsch F, Reudenbach C, Woellauer S (2021) mapview: Interactive
 554 Viewing of Spatial Data in R. R package version 2.10.0
 555 Appelhans T, Russel K, Busetto L (2020) mapedit: Interactive Editing of Spatial
 556 Data in R. R package version 0.6.0, [https:// CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/package=mapedit)
 557 [project.org/package=mapedit](https://CRAN.R-project.org/package=mapedit)
 558 Aronson MF, Lepczyk CA, Evans KL et al (2017) Biodiversity in the city: key
 559 challenges for urban green space management. *Front Ecol Environ* 15:189–
 560 196. [https:// doi.org/10.1002/fee.1480](https://doi.org/10.1002/fee.1480)
 561 Baker PJ, Bentley AJ, Ansell RJ, Harris S (2005) Impact of predation by domestic
 562 cats *Felis catus* in an urban area. *Mammal Rev* 35:302–312. [https://](https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2005.00071.x)
 563 doi.org/10.1111/j.1365-2907.2005.00071.x
 564 Boelman NT, Asner GP, Hart PJ, Martin RE (2007) Multi-Trophic Invasion
 565 Resistance in Hawai ' I: Bioacoustics, Field Surveys, and Airborne Remote
 566 Sensing. *Ecol Appl* 17:2137–2144. [https:// doi.org/10.1890/07-0004.1](https://doi.org/10.1890/07-0004.1)
 567 Brasil (2012) Lei de Proteção da Vegetação Nativa - Lei 12651 de 25 de maio de
 568 2012. Disponível em [http:// www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)
 569 [2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)
 570 Buxton RT, Agnihotri S, Robin VV et al (2018a) Acoustic indices as rapid
 571 indicators of avian diversity in different land-use types in an Indian
 572 biodiversity hotspot. *J Ecoacoustics* 2:GWPZVD. [https://](https://doi.org/10.22261/JEA.GWPZVD)
 573 doi.org/10.22261/JEA.GWPZVD

Buxton RT, McKenna MF, Clapp M et al (2018b) Efficacy of extracting indices from large-scale acoustic recordings to monitor biodiversity: Acoustical Monitoring. *Conserv Biol* 32:1174–1184. <https://doi.org/10.1111/cobi.13119>

Calderon MR, Almeida CA, González P, Jofré MB (2019) Influence of water quality and habitat conditions on amphibian community metrics in rivers affected by urban activity. *Urban Ecosyst* 22:743–755. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00862-w>

Callaghan CT, Liu G, Mitchell BA et al (2021) Urbanization negatively impacts frog diversity at continental, regional, and local scales. *Basic Appl Ecol* 54:64–74. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.04.003>

Campos I, Fewster R, Truskinger A et al (2021) Assessing the potential of acoustic indices for protected area monitoring in the Serra do Cipo National Park, Brazil. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106953>. ECOLOGICAL INDICATORS 120:

Cilliers S, Cilliers J, Lubbe R, Siebert S (2013) Ecosystem services of urban green spaces in African countries—perspectives and challenges. *Urban Ecosyst* 16:681–702. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0254-3>

Colafrancesco KC & Gridi-Papp M. (2016) Vocal sound production and acoustic communication in amphibians and reptiles. In *Vertebrate sound production and acoustic communication* (pp. 51-82). Springer, Cham.

Daam MA, Moutinho MF, Espíndola ELG, Schiesari L (2019) Lethal toxicity of the herbicides acetochlor, ametryn, glyphosate and metribuzin to tropical frog larvae. *Ecotoxicology* 28:707–715. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02067-5>

Dearborn DC, Kark S (2010) Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conserv Biol* 24:432–440. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>

Deng H-M, Wang C, Cai W-J et al (2020) Managing the water-energy-food nexus in China by adjusting critical final demands and supply chains: An input-output analysis. *Sci Total Environ* 720:137635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137635>

Duellman WE, Trueb L (1994) *Biology of amphibians*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, EUA

Eiten G (1972) The Cerrado vegetation of Brazil. *Bot Rev* 38:201–341

Fairbrass AJ, Rennert P, Williams C et al (2017) Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. *Ecol Ind* 83:169–177. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.064>

Farina A, Pieretti N, Salutari P et al (2016) The Application of the Acoustic Complexity Indices (ACI) to Ecoacoustic Event Detection and Identification (EEDI) Modeling. <https://doi.org/10.1007/s12304-016-9266-3>. Biosemiotics

Ferrante L, Fearnside PM (2020) Evidence of mutagenic and lethal effects of herbicides on Amazonian frogs. *Acta Amaz* 50:363–366. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202000562>

Ferreira LM, Oliveira EG, Lopes LC et al (2018) What do insects, anurans, birds, and mammals have to say about soundscape indices in a tropical savanna. *J Ecoacoustics* 2:1–1. <https://doi.org/10.22261/jea.pvh6yz>

622 Gan H, Zhang J, Towsey M et al (2020) Data selection in frog chorusing
623 recognition with acoustic indices. *Ecol Inf* 60:101160. [https://](https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101160)
624 doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101160

625 Ganci CC, Provete DB, Püttker T et al (2022) High species turnover shapes anuran
626 community composition in ponds along an urban-rural gradient. *Urban*
627 *Ecosyst* 25:633–642. [https:// doi.org/10.1007/s11252-021-01174-8](https://doi.org/10.1007/s11252-021-01174-8)

628 Gerasimov A, Helminen J, Jonas P et al (2022) Audacity: free Audio Editor and
629 recorder. Version 3.1.3

630 Grande TO, Aguiar LMS, Machado RB (2020) Heating a biodiversity hotspot:
631 connectivity is more important than remaining habitat. *Landscape Ecol*
632 35:639–657. [https:// doi.org/10.1007/s10980-020-00968-z](https://doi.org/10.1007/s10980-020-00968-z)

633 Guerra V, De Queiroz Costa N, Llusia D et al (2020) Nightly patterns of calling
634 activity in anuran assemblages of the Cerrado, Brazil. *COMMUNITY Ecol*
635 21:33–42. [https:// doi.org/10.1007/s42974-020-00013-8](https://doi.org/10.1007/s42974-020-00013-8)

636 Güneralp B, Seto KC (2013) Futures of global urban expansion: uncertainties and
637 implications for biodiversity conservation. *Environ Res Lett* 8:014025.
638 [https:// doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/014025](https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/014025)

639 Hamer AJ, McDonnell MJ (2008) Amphibian ecology and conservation in the
640 urbanising world: A review. *Biol Conserv* 141:2432–2449. [https://](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020)
641 doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020

642 Hamer AJ, Parris KM (2013) Predation Modifies Larval Amphibian Communities
643 in Urban Wetlands. *Wetlands* 33:641–652. [https:// doi.org/10.1007/s13157-](https://doi.org/10.1007/s13157-013-0420-2)
644 [013-0420-2](https://doi.org/10.1007/s13157-013-0420-2)

Hartel T, Scheele BC, Rozyłowicz L et al (2020) The social context for conservation: Amphibians in human shaped landscapes with high nature values. *J Nat Conserv* 53:125762. [https:// doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125762](https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.125762)

Herrera-Montes MI, Aide TM (2011) Impacts of traffic noise on anuran and bird communities. *Urban Ecosyst* 14:415–427. [https:// doi.org/10.1007/s11252-011-0158-7](https://doi.org/10.1007/s11252-011-0158-7)

Higham V, Deal NDS, Chan YK et al (2021) Traffic noise drives an immediate increase in call pitch in an urban frog. *J Zool* 313:307–315. [https:// doi.org/10.1111/jzo.12866](https://doi.org/10.1111/jzo.12866)

Hijmans R (2022) *_terra: Spatial Data Analysis_*. R package version 1.5–21, [https:// CRAN.R- project.org/package=terra](https://CRAN.R-project.org/package=terra)

IBGE (2020) Cidades IBGE - Distrito Federal. [https:// cidades.ibge.gov.br/brasil/df/panorama](https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/panorama). Accessed in October, 17, 2019

Indraswari K, Bower DS, Tucker D et al (2020) Assessing the value of acoustic indices to distinguish species and quantify activity: A case study using frogs. *Freshw Biol* 65:142–152. [https:// doi.org/10.1111/fwb.13222](https://doi.org/10.1111/fwb.13222)

Jezuino P, Alquezar RD, Machado RB (2021) Parrots and the city: modeling potential corridors in an urban environment. *Urban Ecosyst*. [https:// doi.org/10.1007/s11252-021-01107-5](https://doi.org/10.1007/s11252-021-01107-5)

Kasten EP, Gage SH, Fox J, Joo W (2012) The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: an archive for studying soundscape ecology. *Ecol Inf* 12:50–67. [https:// doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.08.001](https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.08.001)

Kiesecker JM, Semlitsch RD (2003) Invasive species as a global problem. Toward understanding the worldwide decline of amphibians. *Amphibian Conservation*. Happer Collins Publisher, London, UK, pp 113–126

- Koo MS, Vredenburg VT, Groos J et al (2013) Visualizing AmphibiaWeb Data with Continuous Cartograms” AmphibiaWeb: Information on amphibian biology and conservation. [web application]. AmphibiaWeb, Berkeley, California
- Kowarik I (2011) Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environ Pollut* 159:1974–1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Kowarik I, Fischer LK, Kendal D (2020) Biodiversity Conservation and Sustainable Urban Development. *Sustainability* 12:4964. <https://doi.org/10.3390/su12124964>
- Kuhn M, Wing J, Weston S et al (2019) caret: Classification and Regression Training. R package version 6.0–84. Available at. <https://CRAN.R-project.org/package=caret>
- Lepczyk CA, Aronson MFJ, Evans KL et al (2017) Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *Bioscience* 67:799–807. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>
- Ligges U, Krey S, Mersmann O, Schnackenberg S (2018) tuneR: Analysis of Music and Speech
- Machado RB, Aguiar LMS, Jones G (2017) Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? *Landsc Urban Plann* 162:36–43. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.01.014>
- Marques NCS, Machado RB, Aguiar LMS et al (2022) Drivers of change in tropical protected areas: Long-term monitoring of a Brazilian biodiversity

695 hotspot. *Perspect Ecol Conserv* 20:69–78. [https://](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.02.001)
 696 doi.org/10.1016/j.pecon.2022.02.001
 697 McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization.
 698 *Biol Conserv* 127:247–260. [https:// doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005)
 699 Oda FH, Guerra V, Grou E et al (2019) Native anuran species as prey of invasive
 700 American Bullfrog, *Lithobates catesbeianus*, in Brazil: a review with new
 701 predation records. *Amphib Reptile Conserv* 13
 702 Pebesma E (2018) Simple Features for R: standardized support for spatial vector
 703 data. R J. [https:// journal.r-project.org/archive/2018/RJ-2018-009/](https://journal.r-project.org/archive/2018/RJ-2018-009/)
 704 Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM et al (2001) URBAN ECOLOGICAL
 705 SYSTEMS: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic
 706 Components of Metropolitan Areas1
 707 Pieretti N, Duarte MHL, Sousa-Lima RS et al (2015) Determining temporal
 708 sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical
 709 ecosystems. *Trop Conserv Sci* 8:215–234. [https://](https://doi.org/10.1177/194008291500800117)
 710 doi.org/10.1177/194008291500800117
 711 Pieretti N, Farina A, Morri D (2011) A new methodology to infer the singing
 712 activity of an avian community: the acoustic complexity index (ACI). *Ecol*
 713 *Ind* 11:868–873. [https:// doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.11.005](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.11.005)
 714 R Core Team (2021) R: a language and environment for statistical computing
 715 Ratter JA, Ribeiro JF, Bridgewater S (1997) The Brazilian Cerrado Vegetation
 716 and threats to its biodiversity. *Ann Botany* 80:223–230. [https://](https://doi.org/10.1006/anbo.1997.0469)
 717 doi.org/10.1006/anbo.1997.0469

718 Ribeiro J, Colli GR, Soares AMVM (2020) The anurofauna of a vanishing
 719 savanna: the case of the Brazilian Cerrado. *Biodivers Conserv* 29:1993–
 720 2015. [https:// doi.org/10.1007/s10531-017-1468-8](https://doi.org/10.1007/s10531-017-1468-8)
 721 Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do bioma Cerrado. Cerrado:
 722 ambiente e flora. Embrapa Cerrados, Brasília, DF, pp 89–166
 723 Scarpelli M, Ribeiro M, Teixeira C (2021) What does Atlantic Forest soundscapes
 724 can tell us about landscape? *Ecol Ind* 121:107050. [https://](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107050)
 725 doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107050
 726 Segalla MV, Caramaschi U, Cruz CAG et al (2019) Brazilian Amphibians: list of
 727 species. *Herpetologia Brasileira* 8:65–96
 728 Sharma R, Ghosh A, Joshi PK (2013) Decision tree approach for classification of
 729 remotely sensed satellite data using open source support. *J Earth Syst Sci*
 730 122:1237–1247. [https:// doi.org/10.1007/s12040-013-0339-2](https://doi.org/10.1007/s12040-013-0339-2)
 731 Silva C, de Machado A, Silveira RB, Aguiar M LMS (2022) Listening in the dark:
 732 acoustics indices reveal bat species diversity in a tropical savannah.
 733 *Bioacoustics* 32:1–16
 734 Simmons AM, Narins PM (2018) Effects of anthropogenic noise on amphibians
 735 and reptiles. In: *Effects of anthropogenic noise on animals*. Berlin,
 736 Germany, pp 179–208
 737 Smallbone LT, Luck GW, Wassens S (2011) Anuran species in urban landscapes:
 738 Relationships with biophysical, built environment and socio-economic
 739 factors. *Landsc Urban Plann* 101:43–51. [https://](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.01.002)
 740 doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.01.002

- Sordello R, Ratel O, De Flamerie F et al (2020) Evidence of the impact of noise pollution on biodiversity: a systematic map. *Environ Evid* 9:20. <https://doi.org/10.1186/s13750-020-00202-y>
- Souza CM, Shimbo Z, Rosa J MR, et al (2020) Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sens* 12:2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- Stolyar OB, Loumbourdis NS, Falfushinska HI, Romanchuk LD (2008) Comparison of Metal Bioavailability in Frogs from Urban and Rural Sites of Western Ukraine. *Arch Environ Contam Toxicol* 54:107–113. <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9012-6>
- Stuart SN, Chanson JS, Cox NA et al (2004) Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science Express* 14 October
- Sueur J, Aubin T, Simonis C (2008a) Seewave: a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics* 18:213–226
- Sueur J, Farina A (2015) Ecoacoustics: the Ecological Investigation and Interpretation of Environmental Sound. *Biosemitotics* 8:493–502. <https://doi.org/10.1007/s12304-015-9248-x>
- Sueur J, Farina A, Gasc A et al (2014) Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. *Acta Acustica united with Acustica* 100:772–781. <https://doi.org/10.3813/aaa.918757>
- Sueur J, Pavoine S, Hamerlynck O, Duvail S (2008b) Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PLoS ONE* 3:e4065–e4065

Sugai LSM, Llusia D (2019) Bioacoustic time capsules: Using acoustic monitoring to document biodiversity. *Ecol Ind* 99:149–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.021>

Telles MP, de C, Diniz-Filho JAF, Bastos RP et al (2007) Landscape genetics of *Physalaemus cuvieri* in Brazilian Cerrado: Correspondence between population structure and patterns of human occupation and habitat loss. *Biol Conserv* 139:37–46. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.06.003>

Therneau T, Atkinson B (2022) rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees_. R package version 4.1.16, <<https://CRAN.R-project.org/package=rpart>

Thieurmél B, Elmarhraoui E (2019) suncalc: Compute Sun Position, Sunlight Phases, Moon Position and Lunar Phase. R package version 0.5.0. <https://CRAN.R-project.org/package=suncalc>

Tratalos J, Fuller RA, Warren PH et al (2007) Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landsc Urban Plann* 83:308–317. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.05.003>

UN (2019) The 17 goals of the sustainable development

Valdujo PH, Silvano DL, Colli G, Martins M (2012) Anuran Species Composition and Distribution Patterns in Brazilian Cerrado, a Neotropical Hotspot. *South Am J Herpetology* 7:63–78. <https://doi.org/10.2994/057.007.0209>

Villanueva-Rivera LJ, Pijanowski BC (2018) Package ‘soundecology’ v 1.3.3 - <<https://CRAN.R-project.org/package=soundecology>

Villanueva-Rivera LJ, Pijanowski BC, Doucette J, Pekin B (2011) A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecol* 26:1233–1246. <https://doi.org/10.1007/S10980-011-9636-9>

789 Wood SN (2011) Fast stable restricted maximum likelihood and marginal
790 likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *J Roy*
791 *Stat Soc* 73:3–36

792 Zaffaroni-Caorsi V, Both C, Márquez R et al (2023) Effects of anthropogenic
793 noise on anuran amphibians. *Bioacoustics* 32:90–120. [https://](https://doi.org/10.1080/09524622.2022.2070543)
794 doi.org/10.1080/09524622.2022.2070543

795 Zhao Y, Sheppard S, Sun Z et al (2022) Soundscapes of urban parks: An
796 innovative approach for ecosystem monitoring and adaptive management.
797 *Urban Forestry & Urban Greening* 71:127555. [https://](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127555)
798 doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127555

799

CAPÍTULO 2: EFEITOS DAS MÉTRICAS DE PAISAGEM SOBRE ÍNDICES ACÚSTICOS EM ÁREAS NATURAIS E ANTROPIZADAS DE CERRADO

Resumo

Os índices acústicos vêm se mostrando uma ferramenta rápida, útil e efetiva para investigar a composição e a dinâmica de comunidades animais ao longo do espaço e do tempo. O objetivo deste estudo foi avaliar como os índices acústicos respondem às métricas de paisagem em áreas urbanas e nativas de Cerrado. Obtive os dados acústicos com o uso de gravadores digitais automáticos instalados em 20 pontos amostrais localizados em remanescentes de vegetação na matriz periurbana de Brasília, Brasil. Calculei a média de seis índices acústicos (ACI, ADI, AEI, BI, H e NDSI) para testar minha hipótese e nove métricas de paisagem para explicar as variações espaciais dos índices. Meus resultados indicam que os índices acústicos (ACI, ADI, AEI e H) mostram arranjos espaciais que mudam de acordo com características das paisagens (ED, RPR, NDVI, SHANNON), como sugere a Hipótese da Adaptação Acústica na qual as características da paisagem têm efeito direto nas características dos sons dos animais, resultando na adaptação aos diferentes ambientes em que vivem. Os índices acústicos, em conjunto com o uso de métricas de paisagem, podem auxiliar na agilidade de estudos de monitoramento ambiental e, conseqüentemente, na otimização de recursos e na tomada de decisões voltadas para a conservação de áreas naturais.

Palavras-chave: MAP, Ecologia de Paisagem, Ecologia Urbana.

Abstract

Acoustic indices have proven to be a quick, useful, and effective tool for investigating the composition and dynamics of animal communities over space and time. The aim of this study was to evaluate how acoustic indices respond to landscape metrics

in urban and native Cerrado areas. Acoustic data was obtained using automated digital recorders installed at 20 sampling points located in vegetation remnants in the peri-urban matrix of Brasília, Brazil. I calculated the average of six acoustic indices (ACI, ADI, AEI, BI, H, and NDSI) to test my hypothesis, and nine landscape metrics to explain the spatial variations of the indices. My results indicate that the acoustic indices (ACI, ADI, AEI, and H) exhibit spatial patterns that change according to landscape characteristics (ED, RPR, NDVI, SHANNON), as suggested by the Acoustic Adaptation Hypothesis, in which landscape characteristics have a direct effect on the characteristics of animal sounds, resulting in the adaptation of acoustic landscapes to different environments they inhabit. Acoustic indices, in conjunction with the use of landscape metrics, can assist in the efficiency of environmental monitoring studies and, consequently, in the optimization of resources and decision-making aimed at the conservation of natural areas.

Keywords: Urban Ecology, Soundscape, PAM.

838 Introdução

839 A vocalização possui grande importância na história de vida dos anfíbios anuros,
840 sendo a principal forma de comunicação das espécies do grupo que domina as paisagens
841 sonoras noturnas (Duellman & Trueb, 1994; Wells, 2010; Kohler et al. 2017). Os sinais
842 acústicos produzidos por anfíbios possuem diferentes funções sociais definidas e variam
843 a depender dos contextos ecológicos e sociais, que incluem a defesa de território, a
844 evitação da predação, o reconhecimento intraespecífico e a reprodução, sendo estes dois
845 últimos os mais comuns entre eles (Duellman & Trueb, 1994; Haddad 1995; Acevedo &
846 Villanueva-Rivera, 2006; Guerra et al. 2018). Pela sua importância para o grupo, as
847 vocalizações podem ser uma ferramenta útil para a avaliação e monitoramento de anfíbios
848 anuros e suas relações com o ambiente nos diferentes níveis de organização ecológica
849 (Acevedo & Villanueva-Rivera, 2006; Indraswari et al. 2020).

850 Uma das principais ameaças aos anfíbios no Cerrado é a destruição de seu hábitat,
851 sendo a combinação do agronegócio e a rápida urbanização as principais causas da
852 destruição ambiental e, consequentemente, do declínio das populações de anfíbios. É
853 sabido que a urbanização é responsável pela perda e fragmentação de habitat, o
854 isolamento de populações e a degradação do ambiente (Duellman & Trueb, 1994; Hamer
855 & McDonnell, 2008; Hamer & Parris, 2011; Ribeiro et al. 2017).

856 A recuperação ambiental de áreas protegidas inseridas na matriz urbana e a
857 proteção de áreas naturais não urbanas são necessárias para a conservação dos anuros
858 neotropicais, pois muitas espécies dependem da conservação das populações em
859 paisagens antropizadas para evitar a sua extinção (Hamer & McDonnell, 2008; Lourenço-
860 de-Moraes et al. 2018). A persistência das espécies nessas paisagens depende da história
861 de vida e de suas capacidades de resposta frente às mudanças nas condições ambientais
862 (Hamer & McDonnell, 2008). Todavia, dentro da matriz urbana, os anfíbios sofrem com

os efeitos da urbanização e de outras alterações antropogênicas, como a perda e fragmentação de habitat, mesmo dentro de unidades de conservação (Hamer & McDonnell, 2008; Lourenço-de-Moraes et al. 2018).

O bioma Cerrado é a savana tropical mais rica, maior e possivelmente mais ameaçada do mundo. Sua estação seca dura de três a cinco meses, normalmente entre maio e setembro, durante o inverno (Alvares et al. 2013). Sua posição central no continente sul-americano favoreceu o intercâmbio biológico com biomas vizinhos (Valdujo et al. 2012). Todavia, muitas espécies de anfíbios que ocorrem no bioma têm distribuição restrita ou estão fortemente relacionadas ao Cerrado (Klink & Machado, 2005; Valdujo et al. 2012). Cerca de 70% das espécies de anfíbios do Cerrado podem ser consideradas como lacunas de conservação, pois não estão presentes em nenhuma área protegida. Os anfíbios das áreas sudoeste e central do bioma são os que possuem maior risco de extinção, uma vez que são áreas onde a ocupação e atividades humanas são maiores (Ribeiro et al. 2017).

No Cerrado, o processo de destruição do hábitat dos anfíbios anuros tem sido bastante acelerado, sendo a urbanização uma das principais causas (Ribeiro et al. 2017). Um dos símbolos desse processo, Brasília é a terceira maior cidade do Brasil, tendo alcançado a marca de mais de 3 milhões de habitantes (Marques et al. 2022). Projetada no final dos anos 50 para comportar 500 mil habitantes, a cidade já apresenta uma grande conurbação e tem a maior taxa de crescimento entre as seis maiores cidades do país (Leitão, 2003; IBGE, 2019; Marques et al. 2022).

Neste cenário, preservar e restaurar o máximo de áreas que forem possíveis é uma das principais estratégias para minimizar a perda de biodiversidade (Watling et al. 2020). A Hipótese da Quantidade de Habitat (HAH) prevê que a densidade de espécies é equivalente entre paisagens com diferentes números e tamanhos de manchas, desde que

a quantidade total de habitat nessas paisagens seja a mesma (Fahrig, 2013). Sendo assim, minimizar a perda de habitat contribui para a conservação da densidade de espécies, independente da configuração das manchas contidas na paisagem (Watling et al. 2020).

Por isso, é necessário que os métodos de amostragem sejam abrangentes, rápidos e de fácil utilização fornecendo uma maior compreensão para auxiliar na conservação das espécies (Sueur et al. 2008b; Xie et al. 2020). Pois, o sucesso das ações para a conservação da biodiversidade depende não apenas da conciliação de interesses conflitantes entre as atividades socioeconômicas e de conservação, mas também uma mistura de estratégias em diferentes escalas espaciais e do prazo que são implementadas (Villasenor et al. 2017; Resende et al. 2019; Vasconcelos & Prado, 2019; Watling et al. 2020).

O estudo da paisagem acústica, definida como os sons de todo o ambiente que se propagam pela paisagem, é uma abordagem ecológica recente, que deu início a área de pesquisa conhecida como ecoacústica. Ela tem sido utilizada por diversas disciplinas, entre elas a ecologia de comunidades, na qual é utilizada na descrição da composição e dinâmica de comunidades e na avaliação de sua diversidade acústica (Sueur et al. 2008b; Gasc et al. 2013). Também, tem sido utilizada dentro da biologia da conservação para estimar a importância relativa do ruído e seus efeitos no ambiente e em comunidades acústicas (Barber et al. 2011; Pieretti e Farina, 2013). Bem como, para a sugestão de planejamento para a conservação por meio de análises acústicas (Laiolo, 2010).

A teoria e os métodos da ecoacústica também têm sido utilizados para a análise na Ecologia Acústica e Paisagens Acústicas, nas quais é estudada a interação da paisagem com a bioacústica, bem como a mudança da paisagem sonora ao longo de diferentes gradientes da paisagem (Farina et al. 2010; Joo et al. 2011). Também por meio da bioacústica, é possível analisar as propriedades da paisagem e desenvolver um planejamento para o manejo (Brown & Muhar, 2004; Tucker et al. 2014)

A ecoacústica tem como uma de suas principais teorias de embasamento a Hipótese de Adaptação Acústica (HAA), que se refere à adaptação dos animais aos diferentes ambientes acústicos em que vivem (Warren et al. 2006; Ey & Fischer, 2009; Sueur & Farina, 2015). Os animais ajustam suas vocalizações para maximizar a eficácia da comunicação em seu ambiente específico (Krause, 1993). Assim, diferentes espécies usam espaços acústicos delimitados pela frequência sonora e o tempo, o que explica a coexistência de várias espécies em um mesmo local.

A gravação da paisagem acústica nos permite realizar várias análises, a depender da pergunta e do que estamos interessados em responder, sendo possível a avaliação de múltiplos táxons nas mais variadas condições ecológicas e em grandes extensões espaciais e temporais (Sueur et al. 2008a; Sugai et al. 2019). Ela é feita principalmente com o uso de gravadores automáticos, utilizando o método conhecido como Monitoramento Acústico Passivo (MAP) (Llusia et al. 2011; Farina & Gage, 2017; Sugai et al. 2019).

O MAP permite amostragem simultânea em múltiplos locais e tem se mostrado mais efetivo do que os métodos tradicionais para inventários rápidos (Acevedo & Villanueva-Rivera, 2006; Herrera-Montes & Aides, 2011), ainda mais quando associado com abordagens analíticas automáticas (Alquezar & Machado, 2015; Machado et al., 2017). E, tem se mostrado um método rápido e não-invasivo de investigar a composição e a dinâmica de comunidades animais ao longo do espaço e do tempo, auxiliando na obtenção de informações básicas a respeito da história natural e ecologia das espécies (Sugai et al. 2019).

Um dos métodos de investigação analítica utilizados na ecoacústica consiste na extração de informações básicas sobre a ocorrência e atividade das espécies a partir de grandes volumes de dados acústicos que são obtidos com o MAP. O desenvolvimento de

ferramentas para a análise automática do grande conjunto de dados bioacústicos é uma das barreiras para a expansão da sua utilização em ecossistemas terrestres, além da padronização dos métodos de amostragem acústicos (Sugai et al. 2019). Nesse sentido, os índices acústicos mostram-se bastante práticos para sintetizar os padrões bioacústicos, independentemente da identidade da espécie (Pijanowski et al. 2011).

Os índices acústicos são uma abordagem analítica automatizada que sintetiza os padrões bioacústicos e torna possível avaliar características ecológicas como a riqueza e a composição de espécies. Também, permite investigar as mudanças ocorridas na utilização que algumas espécies dão ao nicho acústico e na sua organização espaço-temporal, devido à estrutura do ambiente e a produção de sons antropogênicos e outros distúrbios (Sueur et al. 2014; Gasc et al. 2015; Sueur & Farina, 2015; Machado et al. 2017; Gómez et al. 2018; Sugai et al. 2019).

Ainda pouco estudada no Cerrado e, especialmente, com o grupo dos anfíbios, sua utilização vem se mostrando uma ferramenta rápida, útil e efetiva em outros táxons, o estudo da utilização que este grupo dá as paisagens sonoras irá gerar uma melhor descrição e compreensão dos processos ecoacústicos (Herrera-Montes & Aides, 2011; Pieretti et al. 2015; Machado et al. 2017; Buxton et al. 2018; Ferreira et al. 2018; Silva et al. 2022).

Objetivo

O objetivo principal deste capítulo foi avaliar como os índices acústicos respondem às métricas de paisagem em áreas urbanas e nativas de Cerrado.

Objetivos específicos

1. Caracterizar os efeitos da estrutura espacial sobre os índices acústicos;
2. Avaliar se há efeitos da antropização sobre o cálculo destes índices.

962 Hipótese

963 A hipótese de trabalho é a variação dos índices acústicos pode ser explicada pelo
964 grau de antropização das áreas, medido por variáveis espaciais, sendo maiores em áreas
965 menos antropizadas e menores em áreas com maior impacto ambiental.

966

967 Material e Métodos

968 *Caracterização da área de estudo*

969 Eu realizei este estudo em 20 áreas amostrais, com distância mínima de 1km entre
970 elas, localizadas na cidade de Brasília, Brasil. Selecionei áreas de vegetação ripária ao
971 redor de lagos e áreas alagadas. Em sua maioria, são áreas de mata de galeria não-
972 inundável de cursos de água que são drenagens da sub-bacia do lago Paranoá, parte da
973 bacia do rio Paraná.

974 Cinco das 20 áreas estão dentro da área do Parque Nacional de Brasília (PNB) e
975 os outros cinco estão dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) Gama-Cabeça de
976 Veado, divididos em três reservas que são sobrepostas pela APA: Estação Ecológica do
977 Jardim Botânico (2), Fazenda Água Limpa (2) e a Reserva Ecológica do Roncador (1).

978 Já os outros dez pontos correspondem a unidades de conservação distritais e áreas
979 de vegetação compreendidas pela Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Riacho
980 Fundo e pelas APA Lago Paranoá e APA Gama-Cabeça de Veado, sendo elas: Parque
981 Distrital das Copaíbas, Parque Ecológico da Asa Sul, Parque Ecológico Dom Bosco,
982 Parque Ecológico Olhos d'água, Refúgio da Vida Silvestre Canjerana, Refúgio da Vida
983 Silvestre Garça Branca, Mata Ciliar no Ponto de Captação de Água do Ribeirão Santana,
984 na divisa da Área Alfa da Marinha (APA Gama-Cabeça de Veado), Mata Ciliar do
985 Córrego Taquari Córrego (APA Lago Paranoá), Mata Ciliar dentro do Centro Olímpico
986 da UnB (APA Lago Paranoá) e a ARIE Riacho Fundo (Tabela 4;

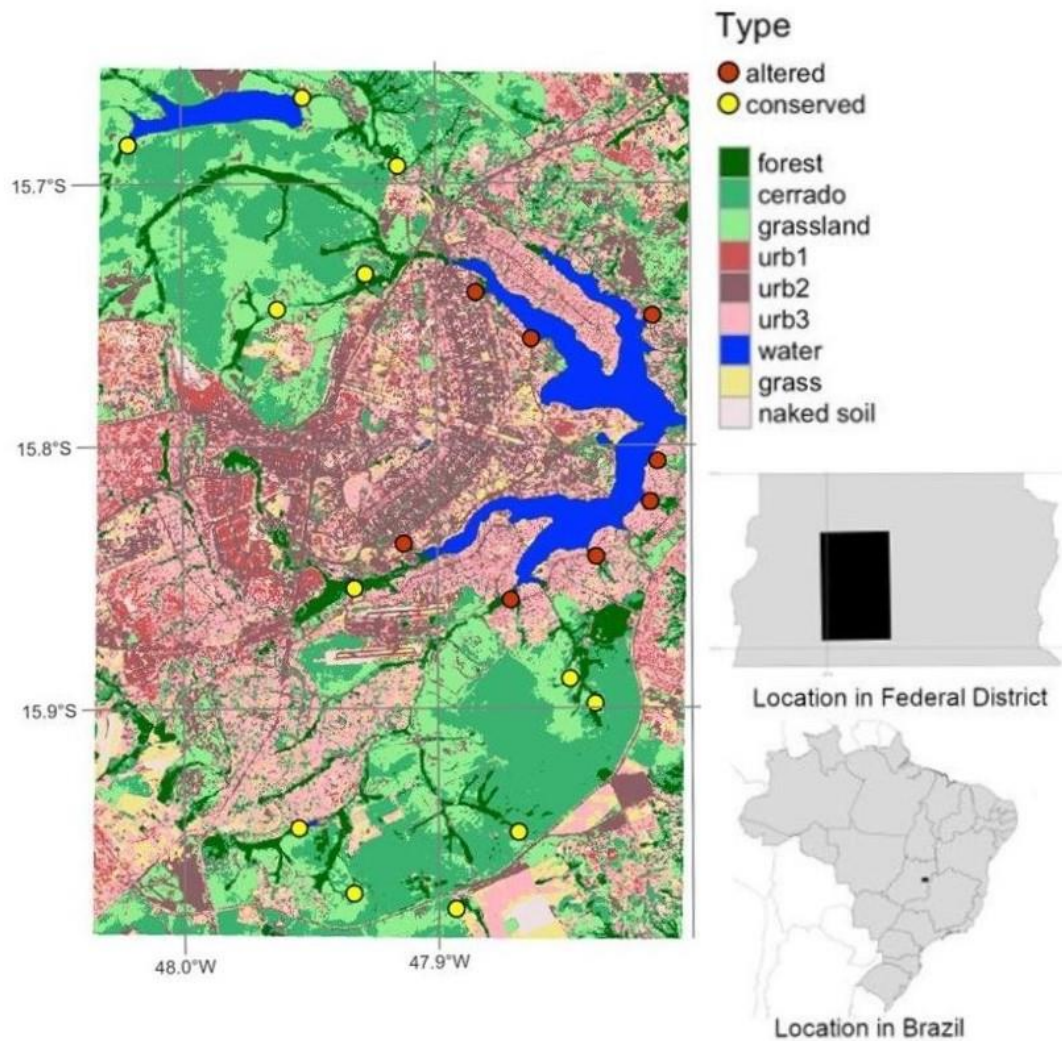


Figura 7).

Tabela 4. Pontos amostrais onde os gravadores foram instalados.

Área de estudo	Latitude	Longitude
Área de Relevante Interesse Ecológico Riacho Fundo (RF)	15°51'14.18"S	47°55'56.47"O
APA Lago Paranoá (CO)	15°45'31.94"S	47°51'46.86"O
Córrego Taquari (APA Lago Paranoá) (LN)	15°45'2.55"S	47°48'55.18"O
APA Gama-Cabeça de Veado (AL)	15°58'35.34"S	47°53'35.25"O
Estação Ecológica Jardim Botânico 1 (JBT1)	15°53'53.11"S	47°50'17.35"O
Estação Ecológica Jardim Botânico 2 (JBT2)	15°53'19.28"S	47°50'52.23"O
Fazenda Água Limpa 1 – (LA)	15°58'13.45"S	47°55'59.74"O
Fazenda Água Limpa 2 – (RE)	15°56'46.98"S	47°57'27.44"O
Parque das Copaibas (CP)	15°49'17.83"S	47°48'56.27"O
Parque de Uso Múltiplo da Asa Sul (AS)	15°50'13.87"S	47°54'48.12"O
Parque Ecológico Dom Bosco (DB)	15°48'24.00"S	47°48'46.95"O
Parque Ecológico e de Uso Múltiplo Olhos D'Água (OD)	15°44'28.42"S	47°53'4.17"O
Parque Nacional de Brasília 1 – (EX)	15°44'52.11"S	47°57'44.96"O
Parque Nacional de Brasília 2 – (GR)	15°41'35.48"S	47°54'53.82"O

Parque Nacional de Brasília 3 – (RT)	15°44'3.93"S	47°55'40.67"O
Parque Nacional de Brasília 4 – (PV)	15°40'3.15"S	47°57'7.47"O
Parque Nacional de Brasília 5 – (SM)	15°41'6.37"S	48° 1'15.04"O
Refúgio de Vida Silvestre Canjerana (CN)	15°50'33.50"S	47°50'17.64"O
Refúgio de Vida Silvestre Garça Branca (GB)	15°51'31.54"S	47°52'17.29"O
Reserva Ecológica do Roncador (IBGE)	15°56'49.76"S	47°52'6.78"O

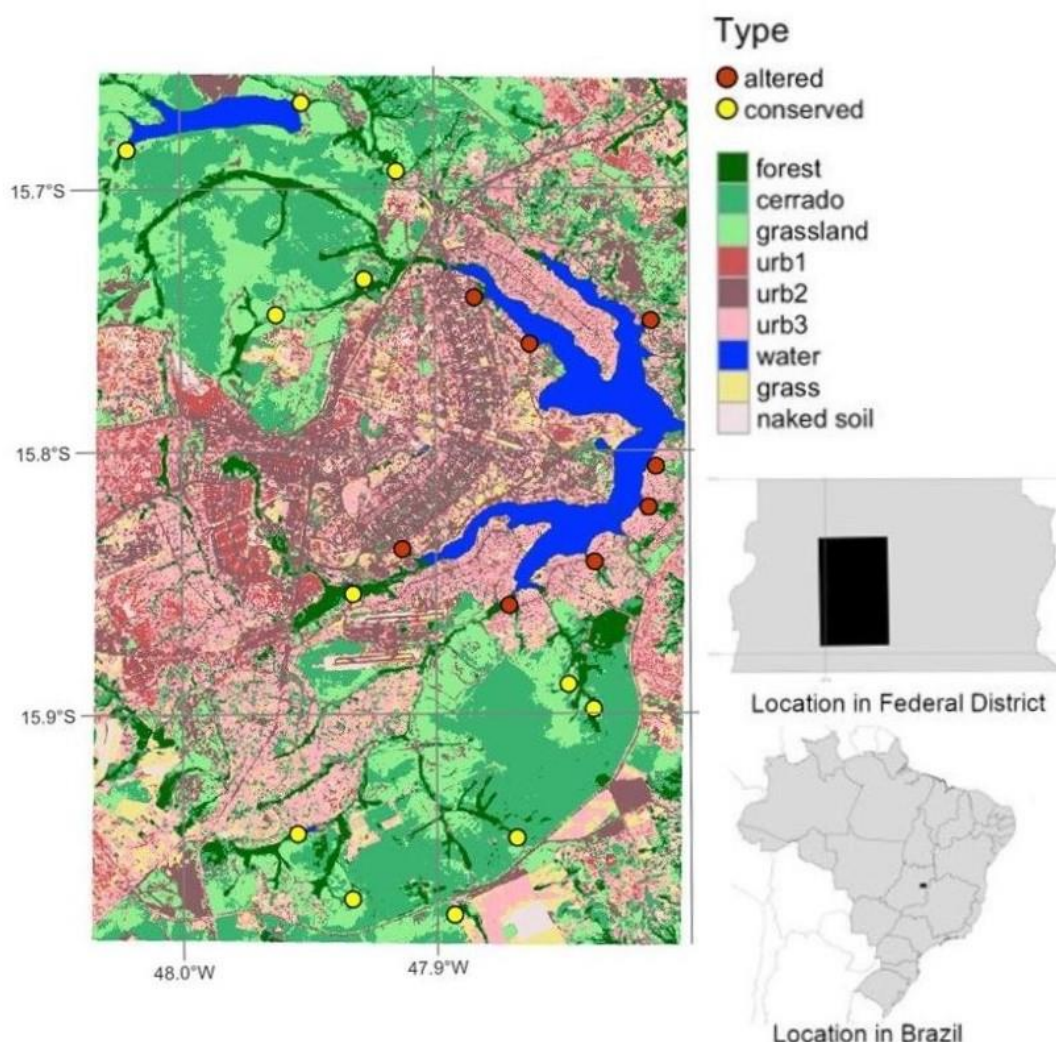


Figura 7. Localização da área de estudo no Distrito Federal, Brasil. Pontos verdes representam as unidades amostrais.

Coleta dos dados acústicos

Eu utilizei gravadores AudioMoth (<https://www.openacousticsdevices.info/>) para obter as vocalizações dos anfíbios anuros durante três noites consecutivas nas estações de seca e chuva, nos meses de junho a agosto de 2021 e nos meses de novembro de 2021 a janeiro de 2022. Os gravadores foram programados para gravar por 1 minuto, com intervalos de 4 minutos entre as gravações. Os arquivos foram gerados no formato *wave* monofônicos com 16 bits e taxa de amostragem de 48 kHz. As gravações ocorriam por

999 nove horas consecutivas, a partir de 30 minutos antes do pôr do sol, aproximadamente
1000 entre as 18:00 e as 03:00. O horário de pôr do sol foi obtido através do pacote *suncalc*,
1001 no dia anterior a amostragem. Este horário corresponde ao período de maior atividade dos
1002 anfíbios anuros no Cerrado (Guerra et al. 2020). Assim, o esforço amostral foi de cinco
1003 horas e 27 minutos por área/mês, sendo 109 horas/mês (20 pontos x ~6h por ponto),
1004 totalizando 654 horas.

1005 Após serem programados, os gravadores foram envoltos em saco plástico preto
1006 para dificultar sua localização por terceiros durante a amostragem e acondicionados com
1007 um absorvente interno em embalagens de plástico *zip-loc*. Por fim, os gravadores foram
1008 instalados em galhos de árvores, na altura de 1,5m, com o uso de abraçadeiras de nylon
1009 (Figura 8).



1010
1011 Figura 8. Gravador AudioMoth antes da instalação e após ser instalado para a amostragem.

1012 *Variáveis de paisagem*

1013 As variáveis explanatórias de paisagem correspondem às métricas da paisagem
1014 que foram calculadas com o uso do pacote *landscapemetrics* (Hesselbarth et al., 2020) no
1015 programa R (R Core Team, 2020).

1016 No entorno de cada ponto, criei um buffer com raio de 600m para medir a
1017 diversidade de Shannon das paisagens (SHANNON), diversidade de bordas (ED), riqueza
1018 relativa de manchas (RPR), entropia marginal (ENT), riqueza de manchas (DIVP),

equitabilidade de Shannon (SIEI) e valor médio do índice de diferença de vegetação normalizada (NDVI), a área total coberta por vegetação nativa (NAT) e a área coberta por coleções de água (AGUA).

SHANNON, RPR, DIVP e SIEI são 'métricas de diversidade'. SHANNON leva em consideração tanto o número de classes de uso da terra quanto a abundância de cada uma delas (McGarigal et al. 2012). RPR calcula a porcentagem de classes presentes na paisagem em relação a um número (teórico) de classes máximas (McGarigal et al. 2012). DIVP é uma 'métrica de diversidade'. É uma das medidas mais simples de diversidade e composição, pois é uma medida absoluta do número de classes. Por isso, não é comparável entre paisagens com diferentes áreas totais (McGarigal et al. 2012). SIEI é a razão entre o índice de diversidade de Simpson real e o índice de diversidade de Simpson máximo teórico (McGarigal et al. 2012).

O NDVI é um índice espectral de vegetação medido através da combinação das refletâncias das bandas vermelho e infravermelho próximo, considerado um indicador da densidade e condição da vegetação (Rouse et al. 1973). ED é uma 'métrica de área e borda'. A densidade da borda é igual a todas as bordas da paisagem em relação à área da paisagem. A métrica é padronizada para a área total da paisagem e, portanto, são possíveis comparações entre paisagens com diferentes áreas totais. ENT mede a diversidade (complexidade temática) de classes de paisagem (Nowosad & Stepinski, 2019). NAT e AGUA são as áreas totais cobertas por vegetação nativa e por coleções de água, respectivamente, sendo a soma de células classificadas nas classes vegetação nativa e água.

Para a medição destas métricas, foram utilizadas imagens do satélite Landsat 8 com resolução de 30m, disponíveis na página do Projeto Mapbiomas (www.mapbiomas.org) e imagens do Landsat 8 para o mês de agosto de 2020,

classificadas utilizando o programa R. A classificação das imagens do Landsat 8 quando comparado com o mapa do Mapbiomas de 2020, teve uma concordância de 94.0% para as áreas de matas, 87.8% para as áreas de cerrado e 78.2% para as áreas de campo. Esses números são resultantes do cruzamento de 500 pontos aleatórios em cada mapa.

Análise de dados

Todas as análises estatísticas foram realizadas com o uso do programa R (R Core Team, 2020). Em todos os testes estatísticos, considerei como significativas as diferenças quando $p < 0,05$.

Os arquivos de áudio obtidos foram processados no ambiente do programa R v4.0.1 (R Core Team, 2020) utilizando os pacotes *tuneR* (Ligges et al. 2018), *warbleR* (Araya-Salas & Smith-Vidaurre, 2020) e *lubridate* (Garrett & Hadley, 2011) para carregar os arquivos de som em formato wave como objeto e prepara-los para calcular os índices acústicos. A fim de calcular a média de seis índices diferentes nos pontos de amostragem (Índice de Complexidade Acústica – ACI, Índice de Diversidade Acústica – ADI, Índice de Uniformidade Acústica – AEI, Índice Bioacústico– BI, Índice de Entropia Acústica – H, e Índice de Diferença Normalizada da Paisagem Acústica – NDSI) utilizei os pacotes *seewave* (Sueur et al. 2008a) e *soundecology* (Villanueva-Rivera & Pijanowski, 2018).

O ACI foi projetado para medir a atividade da biofonia independente da antropofonia com base na suposição de que os sons bióticos variam em intensidade, enquanto os sons antrópicos possuem intensidades constantes (Pieretti et al., 2011). O ADI calcula o índice de diversidade de Shannon considerando cada banda de frequência como uma espécie diferente, considerando a frequência em que o som aparece em cada banda como equivalente de abundância do índice de Shannon (Villanueva-Rivera et al., 2011). Quanto maior o número de bandas ativas e mais uniforme a proporção de sua

atividade, mais diversificada é a comunidade acústica. O AEI também usa a quantidade de atividade em cada faixa de frequência, mas, diferente do ADI, aplica o coeficiente de Gini para medir quão uniforme é a distribuição de ocupação (Villanueva-Rivera et al., 2011). Quanto mais próximo o índice estiver de 1, menos uniforme será a comunidade acústica. O índice bioacústico (BI) é um índice de abundância, inicialmente utilizado para medir abundância relativa do canto das aves, o BI é calculado a partir da área sob o espectro de potência normalizado que é maior que a intensidade mínima da curva, sendo uma função da intensidade do som (dB) e do número de bandas de frequência (Boelman et al., 2007). O índice de entropia (H) é semelhante ao ADI, pois utiliza o índice de Shannon no cálculo do produto de um índice de diversidade de tempo e um índice de diversidade de frequência baseado em envelopes de amplitude (Sueur et al. 2008a). O NDSI foi projetado para estimar o nível de distúrbios antropogênicos em uma paisagem sonora (Kasten et al., 2012). Seu cálculo compara a maior área de poder espectral do compartimento de biofonia (B) com a área de poder espectral de um compartimento de antropofonia predefinido (A) usando a fórmula $(B - A)/(B + A)$. Varia de -1 a 1, os valores abaixo de 0 indicam à prevalência da antropofonia, enquanto os valores maiores que 0 correspondem à prevalência de biofonia.

Primeiro, para medir os índices acústicos, fiz uma seleção dos arquivos gravados excluindo aqueles que registraram muito ruído que pudesse interferir no cálculo dos índices acústicos. Para isso, retirei das análises os áudios cujo valores da sub-variável ‘antro’ do NDSI fossem maiores que a média + o desvio padrão. Assim, excluímos arquivos com sons de chuva, ventos fortes, cigarras, interferência por mal funcionamento do microfone ou ruídos de máquinas (tecnofonia) que se sobrepunham aos demais sons que compõem a paisagem acústica. Após esse processo, utilizei os parâmetros padronizados do pacote *soundecology* para o cálculo dos índices, exceto: nos cálculos do

1094 ACI, AEI, e BI nos quais considerei as frequências até 12kHz; o tamanho do cluster em
1095 10 segundos para o cálculo do ACI; e, no NDSI, utilizei o tamanho da janela em 512.
1096 Ainda no cálculo do NDSI, considerei as frequências entre 0 e 1kHz como sons antrópicos
1097 e as frequências acima de 1kHz até 12kHz como biofonia, apesar do padrão para o NDSI
1098 ser entre 1 e 2 kHz, é um padrão dentro de estudos europeus com aves, optei por
1099 considerar em uma faixa mais baixa (entre 0 e 1kHz) pois a maioria dos anfíbios anuros
1100 vocalizam nas faixas de frequência entre 100Hz e 6kHz (Colafrancesco & Gridi-Papp,
1101 2016). Foram calculadas as médias para o mês, as estações chuva e seca e o total da
1102 amostragem. Todos os valores foram padronizados para apresentarem três casas decimais
1103 com o parâmetro '*round*'. Quanto a normalidade dos dados, os índices ACI e ADI não
1104 apresentaram uma distribuição normal ($ACI-p = 0,002599$ e $ADI-p = 0,002176$).

1105 Elaborei um GLM com a média dos índices acústicos e as variáveis de paisagem
1106 calculados para o buffer de 600m a fim de testar a variação dos índices acústicos pode ser
1107 explicada pelo grau de antropização das áreas de amostragem. Realizei, utilizando a
1108 função '*step*' do pacote '*stats*', uma seleção de modelos entre os índices acústicos e as
1109 variáveis de paisagem utilizando processos de adição ou retirada de variáveis
1110 explanatórias e o critério de Akaike para a seleção dos modelos.

1111 Por fim, para medir os efeitos da poluição sonora na paisagem sonora noturna, e
1112 indiretamente sobre as comunidades de anfíbios anuros, fiz um teste T para avaliar se há
1113 diferença entre os valores da dimensão '*antro*' do NDSI, valores das densidades espectrais
1114 de potência normalizada (W/kHz) para os intervalos de frequência correspondentes à
1115 antropofonia (0-1000 Hz), entre duas diferentes classes: áreas conservadas e áreas
1116 antropizadas. Escolhi o Índice de Diferença Normalizada da Paisagem Sonora devido à
1117 correlação encontrada no primeiro capítulo entre ele e a riqueza de anfíbios anuros, bem
1118 como sua correlação positiva com áreas consideradas como conservadas.

Resultados

As variáveis da paisagem SHANNON e RPR foram significativamente relacionadas ao ACI ($p = <0,01$). A variável SHANNON apresentou uma relação negativa com os valores do ACI, enquanto a variável RPR tendeu a apresentar maiores valores quanto maior for o valor do ACI.

Já as variáveis de paisagem ED, RPR E NDVI foram significativamente relacionadas aos índices ADI e AEI ($p = <0,01$), porém de maneiras opostas. Os índices RPR e NDVI tenderam a apresentar valores maiores quanto maior for o valor de AEI e o índice ED apresentou valores decrescentes para a mesma relação. O que ocorreu de maneira oposta para o índice ADI.

A área total coberta por água foi significativamente relacionada ao H ($p = <0,05$), quanto maior foi o valor área total coberta por água, maiores foram os valores do índice H (Tabela 5). Nenhuma das variáveis da paisagem foram significativamente relacionadas aos índices BI e NDSI.

Tabela 5. Resultados de modelos lineares generalizados entre índices acústicos e métricas de paisagem. Os valores em negrito para o valor de p indicam diferenças significativas ($p < 0,05$). Colunas s.e. e o valor t indicam o erro padrão e o valor t para a relação entre as médias das variáveis.

	Modelo	Estimate	s.e	valor-t	Valor de p
ACI	shannon	-1.608	575.508	-2.794	0.013
	rpr	24.200	0.790	3.063	0.007
	siei	1.714.088	1.064.612	1.610	0.127
ADI	ed	0.002	0.001	3.759	0.002
	rpr	-0.008	0.002	-3.433	0.003
	ndvi	-0.808	0.203	-3.983	0.001
AEI	ed	-0.002	0.001	-3.391	0.004
	rpr	0.006	0.002	3.362	0.004
	ndvi	0.704	0.175	4.026	0.001
H	shannon	-77.600	52.500	-1.478	0.160
	ed	0.595	0.316	1.885	0.079
	rpr	-1.400	0.800	-1.748	0.101
	agua	0.249	0.089	2.792	0.014
NDSI	ed	-0.001	0.001	-1.538	0.143
	ndvi	-0.741	0.356	-2.082	0.053

Não houve diferença significativa nos valores da variável ‘antro’ entre as duas classes: áreas conservadas e áreas antropizadas (valor-p = 0.7145, df = 13.728).

Discussão

Neste trabalho, avaliei como os índices acústicos respondem às variáveis de paisagem em áreas urbanas e nativas no Cerrado. Para isso, eu calculei os valores de seis índices a partir de gravações automáticas no período correspondente ao de maior atividade de anfíbios anuros no Cerrado (Ferreira et al. 2018; Guerra et al. 2020).

Meus resultados indicam que quatro métricas de paisagem (a diversidade de bordas, a riqueza relativa de manchas na paisagem, o índice espectral de vegetação (NDVI) e a cobertura total da água) causam efeitos sobre os índices acústicos ACI, ADI, AEI e H. Este resultado corrobora parcialmente nossa hipótese inicial e segue o padrão observado em outros estudos, inclusive no Cerrado (Tucker et al. 2014; Machado et al. 2017; Ferreira et al. 2018; Indraswari et al. 2020; Gan et al. 2020).

A Hipótese da Adaptação Acústica sugere que as características da paisagem têm efeito direto nas características dos sons dos animais, havendo a adaptação dos animais aos diferentes ambientes acústicos em que vivem (Warren et al. 2006; Ey & Fischer, 2009; Sueur & Farina, 2015). Esse princípio pode ser observado através dos índices acústicos, que variam em diferentes tipos de habitat, podendo as métricas de paisagem indicar impactos variados neles, decorrentes das características acústicas do som e, também, das características do ambiente em que ele é produzido (Villanueva-Rivera et al., 2011; Machado et al. 2017; Ferreira et al. 2018; Scarpelli et al. 2021; Scarpelli et al. 2023).

A correlação entre os índices acústicos e métricas de paisagem podem trazer uma melhor compreensão das características ecológicas dos diferentes grupos animais. Um exemplo é o estudo realizado na Serra da Canastra, onde os índices ADI, H e NDSI

indicaram maior zoofonia, incluindo aves e mamíferos, e o índice AEI apresentou uma correlação negativa, mas com maior influência e relação com insetos e anfíbios anuros (Ferreira et al. 2018).

Meu trabalho mostra que o ACI é relacionado com as métricas de diversidade da paisagem, como SHANNON e RPR que apresentaram relação negativa e positiva, respectivamente. As áreas onde valores do ACI são maiores estão associadas à vegetação ciliar de ambientes aquáticos lânticos, com árvores menores que 5m. Este resultado difere do encontrado na Mata Atlântica, onde os maiores valores de ACI estão associados a áreas com menor cobertura vegetal e que costumam ser mais homogêneas (Scarpelli et al. 2021). Além disso, maiores valores de ACI podem ser uma indicação do ruído antropogênico e outras interferências, como a geofonia (Pieretti et al. 2015; Gasc et al. 2015), o que foi observado nesses ambientes, onde os gravadores estavam expostos ao vento.

Os índices ADI (Gasc et al. 2015; Fairbrass et al. 2017; Machado et al. 2017) e AEI apresentaram tendências opostas para a diversidade de bordas (ED), a riqueza relativa de manchas (RPR) e o NDVI. O que corrobora com estudos anteriores, que demonstram que os índices ADI e AEI são opostamente correlacionados (Benocci et al. 2021). Os maiores valores de AEI e menores valores de ADI quanto a riqueza relativa de manchas e o NDVI, são áreas que apresentam maior riqueza de manchas de vegetação e próximas a matas ciliares, que atenuam a propagação da antropofonia em diferentes frequências (Lyon, 1973, Choudhury, 2013; Dias de Oliveira et al. 2021).

As tendências de maiores valores de ADI e menores valores de AEI em relação ao aumento diversidade de bordas (ED), condizem com o que já havia sido documentado para condições nas quais o vento e outros fenômenos meteorológicos são mais frequentes (Bradfer-Lawrence et al. 2019; Sánchez-Giraldo et al. 2020). Também, o ADI é

positivamente correlacionado com a diversidade de sons geofônicos e negativamente com sons antropogênicos (Fairbrass et al. 2017) e apresentou seus maiores valores próximos a ambientes lóticos, ou nos quais os gravadores estavam expostos ao vento, e menores valores em ambientes lênticos.

Por último, a correlação positiva entre a área total coberta por água e o índice acústico H se deve à complexidade acústica dos sons produzidos pela água variam em termos de suas características acústicas, influenciadas por fatores como a velocidade da água, profundidade e obstáculos. A produção de sons em variadas frequências, durações e intensidades em suas diferentes formas, como chuva, cachoeiras e corredeiras, possuem uma alta complexidade acústica, e preenchem a paisagem acústica sendo percebida como ruído de fundo (Sueur et al. 2014; Gasc et al. 2015; Fairbrass et al. 2017; Sánchez-Giraldo et al. 2020). É uma relação indireta com a presença de anfíbios anuros, uma vez que estes estão presentes próximos a corpos d'água. Mais estudos são necessários para elucidar essa questão, pois em áreas com menor antropofonia o índice acústico H, demonstrou correlação com a riqueza de sonótipos de anfíbios anuros (Ferreira et al. 2018).

A presença de sons produzidos por outros grupos taxonômicos, como os insetos e os cachorros domésticos, influencia em alguns resultados e não podem ser dissociados das gravações de paisagens noturnas, assim como as aves nos horários crepusculares (Ferreira et al. 2018; Buxton et al. 2018). Ainda, os valores dos índices podem ser influenciados não apenas pela diversidade de espécies, mas também pela atividade acústica dos indivíduos com mudanças ao longo do horário de amostragem e, também, mudanças sazonais. (Fairbrass et al. 2017; Machado et al. 2017; Alcocer et al. 2022).

As vocalizações são uma ferramenta útil para avaliar e monitorar anfíbios anuros e suas relações com o ambiente em diferentes níveis de organização ecológica, dada sua importância para o grupo (Acevedo & Villanueva-Rivera, 2006; Indraswari et al. 2020;

Gan et al. 2020). Porém, a biofonia sozinha não explica os valores dos índices acústicos no Cerrado (Machado et al. 2017; Ferreira et al. 2018), tendo a geofonia sua influência sobre os valores dos índices (Gasc et al. 2015; Fairbrass et al. 2017; Sánchez-Giraldo et al. 2020).

Assim como a geofonia, a antropofonia muitas vezes domina as gravações como ruído de fundo (Fairbrass et al. 2017), causa a mudança no canto de anfíbios anuros (Grace & Noss, 2017; Higham et al. 2021) e impacta negativamente na sobrevivência de espécies de anfíbios anuros afetando aspectos ecológicos e fisiológicos (Herrera-Montes & Aide, 2011; Tenessen et al. 2014). O ruído urbano está presente em todas as áreas, mesmo nas áreas com maior grau de proteção. Um dos melhores exemplos são os pontos dentro do PNB e da APA Gama-Cabeça de Veado, nos quais, mesmo sendo os mais distantes de estradas, rodovias e habitações humanas, ainda é possível escutar aeronaves sobrevoando, cães domésticos e, em algumas situações, os carros passando pelas rodovias.

Os meus resultados foram influenciados pela homogeneização da poluição sonora em ambientes urbanos e periurbanos, pois os impactos dos sons antropogênicos produzidos nas rodovias e por aeronaves se estendem para as áreas amostradas (Barber et al. 2011, Alquezar & Macedo, 2019), ainda que houvesse ação do efeito barreira causado pela vegetação e outras características da paisagem à propagação da antropofonia (Lyon, 1973, Choudhury, 2013; Dias de Oliveira et al. 2021).

Muitas das áreas que amostramos apresentavam diversos sinais de degradação ambiental, como a presença de espécies exóticas de plantas, a deposição de resíduos sólidos por populações humanas, a presença de óleo sobre a água, entre outros. É importante salientar que a baixa riqueza de anfíbios anuros é causada por diversos fatores, entre eles as características físico-químicas do solo e da água (Rouse et al. 1999;

Schvezov et al. 2023), o ruído urbano (Herrera-Montes & Aides, 2011; Grace & Noss, 2018; Zaffaroni-Caorsi et al. 2023), a presença de animais domésticos como predadores (Doherty et al. 2017; Trouwborst et a. 2020) e pela degradação de populações de insetos e outros invertebrados, que são as principais presas dos anfíbios anuros (Duellman & Trueb, 1994; Wells, 2010).

Os índices acústicos são bastante práticos para sintetizar os padrões bioacústicos, independentemente da identidade da espécie (Pijanowski et al. 2011; Kasten et al. 2012). E, em conjunto com o monitoramento acústico passivo, é um método não-invasivo que apresenta respostas ecológicas satisfatórias para a resolução de problemas que demandem respostas rápidas e abrangentes (Sugai et al. 2019), como as questões que envolvem conservação da biodiversidade. Entretanto, a riqueza de espécies não é a única maneira de representar a diversidade de um grupo e características como a abundância, a dominância e os padrões de atividade de diferentes espécies também influenciam nos índices acústicos (Alcocer et al. 2022).

Ao redor do mundo, os índices acústicos já se mostraram úteis para o reconhecimento automático de espécies em diferentes condições ambientais e quantificar sua atividade (Gan et al. 2020; Indraswari et al. 2020; Xie et al. 2020). No geral, os índices acústicos ACI, H e NDSI são melhores indicadores de biodiversidade do que outros índices acústicos comuns (Alcocer et al. 2022). Eles auxiliam na filtragem de gravações para realizar análises futuras (Kasten et al. 2012), potencializando o uso do MAP para o grupo taxonômico dos anfíbios anuros (Melo et al. 2021).

Conhecer a integridade dos nossos remanescentes de vegetação ajudaria no processo de tomada de decisões para o enfrentamento da crise climática e de biodiversidade. Uma vez que é necessário preservar e restaurar o máximo de áreas que forem possíveis (Watling et al. 2020), é fundamental entender a dinâmica dos

1263 remanescentes de vegetação nativa inseridos em matrizes periurbanas. Em especial, a
1264 criação e manutenção de áreas protegidas, que são essenciais para a preservação de
1265 espécies de anfíbios anuros em todo o Cerrado brasileiro (Oliveira et al. 2019), que estão
1266 sofrendo com o processo acelerado de destruição do hábitat (Ribeiro et al. 2017;
1267 Lourenço-de-Moraes et al. 2018).

1268 No cenário atual, a destruição do hábitat dos anfíbios anuros tem ocorrido de
1269 forma bastante acelerada no Cerrado e a urbanização é uma das principais causas,
1270 especialmente, nas áreas sudoeste e central do bioma onde a ocupação e as atividades
1271 humanas são mais intensas (Ribeiro et al. 2017). A eficácia das medidas de conservação
1272 da biodiversidade não depende somente na resolução de conflitos entre as atividades
1273 socioeconômicas e práticas conservacionistas, mas sim na combinação de diversas
1274 estratégias que operam em escalas espaciais e temporais variadas (Villasenor et al. 2017;
1275 Resende et al. 2019; Vasconcelos & Prado, 2019; Watling et al. 2020).

1276 Além disso, a conservação de áreas nativas dentro da matriz periurbana pode
1277 contribuir diretamente para os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) 3
1278 (Saúde e Bem-Estar), 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis), 13 (Ação Contra a
1279 Mudança Global do Clima) e 15 (Vida Terrestre) (ONU, 2016). Pois, proteger e promover
1280 o uso sustentável dos ecossistemas terrestres ajuda na promoção da saúde e bem-estar das
1281 populações humanas (Haines et al. 2009); reforçam a resiliência e a capacidade de
1282 adaptação a riscos relacionados ao clima e às catástrofes naturais (Harrison et al. 2014),
1283 auxiliam na qualidade do ar (Irga et al. 2015) e podem ser espaços públicos verdes,
1284 seguros, inclusivos e acessíveis trazendo relações econômicas socioambientais para as
1285 populações do seu entorno, reforçando o planejamento nacional e regional de
1286 desenvolvimento (Rodrigues et al. 2018; Pinto & Costa, 2019).

Considerações finais

No geral, meus resultados indicam que os índices acústicos (ACI, ADI, AEI e H) mostram arranjos espaciais que mudam de acordo com características da paisagem no Cerrado, como a diversidade de bordas, a riqueza de manchas, o NDVI e diversidade de Shannon das paisagens. Os índices acústicos podem ser utilizados para descrever paisagens e auxiliar na agilidade de estudos de monitoramento ambiental e, consequentemente, na tomada de decisões voltadas para a conservação de áreas naturais. Pois, os índices acústicos informam o processo de zoneamento ou a integridade do ecossistema, como também destacado por outros autores (Gage e Axel, 2014; Machado et al. 2017; Indraswari et al. 2020; Duarte et al. 2021; Scarpelli et al. 2021; Alcocer et al. 2022).

Portanto, os resultados dessa metodologia podem auxiliar na formulação de estratégias para a conservação de anfíbios anuros em ambientes urbanos e periurbanos, que pode ser ainda mais refinada com estudos que indiquem a presença de espécies que vocalizam em frequências que em ambientes urbanos são dominadas pelos sons antropogênicos, bem como o entendimento de como a paisagem e outros grupos taxonômicos impactam nos resultados de cada índice em diferentes condições ambientais e climáticas. Pois, existem mais variáveis que não são captadas pelo cálculo de índices acústicos a partir do monitoramento acústico passivo (Alcocer et al. 2022).

Sugiro que estudos futuros avaliem os padrões do espaço acústico dos anfíbios anuros em diferentes escalas temporais (diárias, sazonais e anuais) e suas correlações com as variáveis ambientais e climáticas. Em especial, padronizar os locais de instalação dos gravadores com base na exposição aos sons geofônicos, principalmente o vento e os sons de correnteza e chuva, para medir qual a interferência deles no cálculo das métricas de biodiversidade.

1312 É perceptível que a paisagem sonora é impactada por diversas atividades
1313 antrópicas. Meus resultados contribuem para o entendimento das complexas interações
1314 entre paisagem, som e biodiversidade, destacando a importância da paisagem acústica
1315 como uma dimensão valiosa na avaliação e conservação dos ecossistemas. Por isso,
1316 sugiro que estudos futuros busquem áreas mais remotas para diminuir o ruído nas análises
1317 dos índices acústicos decorrente da homogeneização da paisagem sonora urbana, além de
1318 uma avaliação do efeito da distância de diversas fontes de sons antropogênicos, tais como
1319 rodovias, habitações, centros comerciais e aeroportos; buscando refinar o uso dos índices
1320 acústicos em conjunto com as métricas da paisagem para o monitoramento ambiental.

1321 Neste estudo, analisei índices acústicos em diferentes contextos ambientais, tanto
1322 em áreas urbanas quanto em paisagens nativas no Cerrado. A diversidade de bordas, a
1323 riqueza de manchas, o NDVI e a cobertura de água foram identificados como fatores
1324 influentes nos índices acústicos ACI, ADI, AEI e H. Esses resultados não apenas
1325 confirmaram parcialmente minha hipótese inicial, mas também se alinham com padrões
1326 observados em estudos anteriores em diferentes ecossistemas (Tucker et al. 2014;
1327 Indraswari et al. 2020; Gan et al. 2020; Scarpelli et al. 2021), incluindo o próprio Cerrado
1328 (Machado et al. 2017; Ferreira et al. 2018).

1329

Referências

- Acevedo MA & Villanueva-Rivera IJ (2006) Using automated digital recording systems as an effective tools for the monitoring of birds and amphibians. *Wild Life Society Bulletin* 34:211–214.
- Alcocer I et al. (2022) Acoustic indices as proxies for biodiversity: a meta-analysis. *Biological Reviews*, 97(6), 2209-2236.
- Alquezar RD & Macedo RH. (2019) Airport noise and wildlife conservation: What are we missing? *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(4), 163-171.
- Alquezar RD & Machado RB. (2015) Comparisons between autonomous acoustic recordings and avian point counts in open woodland savanna. *The Wilson Journal of Ornithology*, 127(4), 712-723.
- Alvares CA et al. (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- Araya-Salas M & Smith-Vidaurre G. (2020) WarbleR: Streamline Bioacoustic Analysis. [Disponível em: <http://abre.ai/bbBu>, acessado em: maio/2023].
- Barber JR et al. (2011) Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. *Landscape Ecology*, 26, 1281–1295.
- Benocci R et al. (2021) Eco-acoustic assessment of an urban park by statistical analysis. *Sustainability*, 13(14), 7857.
- Boelman NT et al. (2007) Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. *Ecological Applications* 17: 2137-2144.

- Bradfer-Lawrence TN et al. (2019) Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. *Methods Ecol. Evol.* 10, 1796–1807. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13254>.
- Brown AL & Muhar A. (2004) An approach to the acoustic design of outdoor space. *Journal of Environmental Planning and Management*, 47, 827–842.
- Buxton RT et al. (2018) Efficacy of extracting indices from large-scale acoustic recordings to monitor biodiversity. *Conservation Biology*, 32(5), 1174–1184.
- Choudhury TS. (2013) Parks, soundscape and urban sustainability: an empirical study. *International Journal of Civil Engineering*, 2(4), 47–60.
- Colafrancesco KC & Gridi-Papp M. (2016) Vocal sound production and acoustic communication in amphibians and reptiles. In *Vertebrate sound production and acoustic communication* (pp. 51–82). Springer, Cham.
- Dias de Oliveira J et al. (2021) Landscape visual and sound quality influence on noise pollution propagation in urban green areas. *Dyna*, 88(219), 131–138.
- Doherty TS et al. (2017) The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological conservation*, 210, 56–59.
- Duarte MHL et al. (2021) Changes on soundscapes reveal impacts of wildfires in the fauna of a Brazilian savanna. *Science of the Total Environment*, 769, 144988.
- Duellman WE & Trueb L. (1994). *Biology of amphibians*. JHU press.
- Ey E & Fischer J. (2009). The “acoustic adaptation hypothesis”—a review of the evidence from birds, anurans and mammals. *Bioacoustics*, 19(1–2), 21–48.
- Fahrig L. (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1649–1663.

1379 Fairbrass AJ et al. (2017) Biases of acoustic indices measuring biodiversity in
1380 urban areas. *Ecol.Ind.* 83, 169–177.

1381 Farina A & Gage SH. (2017) *Ecoacoustics: The Ecological Role of Sounds*.
1382 Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons.

1383 Farina A et al. (2010) Avian soundscapes and cognitive landscapes: theory,
1384 application and ecological perspectives. *Landscape Ecology*, 26, 1257–
1385 1267.

1386 Ferreira L et al. (2018) What do insects, anurans, birds, and mammals have to say
1387 about soundscape indices in a tropical savanna. *Journal of Ecoacoustics*, 2,
1388 PVH6YZ.

1389 Gage SH & Axel AC. (2014) Visualization of temporal change in soundscape
1390 power of a Michigan lake habitat over a 4-year period. *Ecological*
1391 *Informatics*, 21, 100–109.

1392 Gan H et al. (2020) Data selection in frog chorusing recognition with acoustic
1393 indices. *Ecological Informatics* 60:101160.
1394 <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101160>

1395 Gasc A et al. (2013) Assessing biodiversity with sound: do acoustic diversity
1396 indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities?
1397 *Ecological Indicators*, 25, 279–287.

1398 Gasc AS et al. (2015) Acoustic indices for biodiversity assessments: Analyses of
1399 bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field
1400 surveys. *Biol. Cons.* 191, 306–312.

1401 Garrett G & Hadley W. (2011) Dates and Times Made Easy with lubridate.
1402 *Journal of Statistical Software*, 40(3), 1–25. URL

1403 <https://www.jstatsoft.org/v40/i03/>. [Disponível em:
 1404 <https://lubridate.tidyverse.org/>. Acessado em: maio/2023]

1405 Gómez WE, Isaza CV & Daza, JM. (2018) Identifying disturbed habitats: A new
 1406 method from acoustic indices. *Ecological Informatics*, 45, 16-25.

1407 Grace MK & Noss RF. (2018) Evidence for selective avoidance of traffic noise
 1408 by anuran amphibians. *Animal Conservation*, 21(4), 343-351.

1409 Guerra V et al. (2018) The advertisement calls of Brazilian anurans: historical
 1410 review, current knowledge and future directions. *PloS One* 13, e0191691.
 1411 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191691>.

1412 Guerra V et al. (2020) Nightly patterns of calling activity in anuran assemblages
 1413 of the Cerrado, Brazil. *Community Ecology*, 21(1), 33-42.

1414 Haddad CFB. (1995) Comunicação em anuros (Amphibia). *Anais de Etologia*, 13,
 1415 116-132.

1416 Haines A et al. (2009) Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-
 1417 gas emissions: overview and implications for policy makers. *The Lancet*,
 1418 374(9707):2035.

1419 Hamer AJ & McDonnell MJ. (2008) Amphibian ecology and conservation in the
 1420 urbanising world: a review. *Biological conservation*, 141(10), 2432-2449.

1421 Hamer AJ & Parris KM. (2011) Local and landscape determinants of amphibian
 1422 communities in urban ponds. *Ecological Applications*, 21(2), 378-390.

1423 Harrison PA et al. (2014) Linkages between biodiversity attributes and ecosystem
 1424 services: A systematic review. *Ecosystem services*, 9, 191-203.

1425 Herrera-Montes MI & Aide TM. (2011) Impacts of traffic noise on anuran and
 1426 bird communities. *Urban Ecosystems*, 14(3), 415-427.

1427 Hesselbarth et al. (2020) Landscapemetrics: Landscape Metrics for Categorical
 1428 Map Patterns. [Disponível em: <http://abre.ai/bjfp>, acessado em: maio/2023]
 1429 Higham V et al (2021) Traffic noise drives an immediate increase in call pitch in
 1430 an urban frog. *J Zool* 313:307–315. <https://doi.org/10.1111/jzo.12866>
 1431 IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.
 1432 Estimativas da população residente para os municípios e para as unidades
 1433 da federação com data de referência em 1º de julho de 2019: notas
 1434 metodológicas. Rio de Janeiro, 2019. (<http://abre.ai/bjq6>, 16 p.).
 1435 ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2018)
 1436 Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume V -
 1437 Anfíbios. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
 1438 (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.
 1439 Brasília: ICMBio. 128p.
 1440 Indraswari K et al. (2020) Assessing the value of acoustic indices to distinguish
 1441 species and quantify activity: A case study using frogs. *Freshwater Biology*,
 1442 65(1), 142-152.
 1443 Irga PJ, Burchett MD & Torpy FR. (2015) Does urban forestry have a quantitative
 1444 effect on ambient air quality in an urban environment?. *Atmospheric*
 1445 *Environment*, 120, 173-181.
 1446 Joo W, Gage SH & Kasten EP. (2011) Analysis and interpretation of variability
 1447 in soundscapes along an urban–rural gradient. *Landscape and Urban*
 1448 *Planning*, 103, 259–276.
 1449 Kasten EP et al. (2012) The Remote Environmental Assessment Laboratory's
 1450 Acoustic Library: An Archive for Studying Soundscape Ecology.
 1451 *Ecological Informatics* 12: 50-67. doi: 10.1016/j.ecoinf.2012.08.001

1452 Klink CA & Machado RB. (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado.
 1453 Conservation biology, 19(3), 707-713.

1454 Krause BL. (1993) The niche hypothesis: a virtual symphony of animal sounds,
 1455 the origins of musical expression and the health of habitats. The Soundscape
 1456 Newsletter, 6, 6-10.

1457 Laiolo P. (2010) The emerging significance of bioacoustics in animal species
 1458 conservation. Biological Conservation, 7, 1635–1645.

1459 Leitão F. (2003) Do risco à cidade: as plantas urbanísticas de Brasília, 1957-
 1460 1964. Brasília: FAU-UnB.

1461 Ligges U et al. (2018) TuneR: Analysis of Music and Speech. [Disponível em:
 1462 <http://abre.ai/bbBN>, acessado em: maio/2023].

1463 Llusia D, Márquez R & Bowker R. (2011) Terrestrial sound monitoring systems,
 1464 a methodology for quantitative calibration. Bioacoustics 20: 277–286.

1465 Lourenço-de-Moraes R et al. (2018) Nesting patterns among Neotropical species
 1466 assemblages: can reserves in urban areas be failing to protect anurans?.
 1467 Urban Ecosystems, 21(5), 933-942.

1468 Lyon RH. (1973) Propagation of environmental noise. Science, 179(4078), 1083–
 1469 1090.

1470 Machado RB, Aguiar L & Jones G. (2017) Do acoustic indices reflect the
 1471 characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil?.
 1472 Landscape and Urban Planning, 162, 36-43.

1473 Marques NCS, Machado RB, Aguiar LMS et al (2022) Drivers of change in
 1474 tropical protected areas: Long-term monitoring of a Brazilian biodiversity
 1475 hotspot. Perspect Ecol Conserv 20:69–78. [https://](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.02.001)
 1476 doi.org/10.1016/j.pecon.2022.02.001

1477 McGarigal K, Cushman SA & Ene E. (2012) FRAGSTATS v4: Spatial Pattern
 1478 Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer
 1479 software program produced by the authors at the University of
 1480 Massachusetts, Amherst. Available at the following web site:
 1481 <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

1482 Melo I et al. (2021) Active or passive acoustic monitoring? Assessing methods to
 1483 track anuran communities in tropical savanna wetlands. *Ecological*
 1484 *Indicators*, 132, 108305.

1485 Nowosad J & Stepinski TF. (2019) Information theory as a consistent framework
 1486 for quantification and classification of landscape patterns.
 1487 <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00830-x>

1488 Oliveira SR et al. (2019) Are protected areas effective in preserving anurans and
 1489 promoting biodiversity discoveries in the Brazilian Cerrado? *Journal for*
 1490 *Nature Conservation*. 2019 Dec 1;52:125734.

1491 ONU - Organização das Nações Unidas. Transformando nosso mundo: a Agenda
 1492 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. 2016. Disponível em:
 1493 <https://brasil.un.org/sites/default/files/2020-09/agenda2030-pt-br.pdf>.
 1494 Acesso em: maio/2023.

1495 Pieretti N, Farina A & Morri D. (2011) A new methodology to infer the singing
 1496 activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI).
 1497 *Ecological Indicators* 11: 868-873. doi: 10.1016/j.ecolind.2010.11.005

1498 Pieretti N & Farina A. (2013) Application of a recently introduced index for
 1499 acoustic complexity to an avian soundscape with traffic noise. *Journal of the*
 1500 *Acoustical Society of America*, 134, 891–900.

1501 Pieretti N et al. (2015) Determining temporal sampling schemes for passive
 1502 acoustic studies in different tropical ecosystems. *Tropical Conservation*
 1503 *Science*. 8 (1): 215–234.

1504 Pijanowski BC et al. (2011) Soundscape ecology: the science of sound in the
 1505 landscape. *BioScience*, 61(3), 203-216.

1506 Pinto LP & Costa CMR. (2019) Unidades de Conservação Municipais do Cerrado.
 1507 Brasília: IEB Mil Folhas, 2019.

1508 R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. R
 1509 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL:
 1510 <http://www.R-project.org/>.

1511 Resende FM et al. (2019) Consequences of delaying actions for safeguarding
 1512 ecosystem services in the Brazilian Cerrado. *Biological conservation*, 234,
 1513 90-99.

1514 Ribeiro J, Colli GR & Soares AM. (2017) The anurofauna of a vanishing savanna:
 1515 the case of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity and Conservation*, 1-23.

1516 Rodrigues CGO et al. (2018) Turismo e uso público. In: YOUNG, C. E. F.;
 1517 MEDEIROS, R. (Org.). *Quanto vale o verde: a importância econômica das*
 1518 *unidades de conservação brasileiras*. Rio de Janeiro: Conservação
 1519 Internacional, 2018. p. 79-101.

1520 Rouse Jr, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W. (1973) Monitoring the
 1521 vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural
 1522 vegetation. (No. NASA-CR-132982).

1523 Rouse JD, Bishop CA & Struger J. (1999) Nitrogen pollution: an assessment of
 1524 its threat to amphibian survival. *Environmental health perspectives*,
 1525 107(10), 799-803.

1526 Sánchez-Giraldo C et al. (2020) Ecoacoustics in the rain: understanding acoustic
 1527 indices under the most common geophonic source in tropical rainforests.
 1528 Remote Sensing in Ecology and Conservation, 6(3), 248-261.

1529 Scarpelli MDA, Ribeiro MC & Teixeira CP. (2021) What does Atlantic Forest
 1530 soundscapes can tell us about landscape? Ecological Indicators 121,
 1531 107050.

1532 Scarpelli MD et al. (2023) Spatial dynamics of soundscapes and biodiversity in a
 1533 semi-arid landscape. Landscape Ecology, 38(2), 463-478.

1534 Schvezov N et al. (2023) Impact of soil from monoculture pine plantations on two
 1535 anuran species from the Atlantic Forest: *Odontophrynus reigi* and
 1536 *Leptodactylus luctator*. Science of The Total Environment, 869, 161769.

1537 Silva C de A et al. (2022) Listening in the dark: acoustics indices reveal bat species
 1538 diversity in a tropical savannah. Bioacoustics 32:1–16

1539 Stuart SN et al. (2004) Status and trends of amphibian declines and extinctions
 1540 worldwide. Science, 306(5702), 1783-1786.

1541 Sueur J & Farina A. (2015) Ecoacoustics: The ecological investigation and
 1542 interpretation of environmental sound. Biosemiotics, 8(3), 493–502.

1543 Sueur J, Aubin T & Simonis C. (2008) Seewave: a free modular tool for sound
 1544 analysis and synthesis. Bioacoustics, 18, 213–226.

1545 Sueur J et al. (2008) Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. PloS One,
 1546 3, e4065.

1547 Sueur J et al. (2014) Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape
 1548 investigation. Acta Acustica united with Acustica, 100(4), 772-781.

1549 Sugai LSM et al. (2019) Terrestrial passive acoustic monitoring: review and
 1550 perspectives. BioScience, 69(1), 15-25.

1551 Team RC et al. (2018). Package stats. The R Stats Package. [Disponível em:
 1552 <https://abre.ai/gc4w>, acessado em: maio/2023]

1553 Trouwborst A, McCormack PC & Martínez Camacho E. (2020) Domestic cats
 1554 and their impacts on biodiversity: A blind spot in the application of nature
 1555 conservation law. *People and Nature*, 2(1), 235-250.

1556 Tucker D et al. (2014) Linking ecological condition and the soundscape in
 1557 fragmented Australian forests. *Landscape Ecology*, 29, 745–758

1558 Valdujo PH et al. (2012) Anuran species composition and distribution patterns in
 1559 Brazilian Cerrado, a Neotropical hotspot. *South American Journal of*
 1560 *Herpetology*, 7(2), 63-78.

1561 Vasconcelos TS & Prado VH. (2019) Climate change and opposing spatial
 1562 conservation priorities for anuran protection in the Brazilian hotspots.
 1563 *Journal for Nature Conservation*, 49, 118-124.

1564 Villanueva-Rivera LJ et al. (2011) A primer of acoustic analysis for landscape
 1565 ecologists. *Landscape Ecology* 26: 1233-1246. doi: 10.1007/s10980-011-
 1566 9636-9.

1567 Villanueva-Rivera LJ & Pijanowski BC. (2018) Soundecology: Soundscape
 1568 Ecology. [Disponível em: <http://abre.ai/bbBH>, acessado em: maio/2023]

1569 Villasenor NR et al. (2017) The relative importance of aquatic and terrestrial
 1570 variables for frogs in an urbanizing landscape: Key insights for sustainable
 1571 urban development. *Landscape and Urban Planning*, 157, 26-35.

1572 Warren PS et al. (2006). Urban bioacoustics: It's not just noise. *Animal Behaviour*.
 1573 71,491–502. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.07.014>.

1574 Watling JI et al. (2020) Support for the habitat amount hypothesis from a global
 1575 synthesis of species density studies. *Ecology letters*, 23(4), 674-681.

1576 Wells KD. (2010) The ecology and behavior of amphibians. University of
1577 Chicago press.
1578 Xie, J et al. (2020) Investigation of acoustic and visual features for frog call
1579 classification. Journal of Signal Processing Systems, 92(1), 23-36.
1580 Zaffaroni-Caorsi V et al. (2023) Effects of anthropogenic noise on anuran
1581 amphibians. Bioacoustics, 32(1), 90-120.