



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

PAULO EDUARDO DA SILVA CAMPELO

**PAISAGEM SONORA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA
DE PERNAMBUCO E A SUA RELAÇÃO COM O USO E COBERTURA DO SOLO.**

RECIFE-PE

2024

PAULO EDUARDO DA SILVA CAMPELO

**PAISAGEM SONORA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA
DE PERNAMBUCO E A SUA RELAÇÃO COM O USO E COBERTURA DO SOLO.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Bacharelado em Ciências
Biológicas da Universidade Federal Rural de
Pernambuco, como requisito parcial para
obtenção do título de Bacharel em Ciências
Biológicas.

Orientador (a): Ednilza Maranhão dos Santos

Supervisor (a): Bárbara Lins Caldas de Moraes

RECIFE, PE

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P331pp Campelo, Paulo Eduardo da Silva
PAISAGEM SONORA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA DE PERNAMBUCO E A
SUA RELAÇÃO COM O USO E COBERTURA DO SOLO. / Paulo Eduardo da Silva Campelo. - 2024.
46 f. : il.

Orientadora: Ednilza Maranhao dos .
Coorientadora: Barbara Lins Caldas de Moraes.
Inclui referências.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, , Recife, 2024.

1. Bioacústica. 2. Índices acústicos. 3. antropofonia. 4. biofonia. 5. antropofonia. I. , Ednilza Maranhao dos, orient.
II. Moraes, Barbara Lins Caldas de, coorient. III. Título

CDD

PAULO EDUARDO DA SILVA CAMPELO

**PAISAGEM SONORA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA
DE PERNAMBUCO E A SUA RELAÇÃO COM O USO E COBERTURA DO SOLO.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Bacharelado em Ciências
Biológicas da Universidade Federal Rural de
Pernambuco, como requisito parcial para
obtenção do título de Bacharel em Ciências
Biológicas.

Aprovado em: 04/10/2024

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Ednilza Maranhão dos Santos (Orientadora)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dra. Jéssica Stéfane Alves Cunha (Examinadora interna)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Msc. Juliana Carneiro de Lacerda (Examinadora Externa)
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por estar sempre me amparando em minhas batalhas, decisões e conquistas. Ademais, agradeço imensamente a meu pai, minha mãe e meu irmão por acreditarem na minha capacidade de vitória e por tantas idas e vindas que a vida nos apresentou nesses cinco anos de graduação.

A Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), minha gratidão por ter vivenciado essa experiência. Orgulho em ter sido discente da melhor do Brasil!

Agradeço por todas as amizades que fiz e que irei carregar comigo e por todas as conversas, risadas, conselhos e abraços de todos que fizeram parte dessa jornada. Hoje, depois de todas essas vivências, compreendo a importância de vocês em toda essa batalha que se encerra por aqui. Muito obrigado!

Dedico também esses agradecimentos às prof^{as} Maria Adélia Borstelmann, Bruna Bezerra e Ednilza Santos pelo acolhimento, generosidade e acima de tudo pela troca de sabedoria em todo esse período de finalização do curso. Agradeço imensamente aos meus amigos do Laboratório de Ecologia, Comportamento e Conservação (LECC) por todas as vezes que se disponibilizaram para me ajudar, pela parceria e por todos os dias de convivência.

Finalizo agradecendo a minha coorientadora e amiga Bárbara Moraes, por todos os campos juntos, todas as trocas, conversas e conselhos passados. Muito obrigado por ter contribuído nessa jornada tão importante da minha vida.

RESUMO

A maior parte da Mata Atlântica remanescente enfrenta uma crescente pressão resultante de ações antrópicas, incluindo a degradação de áreas protegidas e fragmentação de habitats. O monitoramento dos impactos humanos atrelado a novas tecnologias, como o uso de gravadores autônomos, surge como um método de baixo custo e não invasivo para avaliar a biodiversidade. O monitoramento acústico permite mostrar a atividade acústica de comunidades de animais e sons da paisagem. Assim, o presente estudo teve como objetivo geral caracterizar a paisagem sonora em diferentes remanescentes da Mata Atlântica da Área de Proteção Ambiental Aldeia Beberibe, no estado de Pernambuco, e avaliar a sua relação com o uso e cobertura do solo foram utilizados gravadores autônomos para a coleta de dados acústicos de seis fragmentos florestais. Para a análise do monitoramento acústico passivo, os dados aqui apresentados foram coletados nos meses de dezembro de 2023 e janeiro de 2024. Foi realizada a descrição da paisagem sonora das áreas de estudo, analisadas no software Kaleidoscope (Wildlife Acoustic), através do qual foram calculados três índices acústicos para realizar uma comparação entre as áreas de estudo. Os índices acústicos utilizados foram: Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI), Índice de Uniformidade Acústica (AEI) e o Índice de Entropia Total (H). Foi realizada a caracterização da paisagem dos seis fragmentos estudados através das características do Uso e Cobertura do Solo. Também foi realizada uma análise de correlação entre as seis áreas de estudo, com três variáveis independentes: Quantidade de habitat (ha), Área urbanizada e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). No geral, obteve-se 176.099 registros de biofonia (90,25%), 18.464 registros de geofonia (9,46%) e 558 registros de antropofonia (0,29%) dentre o total de registros das seis áreas de estudo. A biofonia e a antropofonia foram as variáveis que contribuíram de fato para diferenciar os fragmentos florestais estudados. Os resultados mostraram que os índices acústicos são ótimos medidores para a detecção de riqueza da biodiversidade e para identificação de ambientes antropizados. Os resultados do Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI), variou de acordo com a composição da paisagem sonora e caracterização da cobertura e uso do solo das áreas estudadas. Os outros dois índices utilizados para avaliar a diversidade acústica, o Índice de Uniformidade Acústica (AEI) e o Índice de Entropia (H), não apresentaram correlação com as características de Uso e Cobertura do Solo. Ressalta-se a importância de um esforço amostral maior para estabilizar um padrão para esses índices, frisando a importância da continuidade do monitoramento acústico nos fragmentos e, dessa forma, sendo possível avaliar as características reais da paisagem sonora.

Palavras-chave: Bioacústica; Índices acústicos; Ecologia; Biofonia; Antropofonia; Geofonia.

ABSTRACT

Most of the remaining Atlantic Forest faces increasing pressure resulting from human actions, including the degradation of protected areas and fragmentation of habitats. Monitoring human impacts linked to new technologies, such as the use of autonomous recorders, emerges as a low-cost method and non-invasive way to assess biodiversity. Acoustic monitoring allows you to show the acoustic activity of animal communities and landscape sounds. Thus, the present study had the general objective of characterizing the soundscape in different remnants of the Atlantic Forest of the Aldeia Beberibe Environmental Protection Area, in the state of Pernambuco, and evaluating its relationship with land use and cover. Autonomous recorders were used to collect acoustic data from six forest fragments. For the analysis of passive acoustic monitoring, the data presented here were found in the months of December 2023 and January 2024. A description of the soundscape of the study areas was carried out, analyzed using the Kaleidoscope software (Wildlife Acoustic), through which they were calculating three acoustic indices to make a comparison between the study areas. The acoustic indices used were: Normalised Difference Soundscape index (NDSI), Acoustic Evenness Index (AEI) and Acoustic Entropy (H). The landscape of the six fragments studied was characterized through the characteristics of Land Use and Cover. A correlation analysis was also carried out between the six study areas, with three independent variables: Quantity of housing (ha), Urbanized area and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). Overall, 176,099 of biophony records (90.25%), 18,464 of geophony records (9.46%) and 558 of anthropophony records (0.29%) were obtained among the total records from the six study areas. Biophony and anthropophony were the variables that actually contributed to differentiating the forest fragments studied. The results showed that acoustic indices are excellent meters for detecting biodiversity richness and also for identifying anthropic environments. The results of the Normalized Difference Soundscape Index (NDSI) varied according to the composition of the soundscape and characterization of the land cover and use of the areas studied. The other two indices used to evaluate acoustic diversity, the Acoustic Evenness Index (AEI) and Acoustic Entropy (H), in the present study, did not show any correlation with the characteristics of Land Use and Cover. The importance of a greater sampling effort is highlighted to stabilize a standard for these indices, highlighting the importance of continuing acoustic monitoring in the fragments and, in this way, making it possible to evaluate the real characteristics of the soundscape.

Keywords: Bioacoustics; Acoustic indices; Ecology; Biophony; Anthropophony; Geophony.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1 A MATA ATLÂNTICA E A IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS PROETEGIDAS E DOS REMANESCENTES FLORESTAIS.	13
2.2 MONITORAMENTO ACÚSTICO PASSIVO	14
2.3 ECOLOGIA DE PAISAGEM SONORA	16
2.3.1 Biofonia	17
2.3.2 Geofonia	18
2.3.3 Antropofonia	19
2.4 ÍNDICES ACÚSTICOS	20
3 OBJETIVO	23
3.1 GERAL	23
3.2 ESPECÍFICOS	23
4 MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1 LOCAL DE ESTUDO	24
4.2 COLETA DE DADOS ACÚSTICOS.....	25
4.3 ANÁLISE DE DADOS ACÚSTICOS	26
4.4 ANÁLISE DE PAISAGEM	27
4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	27
5 RESULTADOS	29
5.1 COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM SONORA	29
5.2 COMPARAÇÃO DOS ÍNDICES ACÚSTICOS ENTRE AS ÁREAS DE ESTUDO ...	32
5.3 CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM	34
5.4 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO	36
6 DISCUSSÃO	38
7 CONCLUSÕES GERAIS	42
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é considerada um dos *hotspots* mais bem conhecidos do planeta, apresentando elevada riqueza de espécies e nível de endemismo (Muylaert *et al*, 2018). Em contrapartida, a maior parte da Mata Atlântica remanescente existe em pequenos fragmentos (Ranta *et al*, 1998), principalmente no Nordeste que mantém apenas 15% da sua vegetação original (Projeto MapBiomas, 2024) e no Centro de Endemismo Pernambuco, região ao norte do São Francisco, onde 97% dos fragmentos são menores que 300 ha (Feijó *et al*, 2023) sendo um grande problema para a vasta biodiversidade local.

A criação e implementação de áreas protegidas são uma das ações de conservação mais importantes para a manutenção da biodiversidade, protegendo as populações selvagens e seus habitats (Geldmann *et al*, 2019). As áreas protegidas lideram esforços globais para conservação da natureza, sendo imprescindíveis na redução de taxas de perda de habitats (Chape *et al*. 2008; Watson *et al*. 2014). No geral, em Pernambuco, existem 109 UCs, que protegem 0,05% da sua área continental e 0,19% de territórios marinhos, sendo 82 delas criadas no Bioma Mata Atlântica, protegendo 0,11% de suas florestas (MMA, 2024).

Apesar da sua contribuição na proteção da biodiversidade, estudos e avaliações acerca dessas áreas para a conservação de fauna silvestre ainda precisam ser realizados (Jones *et al*. 2018; Geldmann *et al*, 2019). O monitoramento dos impactos humanos atrelado a tecnologias e abordagens eficazes para a preservação da biodiversidade é um desafio permanente e cada vez mais necessário (Buxton *et al*, 2018). Nesse sentido, o uso de técnicas e equipamentos autônomos e remotos vem inovando na conservação da biodiversidade, possibilitando registros mais confiáveis e de longo prazo (Buxton *et al*, 2018). Uma dessas técnicas é o monitoramento acústico passivo, que se utiliza de gravadores em uma determinada área de estudo para registrar vocalizações e detectar a presença de espécies (Blumstein *et al*, 2011). Esses dispositivos também podem capturar ruídos antropogênicos e através de índices acústicos avaliar tanto a diversidade presente em uma paisagem como os impactos antrópicos sob o seu som biológico (Pijanowsk *et al*. 2011; Fairbrass *et al*, 2017; Izaguirre *et al*, 2018).

O crescente interesse no uso de sons ambientais como um método não invasivo para investigar a complexidade ecológica abriu novas perspectivas para a ecologia (Farina, 2014; Towsey *et al*, 2014). Ligado a isso, o estudo da ecologia de paisagem sonora baseia-se em como os sons de fontes biológicas, geofísicas e antropogênicas podem ser utilizados para

entender sistemas naturais e humanos a partir de escalas temporais e espaciais (Pijanowski *et al*, 2011).

Considerando a importância de informações acerca da eficácia dos fragmentos florestais para manutenção das populações de animais silvestres, o presente projeto de conclusão de curso desenvolveu estudos de caracterização da paisagem sonora em remanescentes florestais, no bioma Mata Atlântica e sua relação com o uso e cobertura do solo. Através dos dados obtidos, o projeto forneceu informações que podem subsidiar a situação de conservação da fauna do estado de Pernambuco. Isso permitirá sugerir estratégias mais eficientes para a proteção e manejo da fauna, assim como promover iniciativas que possam reduzir a vulnerabilidade da biodiversidade a cenários futuros de diferentes impactos antrópicos.

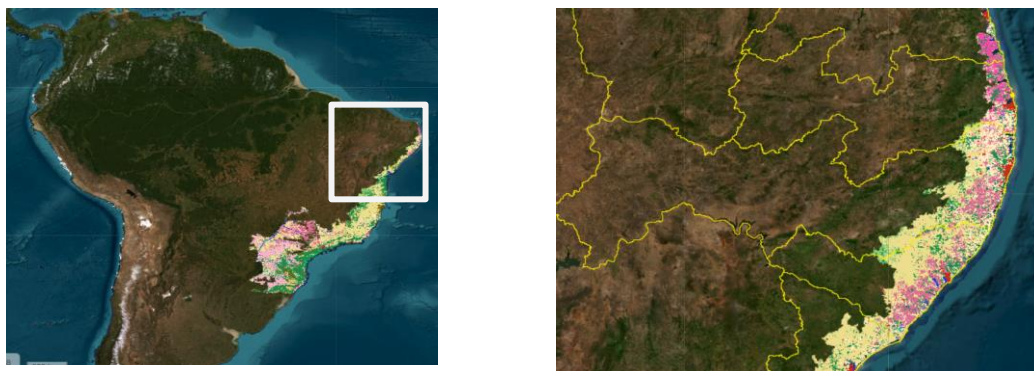
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A MATA ATLÂNTICA E A IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS PROTEGIDAS E DOS REMANESCENTES FLORESTAIS

A *Conservation Internacional* inclui a Mata Atlântica entre os 25 *hotspots* de biodiversidade do mundo, dessa forma, sua conservação mostra-se prioritária por apresentar uma área com elevada biodiversidade de espécies (Mittermeier *et al*, 2011), sendo a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano e que originalmente estendia-se de forma contínua ao longo da costa brasileira (Tabarelli *et al*, 2005). O bioma da Mata Atlântica abriga milhares de espécies endêmicas (Tabarelli *et al*, 2010), contendo em torno de 20.000 espécies de plantas, 263 espécies de mamíferos, 936 espécies de pássaros, 306 de répteis, 475 de anfíbios e outras que ainda requerem descrição científica (Mittermeier *et al*, 2005). Apesar disso, aproximadamente 60% da fauna e flora brasileira na lista de espécies ameaçadas de extinção residem na Mata Atlântica (Rezende *et al*, 2018).

De acordo com Newbold (2015), a biodiversidade enfrenta uma crescente pressão resultante de ações antrópicas, incluindo a degradação de áreas protegidas, mudanças climáticas e a fragmentação de habitats. Grande parte dos remanescentes florestais da Mata Atlântica (Figura 1) encontram-se isolados uns dos outros em pequenos fragmentos (Ribeiro *et al*, 2009). A agricultura, pecuária e mineração são as principais causas de mudanças na paisagem natural, resultando na degradação e perda de habitat (Turner *et al*, 2018). Como resultado, avaliações globais mostram que os riscos de extinção para algumas espécies vêm aumentando consideravelmente (Newbold *et al*, 2015).

Figura 1 - Mapa ilustrando as delimitações do bioma da Mata Atlântica a partir da cobertura e uso do solo. Em amarelo Agropecuária, em verde Formação Florestal, em rosa Agricultura, em vermelho Área não vegetada, em azul Corpos D'água.



Fonte: Projeto MapBiomas (2024)

Baseado nisso, a criação e implementação de áreas protegidas são uma das ações de conservação mais importantes para a manutenção da biodiversidade (Geldmann *et al*, 2019). Preocupações emergentes com a degradação ambiental no final do século XX foi um dos principais motivos que influenciaram a criação de áreas protegidas (Watson *et al*, 2014). Para Jones (2018) as áreas protegidas são a principal defesa contra a perda de biodiversidade e manutenção da integridade ecológica, sendo a condição natural dessas áreas essencial para garantir a proteção das espécies, dos habitats e dos processos biológicos e evolutivos que as sustentam. Contudo, embora seja essencial para a proteção da biodiversidade, é importante haver informações e estudos mais robustos acerca da eficiência dessas áreas para a conservação da fauna silvestre (Jones *et al*, 2018; Geldmann *et al*, 2019).

Segundo Watson (2014), áreas protegidas bem geridas podem atuar na redução de perda de habitat, bem como na manutenção de níveis populacionais de espécies, principalmente de espécies ameaçadas. Sob essa perspectiva, as Unidades de Conservação foram criadas a partir da necessidade da concepção de espaços especiais para a manutenção não apenas do meio natural, mas para a conservação da biodiversidade e proteção de ecossistemas naturais (Hassler, 2005). As Unidades de Conservação representam um dos principais instrumentos para a conservação e manejo da biodiversidade com relevantes características naturais e instruídas legalmente pelo Poder Público (federal, estadual e municipal), com objetivos de conservação, limites definidos, e um regime espacial de administração (CPRH, 2024). Para Spear (2013), as Unidades de Conservação representam a principal estratégia para a conservação da biodiversidade em escala global.

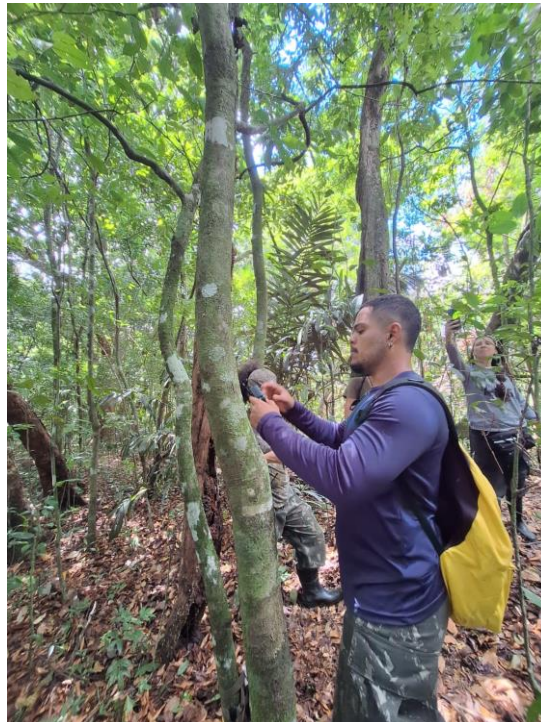
2.2 MONITORAMENTO ACÚSTICO DA BIODIVERSIDADE

Em todo o mundo, ecossistemas naturais têm sido degradados por perturbações humanas, fomentando taxas de perda da biodiversidade sem precedentes e promovendo alterações no funcionamento natural desses ecossistemas (Tscharntke *et al*, 2012). O controle de impactos antrópicos junto a ações de mitigação eficazes em torno de componentes da biodiversidade é um desafio (Buxton *et al*. 2018). À medida que o desenvolvimento e a atividade humana continuam a se expandir, novas perturbações como a poluição sonora tornou-se quase onipresente (Gaston *et al*, 2015; Buxton *et al*, 2017), e destrinchar como esses vários tipos de perturbações interagem e priorizar a mitigação de cada componente usando técnicas de pesquisa convencionais é problemático (Burton *et al*,

2014). Nesse contexto, tecnologias e abordagens eficazes para enfrentar esses desafios mostram-se cada vez mais necessárias (Buxton *et al*, 2018).

Gravadores acústicos autônomos (Figura 2) estão sendo cada vez mais utilizados para monitorar remotamente espécies e paisagens sonoras em todo o planeta (Sugai & Llusia, 2019). Esses gravadores de áudios permitem gravações sistemáticas de sons ambientais e, recentemente, abriram novas oportunidades para pesquisas no âmbito da ecologia e para práticas conservacionistas (Wrege *et al*, 2017; Sugai *et al*, 2018). Os dispositivos acústicos também podem capturar ruídos antropogênicos e através de índices acústicos avaliar tanto a diversidade acústica de uma paisagem como o impacto de estressores humanos sob o seu som biológico (Pijanowsk *et al*, 2011; Fairbrass *et al*, 2017; Izaguirre *et al*, 2018).

Figura 2 - Pesquisador instalando o gravador acústico autônomo em campo.



Fonte: Autor (2024)

Assim, o monitoramento acústico pode quantificar as taxas de atividade humana em tempo real, como extração de madeira e caça, fornecendo importantes informações para o gerenciamento de áreas protegidas e combate à caça furtiva (Wall *et al*, 2014; Linder *et al*, 2016). Esse novo tipo de abordagem opera em paisagens e gradientes ecológicos, extraindo novos campos como a ecologia de paisagem sonora e a ecoacústica (Buxton *et al*, 2018;

Pijanowski *et al*, 2011; Sueur & Farina, 2015).

Nessa perspectiva, o monitoramento acústico passivo consiste em registrar os sons produzidos por espécies de interesse ou pelo ecossistema como um todo (Blumstein *et al*, 2011; Sugai *et al*, 2018; Burxton *et al*, 2018). Essa tecnologia emergente permite mostrar automaticamente as atividades acústicas de comunidades de animais e o ruído ambiente de cada paisagem, auxiliando no monitoramento a longo prazo, na avaliação da saúde ambiental, no levantamento da biodiversidade e no manejo de ecossistemas (Sueur *et al*, 2014; Burxton *et al*, 2018; Farina *et al*, 2018), também servindo de alternativa às pesquisas para descrever comunidades de animais, detectar presença de espécies, quantificar a diversidade funcional ou também em estudos comportamentais (Gasc *et al*, 2013; Sugai *et al*, 2019). Então, por ser uma técnica não-invasiva, fornece dados padronizados e de longo prazo relacionados à composição e dinâmica das comunidades de animais, como pesquisas no âmbito da ecologia empregadas em ecossistemas terrestres e aquáticos (Linke *et al*. 2018; Sugai *et al*. 2018). Além de sons biológicos, o monitoramento acústico passivo permite coletar sons ambientais (geofonia) e antropogênicos (antropofonia), componentes essenciais na paisagem sonora (Pijanowski *et al*, 2011).

Os rápidos avanços na tecnologia utilizando aparatos de gravação de baixo custo inauguram um novo avanço para a tecnologia acústica, permitindo o acompanhamento em muitos locais e durante longos períodos de tempo (Buxton *et al*, 2018). Além disso, esse tipo de monitoramento em larga escala pode oferecer uma medição de sons antropogênicos (Shannon *et al*. 2016), podendo fornecer a magnitude de influências antrópicas e a resposta da biodiversidade para com essas ameaças (Wrege *et al*, 2017).

2.3 ECOLOGIA DE PAISAGEM SONORA

Recursos limitados e ameaças à biodiversidade exigem métodos cada vez mais eficientes para monitorar as variáveis necessárias para proteger e avaliar estratégias de conservação (Wrege *et al*, 2017). Nesse viés, a bioacústica define a emissão, propagação e a recepção de sons produzidos por espécies de animais, oferecendo uma alternativa viável e econômica para métodos de estudos mais padronizados (Sueur *et al*, 2014; Wrege *et al*, 2017). O uso da bioacústica na conservação como ferramenta para estudar as espécies em áreas maiores e em ambientes extremos está crescendo rapidamente (Wrege *et al*, 2017).

Tanto em ambientes terrestres como em aquáticos muitas espécies dependem dos sons

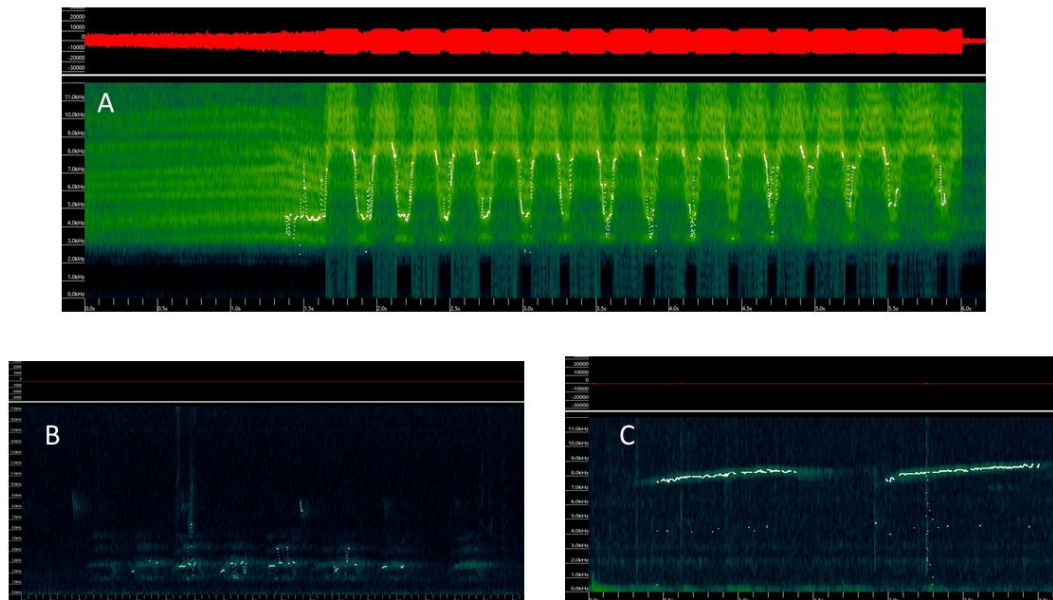
para interagir, bem como as espécies acusticamente ativas constituem uma comunidade acústica e, dessa forma, contribuem para a paisagem sonora (Gasc *et al*, 2018). Nesse sentido, a ecologia de paisagem sonora baseia-se em como os sons de fontes biológicas, geofísicas e antropogênicas podem ser usados para entender sistemas naturais e humanos, a partir de escalas temporais e espaciais (Pijanowsk *et al*, 2011).

Segundo o estudo de Farina (2014), a ecologia de paisagem sonora encontra importantes aplicações na avaliação sobre a qualidade do meio ambiente, incluindo áreas protegidas e parques, bem como a etologia e a antropologia e no monitoramento a longo prazo dos efeitos das mudanças climáticas. Biofonia, geofonia e antropofonia (ou antrofonía) são termos utilizados para caracterizar os sons que ocorrem nas paisagens e as suas interações podem determinar padrões peculiares em ambientes sonoros (Pijanowsk *et al*, 2011; Farina *et al*, 2014). A dinâmica de paisagem sonora tem se mostrado promissora na representação da atividade animal e vem ganhando um espaço importante para pesquisas ecológicas (Servick 2014; Gasc *et al*, 2015; Farina & Gage 2017).

2.3.1 Biofonia

A biofonia refere-se a sons produzidos por organismo vivos (Figura 3), geralmente sons utilizados por animais como um meio de comunicação, bem como sons de aves, anfíbios, insetos, mamíferos, peixes, anfípodes e crustáceos (Fuller *et al*. 2015). Através dos estudos voltados para biofonia, podemos encontrar ciclos temporais e anuais na comunicação dos animais, refletindo o tempo de vida e histórias naturais desses animais em seus diversos habitats (Farina *et al*, 2014). Um exemplo disso pode ser visto em florestas de regiões temperadas, onde a maior parte da biofonia é produzida por pássaros, anuros, insetos e mamíferos (Farina *et al*, 2014). Nas regiões tropicais, os insetos e anuros dominam, seguidos por pássaros e mamíferos (Farina *et al*, 2014). Grilos, cigarras e gafanhotos estão entre os insetos que mais produzem sons (Pijanowsk *et al*, 2011). Entre os anuros, diversas vocalizações são conhecidas, mais comumente representadas por machos que estão atraindo fêmeas (Gerhardt *et al*, 1994, De Sollar *et al*, 2006). Ao monitorarmos os padrões de biofonia, durante um dia ou ano inteiro, é possível avaliar os impactos de mudanças ambientais em animais diurnos e noturnos (Hardouin *et al*, 2008).

Figura 3 - Espectrogramas de exemplos de biofonia: A - Oscilograma (gráfico superior) e vocalização de uma cigarra; B - Vocalização de uma ave (*Touit surdus*); C - Vocalização de um primata (*Callithrix jacchus*). Gravações passivas realizadas na Área de Proteção Ambiental Aldeia Beberibe, entre 2023 e 2024, utilizando os gravadores AudioMouth (Open Acoustic Devices, taxa de amostragem de 48Hz). Espectrogramas gerados através do software Kaleidoscope (Wildlife Acoustics).

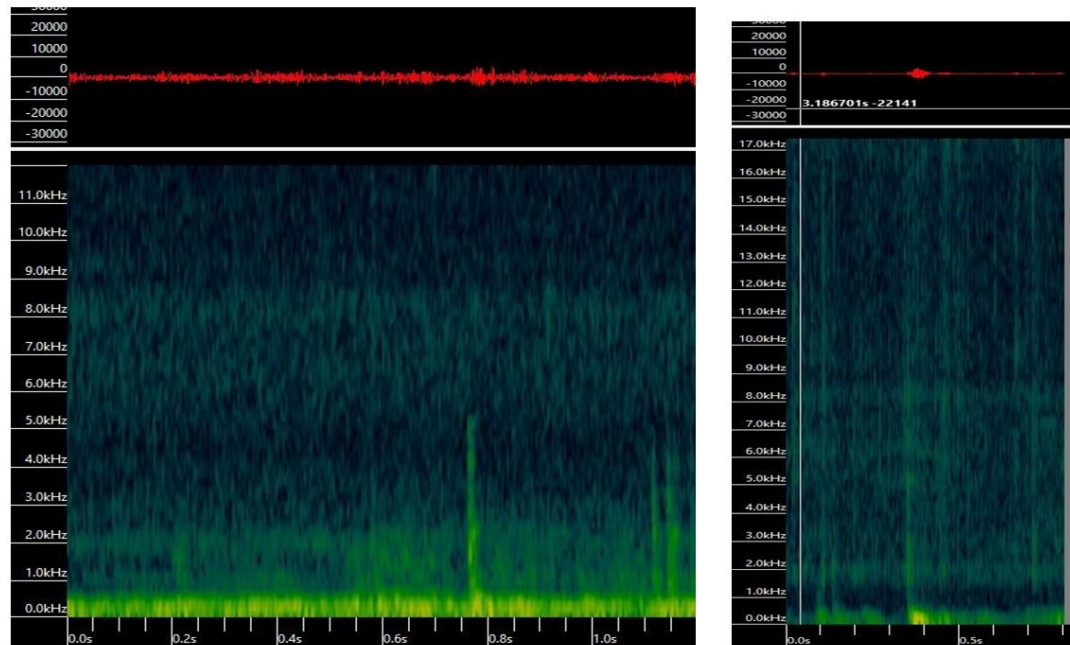


Fonte: Autor (2024)

2.3.2 Geofonia

A geofonia baseia-se na coleção de sons causados por processos físicos (Figura 4) como vento, água, raio, chuva e movimentos terrestres (Fuller *et al*, 2015). A geofonia pode se sobrepor, se misturar ou até mascarar outros sons da paisagem sonora (Farina *et al*, 2014). As condições geográficas, climáticas e meteorológicas de uma região afetam os seus sons geofônicos (Fuller *et al*, 2015). A composição da geofonia está ligada à morfologia de uma região, pois na medida em que há a presença de vales, desfiladeiros, cumes e penhascos, a propagação do som será diferente (Farina *et al*, 2014). Outros fatores que influenciam na geofonia são o regime de brisa, a umidade do ar e a temperatura que também pode afetar os padrões de propagação de ondas sonoras (Farina *et al*, 2014). Para os ambientes aquáticos, os fatores que irão influenciar a geofonia são a profundidade, a salinidade e a temperatura (Fuller *et al*, 2015).

Figura 4 - Oscilograma (gráfico superior) e espectrogramas de exemplo de geofonia: Som de chuva. Gravações passivas realizadas na Área de Proteção Ambiental Aldeia Beberibe, entre 2023 e 2024, utilizando os gravadores AudioMouth (Open Acoustic Devices, a uma taxa de amostragem de 48 kHz. 48Hz). Espectrogramas gerados através do software Kaleidoscope (Wildlife Acoustics).

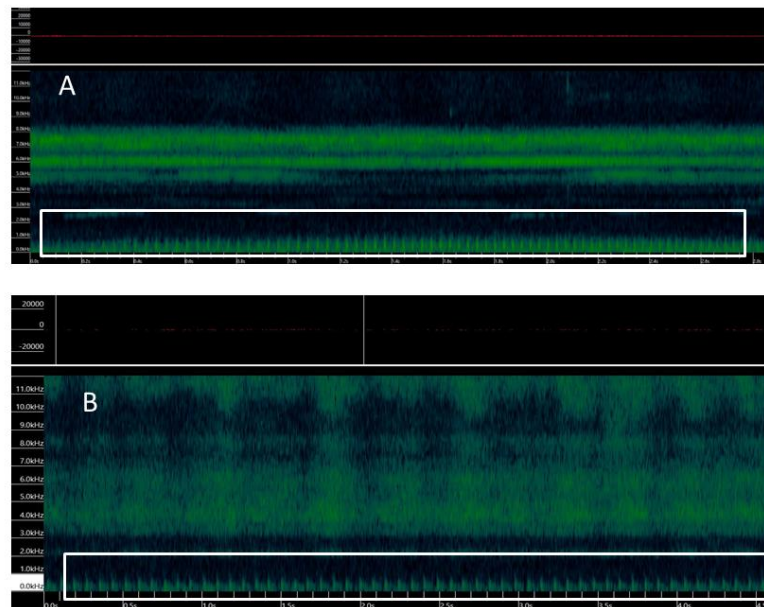


Fonte: Autor (2024)

2.3.3 Antropofonia

Os sons criados através do ser humano são referidos como antropofonia ou antropofonia (Figura 5) e podem ser sons provenientes de maquinários para transporte ou construção como carros, aeronaves, caminhões, barcos, escavadeiras (Fuller *et al*, 2015). A antropofonia é a principal causa da poluição sonora, afetando negativamente a produção e a longevidade da vida selvagem (Kight e Swaddle, 2011). Em ambientes urbanos, podemos encontrar sons com propriedades temporais e espectrais diferentes dos que são produzidos por seres vivos (Pijanowski *et al*, 2011). Assim, quanto mais próximo de ambientes urbanos maior será a antropofonia, como por exemplo em rodovias, aeroportos, e infraestruturas industriais (Duarte *et al*, 2015).

Figura 5 - Espectrogramas de exemplos de antropofonia: A - Na retângulo branco, som de moto; B - No retângulo branca, som de helicóptero. Gravações passivas realizadas na Área de Proteção Ambiental Aldeia Beberibe, entre 2023 e 2024, utilizando os gravadores AudioMouth (Open Acoustic Devices, frequência linear de resposta 48Hz - 48Hz). Espectrogramas gerados através do software Kaleidoscope (Wildlife Acoustics).



Fonte: Autor (2024)

2.4 ÍNDICES ACÚSTICOS

Os índices acústicos baseiam-se em resumos numéricos dos padrões e distribuições de energia acústica em gravações de paisagens sonoras digitais, podendo refletir características temporais, de frequência ou ambas (Sueur *et al*, 2014).

Diante de enormes quantidades de arquivos de sons que não podem ser processados manualmente, os índices acústicos fornecem uma visão geral de informações, permitindo o processamento automático desses arquivos (Flowers *et al*, 2021). Esses índices foram inspirados nos índices clássicos usados na avaliação da biodiversidade, tendo o nível da comunidade como unidade de amostragem e análise (Towsey *et al*, 2014). A utilização de índices de diversidade acústica tem se mostrado uma ferramenta valiosa para a conservação, permitindo rapidez para análise de dados e fornecendo padronização e automatização dos dados (Buxton *et al*, 2018; Fairbrass *et al*, 2017; Sueur *et al*, 2014)

Ligado a isso, esses índices podem oferecer informações sobre o estado dos indivíduos, populações e ecossistemas, visando quantificar a riqueza, uniformidade, regularidade, divergência ou raridade em abundância de espécies ou filogenia (Bradfer-Lawrence *et al*, 2019). Mais de 60 índices foram desenvolvidos para possibilitar a classificação de paisagens sonoras mais rapidamente com base em suas propriedades acústicas, fornecendo métricas para avaliação e monitoramento de habitat (Buxton *et al*, 2018; Sueur *et al*, 2014). Altura, saturação e amplitude são algumas das diferentes características da paisagem sonora utilizadas para calcular cada índice, envolvendo intervalos de tempo curtos ou bandas de frequência dentro de uma gravação (Bradfer-Lawrence *et al*, 2019).

Alguns índices podem ser utilizados como uma medida de biodiversidade sob uma definição mais ampla, incluindo aspectos filogenéticos ou funcionais da diversidade (Gasc *et al*, 2015). Dentre todos os índices existentes, os que são mais comumente utilizados para monitoramento direto da biodiversidade são: O Índice de Complexidade Acústica (ACI) (Pieretti *et al*, 2011), o Índice de Diversidade Acústica (ADI) (Villanueva-Rivera *et al*, 2011), o Índice de Uniformidade Acústica (AEI) (Villanueva-Rivera *et al*, 2011), o Índice Bioacústico (BIO) (Boelman *et al*, 2007), a Entropia Total (H) (Sueur *et al*, 2008), Eventos por Segundo (EVN) (Towsey *et al*, 2018), e o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) (Kasten *et al*, 2012).

O Índice de Complexidade Acústica (ACI), é utilizado para medir a oscilação da amplitude em diferentes faixas de frequência, sendo usado para inferir variações na biofonia (Campos *et al*, 2021). Este índice está relacionado ao canto das aves, pois está ligado à capacidade de destacar variações rápidas de intensidade em cada compartimento de frequência, um recurso típico do canto de pássaros (Bradfer-Lawrence *et al*, 2019).

O Índice de Diversidade Acústica (ADI) é a mensuração do grau de complexidade acústica encontrada num determinado local e quanto maior o valor, maior será a complexidade (Villanueva-Rivera *et al*, 2011). O ADI calcula não apenas os sons do táxon alvo, mas sim toda composição de sons existentes no arquivo (Machado *et al*, 2016).

O Índice de Uniformidade Acústica (AEI) assim como o ADI, divide o espectrograma em compartimentos e quantifica a proporção de sinais em cada compartimento que esteja acima de um limite de -50dB (Villanueva-Rivera *et al*, 2011). Este índice é negativamente relacionado ao ADI, pois não utiliza o índice de Shannon e sim o coeficiente de Gini para o cálculo de cada compartimento (Villanueva-Rivera *et al*, 2011).

O Índice Bioacústico (BIO) é calculado estimando a área total sob uma curva do

espectro em um gráfico de amplitude-frequência e se baseia em diferenças nas intensidades máximas para detectar diferenças nas comunidades de animais (Villanueva-Rivera & Pijanowski, 2016). A BIO estima a complexidade acústica através da variação nas intensidades dos sons (Mammides *et al*, 2017).

A Entropia Total (H) apresenta a sensibilidade à dispersão temporal de energia em um arquivo de som (Campos *et al*, 2021). O esperado é que quanto mais espécies emitindo sons, maior será a dispersão de energia registrada no local, sendo assim um índice ótimo para medir a riqueza de espécies (Campos *et al*, 2021).

O Índice de Contagens de Eventos (EVN) é calculado a partir de uma medida do número de eventos acústicos por segundo em cada célula de frequência do espectrograma de decibéis com redução de ruído (Znidersic *et al*, 2020). Um evento é contado cada vez que o valor de decibéis do bin (redução de ruído) cruza o limite (Towsey *et al*, 2018).

O Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) é associado a estimativas de mudanças de pressões antropogênicas, pois dá uma indicação de um aumento ou diminuição na antropofonia (Kasten *et al*, 2012). O NDSI procura estimar o nível de perturbação antropogênica na paisagem sonora calculando a proporção de componentes acústicos gerados por antropofonia e biofonia (Mammides *et al*, 2017).

3. OBJETIVOS

3.1 GERAL

Caracterizar a paisagem sonora em diferentes remanescentes da Mata Atlântica da Área de Proteção Ambiental Aldeia Beberibe, no estado de Pernambuco, e avaliar a sua relação com o uso e cobertura do solo.

3.2 ESPECÍFICOS

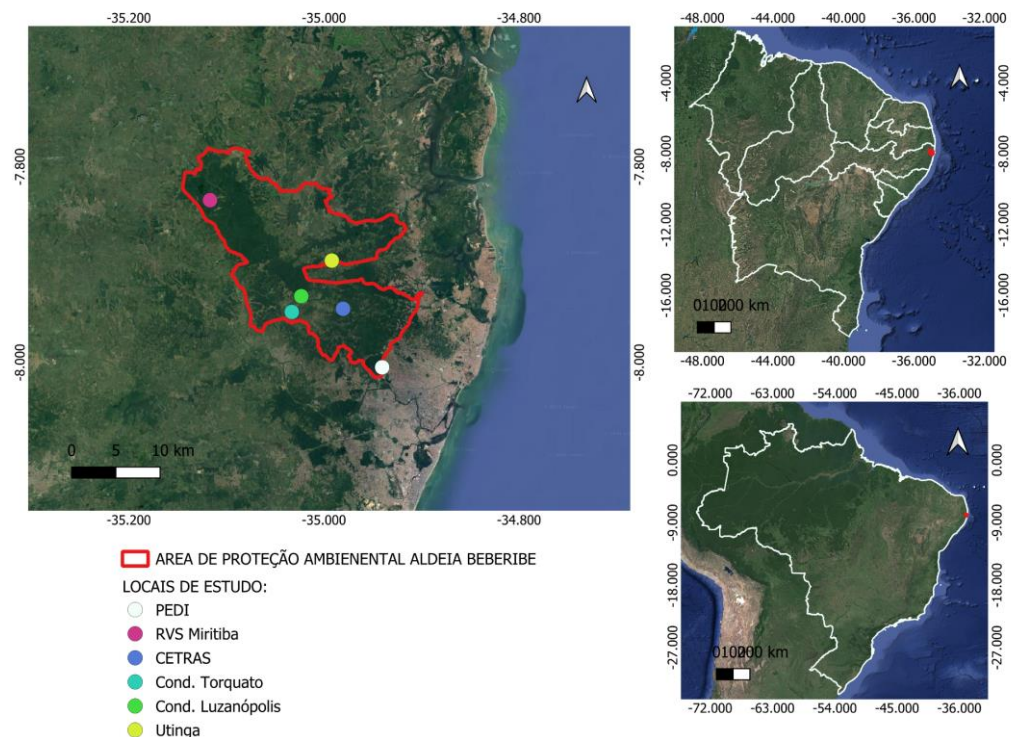
- Avaliar a paisagem sonora em diferentes remanescentes de Mata Atlântica selecionadas através de armadilhamentos acústicos, caracterizando-a quanto a biofonia, antropofonia e geofonia.
- Caracterizar as áreas amostradas quanto ao uso e cobertura do solo e densidade da vegetação (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada - NDVI).
- Analisar se há relação entre a paisagem sonora, quantidade de hábitat, urbanização e densidade de vegetação.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCAL DE ESTUDO

O estudo foi realizado em remanescentes florestais localizados na Área de Proteção Ambiental (APA) Aldeia – Beberibe, localizada em Pernambuco, Nordeste do Brasil, Unidade de Conservação de Uso Sustentável, que possui uma área de 31.634 hectares e é gerida pelo estado de Pernambuco (CPRH, 2024). A criação da APA teve como objetivo proteger os recursos hídricos, às espécies da fauna e da flora da Mata Atlântica raras e ameaçadas de extinção, como também promover melhorias na qualidade de vida da população que habita a Unidade de Conservação (UC) e o seu entorno (CPRH, 2024).

Figura 6 - Mapa ilustrativo do local do estudo (pontos coloridos) na Área de Proteção Ambiental Aldeia Beberibe; Mapa ilustrativo do Nordeste do Brasil; Mapa do Brasil.



Fonte: Autor (2024).

A caracterização da paisagem sonora foi realizada em seis áreas, sendo duas delas Unidades de Conservação: 1) Parque Estadual Dois Irmãos (-8,003061°, -34,942673°), localizado no município de Recife – PE, possui uma área total de 1,158 hectares. Para o local de estudo foi considerada a área mais madura do parque com 384,42 hectares, sendo 14 hectares ocupados pelo PEDI. A reserva do parque é considerada uma das maiores áreas de Mata Atlântica de Pernambuco, tendo como objetivo a conservação do ecossistema da Mata Atlântica, proporcionando a preservação da biodiversidade, atividades de educação ambiental e científica e a proteção de mananciais hídricos para o abastecimento público existente no Sítio Histórico e Cultural do Prata (Plano de Manejo, 2022); 2) Refúgio de Vida Silvestre (RVS) Mata Miritiba (-7,83089°, -35,12057°), inserida na área do CIMNC – Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcante e localizado no município de Abreu e Lima – PE. A Unidade de Conservação possui uma área de 273,4 hectares e é constituída por remanescentes do bioma Mata Atlântica, apresentando como critérios de preservação o seu sistema hidrográfico e a proteção do relevo e solo (CPRH, 2024). Ademais, a caracterização de paisagem sonora também foi realizada em remanescentes florestais e em fragmentos que perpassam algumas propriedades privadas: 3) Centro de Triagem e Reabilitação de Animais Silvestres (CETRAS) Tangará (-7.945139°, -34.980306°); 4) Condomínio Residencial Torquato Castro (-7,947861°, -35,033861°); 5) Condomínio Horizontal Privê Luzanópolis (-7,93229°, -35,02635°), ambos localizados na Estrada de Aldeia, Camaragibe – PE ; 6) Utinga (-7,891222°, -34,980667°), localizada em Igarassu – PE.

4.2 COLETA DE DADOS ACÚSTICOS

O monitoramento acústico passivo teve início em julho de 2023 e continua sendo executado até o momento. Para este estudo, utilizamos dados do período de dezembro de 2023 a janeiro de 2024, abrangendo a estação seca. A coleta de dados foi realizada por meio de gravadores autônomos AudioMouth (Open Acoustic Devices), instalados nas seis áreas de estudo durante 5 dias, a uma altura de 2 m e gravando a paisagem sonora de forma contínua, sendo 30 minutos de hora com intervalos de 5 segundos, a uma taxa de amostragem de 48 kHz. Essa configuração resultou em um total de 486 arquivos de 30 minutos de gravação, correspondendo a 130 horas de gravações em cada área amostrada. Ressalta-se que o primeiro e o último dia de gravação para cada área de estudo foram descartados, pois apresentaram

variações na quantidade de horas gravadas. A distância entre os gravadores instalados foi de, no mínimo, um quilômetro, no intuito de manter uma independência espacial dos dados. A depender do tamanho do fragmento, foram instalados mais de um gravador por área, mas para este trabalho, foram analisados apenas um gravador para cada área.

4.3 ANÁLISE DE DADOS ACÚSTICOS

Foram analisadas 40h de gravação contínua para cada uma das seis áreas de estudo para determinar a descrição geral da paisagem sonora, seguindo as definições de Pijanowsk *et al*, (2011) e quantificando assim a biofonia, geofonia e antropofonia. De acordo com Aide *et al*. 2017, “Morfoespécies acústicas” ou “sonótipos” é um termo utilizado para designar uma série de notas distintas que representam um tipo de vocalização de uma espécie. Logo, para essa análise foi realizada uma inspeção visual dos espectrogramas por meio da contagem de morfoespécies acústicas apresentados nos agrupamentos de sons (esses agrupamentos daqui por diante serão chamados de clusters), fornecendo uma descrição geral da paisagem sonora. Ademais, esses clusters foram automaticamente gerados pelo software Kaleidoscop 5.6.8 (Wildlife Acoustics Inc.).

Para calcular os índices acústicos, foram analisadas 72h de gravação contínua para cada uma das seis áreas de estudo. Foi gerado um valor de índice para cada hora dos três dias analisados e em seguida calculou-se a média desses índices para cada área. Três índices acústicos foram gerados por área, utilizando o software Kaleidoscope (Wildlife acoustics): O Índice de Paisagem Sonora Normalizada (NDSI) é altamente informativo na medição de mudanças nas pressões antropogênicas, pois dá uma indicação de um aumento (ou redução) na antropofonia (Kasten *et al*, 2012); O Índice de Uniformidade Acústica (AEI) é calculado usando o coeficiente de Gini (Villanueva-Rivera *et al*, 2011). Nesse caso, valores mais elevados indicam que a energia acústica é distribuída de maneira menos uniforme entre as bandas de frequência (Villanueva-Rivera *et al*, 2011).; O Índice de Entropia Total (H) aumenta com maior uniformidade de amplitude entre bandas de frequências e/ou passos de tempo, tendo os valores mais altos associados a gravações mais silenciosas e sem influência da geofonia (Sueur *et al*, 2008). Os índices serão utilizados com o intuito de aferir as diferenças na biodiversidade e a possível perturbação antropogênica em cada paisagem sonora.

4.4 ANÁLISE DE PAISAGEM

As áreas de estudo foram caracterizadas quanto ao uso e cobertura do solo através dos dados disponibilizados pelo Projeto MapBiomias (2024), com uma resolução de 30 m, ou seja, cada pixel equivale a um quadrado de 30 x 30 m. Para isso foi gerado um buffer de 1 km a partir do ponto de amostragem com a intenção de padronizar e possibilitar a comparação entre as áreas. Para cada ponto amostral foi calculada a área em hectares e a proporção de cada classe presente na paisagem (ex. Formação florestal, Urbanização, Agricultura, Pastagem).

Além do uso e cobertura do solo, também foi estimado o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para cada um dos fragmentos amostrados. O NDVI nada mais é que a diferença entre a reflectância da luz vermelha e da luz infravermelha próxima, resultando em valores que permitem identificar diferentes tipos de vegetação (Petrorelli et al, 2011; Al-doski et al, 2013). O valor do NDVI pode variar entre -1 e 1, quanto maior o valor mais saudável encontra-se a vegetação, ou seja, maior a biomassa. Valores negativos, geralmente estão relacionados a corpos d'água e valores próximos a "0" a nuvens ou solo exposto (Al-doski et al, 2013; Petrorelli et al, 2011).

O NDVI foi gerado a partir de imagens de satélite LANDSAT 8-9 OLI/TIRS C2L2 adquiridas através do USGS – Earth explorer com as coordenadas de cada ponto de coleta (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). o cálculo foi realizado utilizando as bandas 4 e 5 da imagem LANDSAT, que são as bandas infravermelho (R) e vermelho próximo (NR), respectivamente. A fórmula utilizada para o cálculo do NDVI é $(NR - R) / (NR + R)$ (Al-doski et al, 2013). Após gerar o NDVI para cada fragmento, foi calculada a média do índice por área, considerando apenas os valores da vegetação. No caso da presença de nuvens ou corpos d'água, dentro do fragmento, esses pixels foram classificados como "No Data" para não interferirem no cálculo da média final do índice. As análises de paisagem foram realizadas utilizando o programa QGIS versão 3.34.9.

4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A paisagem sonora foi caracterizada de forma descritiva quanto a quantidade e proporção encontrada de biofonia, antropofonia e geofonia em cada área. Enquanto que os índices acústicos NDSI, AEI, H, foram utilizados para testar se houve diferença significativa entre as paisagens sonoras dos fragmentos estudados e se essa diferença estava relacionada

com as características do Uso e Cobertura do Solo e NDVI.

Um teste de Kruskal-Wallis foi realizado para saber se há diferença significativa entre as áreas amostradas quanto aos três índices acústicos, considerando uma significância de 95%. Constatada a diferença entre as áreas, foi realizado um teste de comparação múltipla de Dunn para verificar entre quais áreas estavam as diferenças. O software Prism versão 10 (GraphPad) foi utilizado para realizar as análises.

Uma análise de correlação foi realizada para saber se características da paisagem das áreas amostradas influenciam os índices acústicos. Os índices acústicos (NDSI, AEI e H) foram utilizados como variável dependente e as variáveis quantidade de hábitat, proporção de áreas urbanizadas e NDVI como variáveis independentes. Os dados foram testados quanto a sua normalidade através do teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Os dados não apresentaram distribuição normal e para essa análise utilizou-se a correlação de Spearman. O software GraphPad Prism 10 foi utilizado para fazer essas análises. Os valores de correlação podem variar entre 1 e -1, quanto mais próximo de “0” menor a correlação, valores próximos de 1 apontam uma forte correlação (Spearman, 1904; Ali Abd Al-Hameed, 2022). Isto também é considerado se o valor for negativo, o que muda é a direção da correlação se positivamente correlacionada ou negativamente. A intensidade da correlação pode ser medida considerando: quando $r < 0,4$ a correlação é considerada fraca, se $0,4 < r < 0,69$ é considerada moderada e $r > 0,7$ é considerada forte Spearman, 1904; Ali Abd Al-Hameed, 2022).

Índice de paisagem sonora de diferença normalizada (NDSI): É conhecido por medir a saúde ecológica do habitat. O índice calcula a relação entre biofonia e antropofonia no espectrograma. Os valores deste índice variam de -1 a +1, e indicam a predominância da biofonia, onde +1 representa a biofonia pura e -1 quando o componente antropofônico domina (Kasten *et al*, 2014). Assim, o NDSI estima o nível de perturbação antropogênica na paisagem sonora calculando a relação entre antropofonia e biofonia nas amostras sonoras coletadas em campo. Utilizou-se esse índice para entender o quanto o ruído antrópico está interferindo na paisagem sonora das áreas estudadas (Kasten *et al*, 2012). Desta forma, acredita-se que o NDSI apresentará uma correlação positiva com as variáveis quantidade de hábitat e NDVI, ou seja, o NDSI será maior em áreas com maior quantidade de formação florestal e biomassa. Enquanto que em áreas com maior proporção de urbanização o NDSI será menor.

Índice de Uniformidade Acústica (AEI): Áreas acusticamente mais ricas podem apresentar valores baixos porque há pouca variação de intensidade entre bandas de frequência em paisagens sonoras saturadas. Logo, o AEI calcula a diversidade de sinais sonoros acima de um limite de amplitude em cada faixa de frequência. Utilizou-se esse índice para achar nas

áreas estudadas aquela que apresenta maior riqueza de biodiversidade. (Villanueva-Rivera *et al*, 2011). Assim, áreas com maior quantidade de hábitat e mais densas irão apresentar uma maior riqueza de espécies e menos impacto antrópico, apresentando valores mais baixos de AEI. Enquanto que em áreas com maiores proporções de áreas urbanizadas apresentará valores de AEI maiores.

Entropia Total (H): Este índice varia de 0 a 1, aumentando com a energia sonora mais heterogênea. Habitats mais ricos apresentam valores de entropia mais próximos de 1, quanto menor o número de espécies menor a variabilidade de H (Sueur *et al*, 2008). Então, em áreas com maiores quantidades de hábitat e mais densas irão apresentar uma maior riqueza de espécies e consequentemente maior variabilidade no valor de Entropia e o contrário acontecerá em áreas com maiores proporções de áreas urbanizadas.

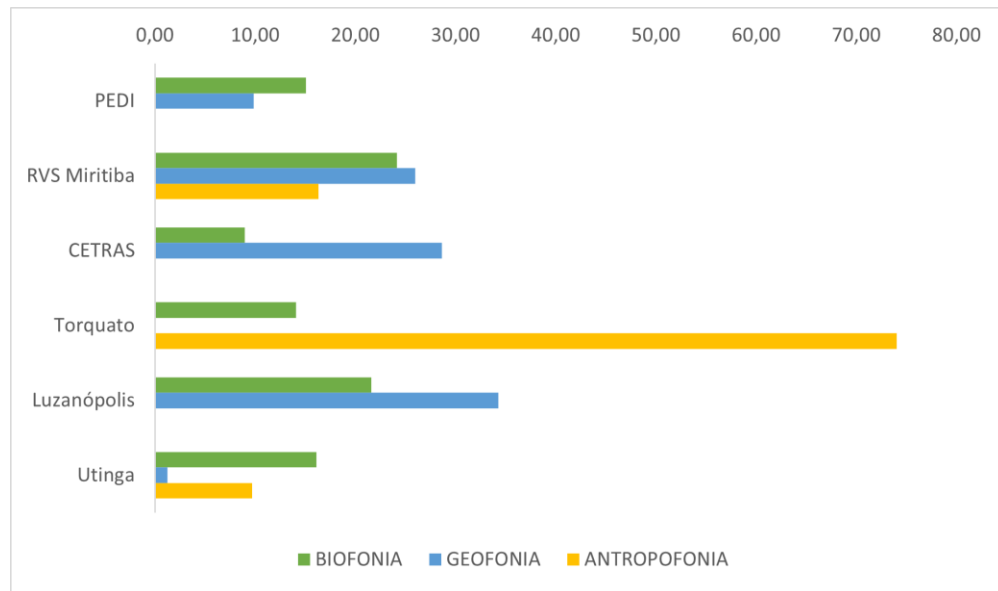
5 RESULTADOS

5.1 COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM SONORA

Foram analisadas 486 gravações da paisagem acústica das seis áreas de estudo consideradas (PEDI, RVS Mata Miritiba, CETRAS, Condomínio Residencial Torquato Castro, Condomínio Horizontal Privê Luzanópolis e Utinga). Foram gerados um total de 195.121 detecções. Sendo essas, 28.378 para o PEDI, 47.391 para a RVS Miritiba, 21.118 para o CETRAS, 25.217 para o Condomínio Torquato Castro, 44.359 para o Condomínio Horizontal Privê Luzanópolis e 28.658 para o fragmento Utinga.

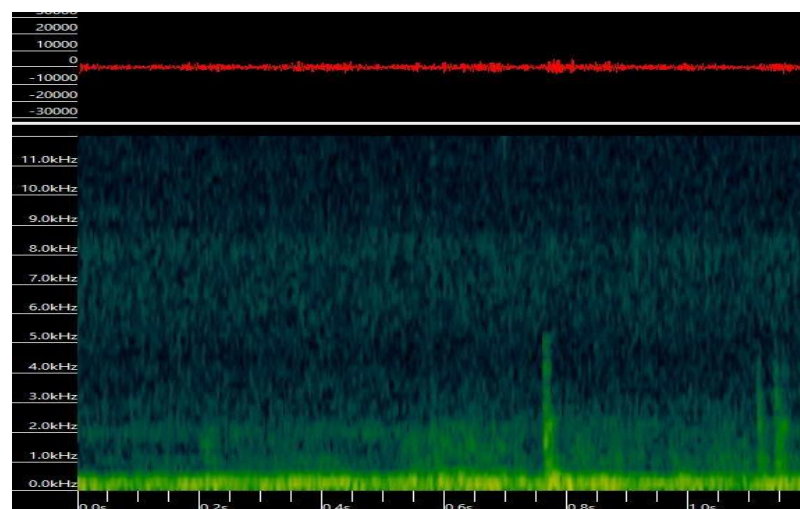
Ao todo, obteve-se 176.099 registros de biofonia (90,25%), 18.464 registros de geofonia (9,46%) e 558 registros de antropofonia (0,29%) das seis áreas de estudo. Dentre os registros de biofonia a RVS Mata de Miritiba apresentou o maior número de detecções com 24,13% do total de registros, seguida pelo Condomínio Luzanópolis com 21,60%. Enquanto Luzanópolis se destacou pela maior detecção de geofonia com 34,28% e o Condomínio Torquato Castro pela detecção de antropofonia com 74,01% dos registros totais.

Figura 7 - Composição da paisagem sonora (biofonia, geofonia e antropofonia) dos fragmentos amostrados na Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe.



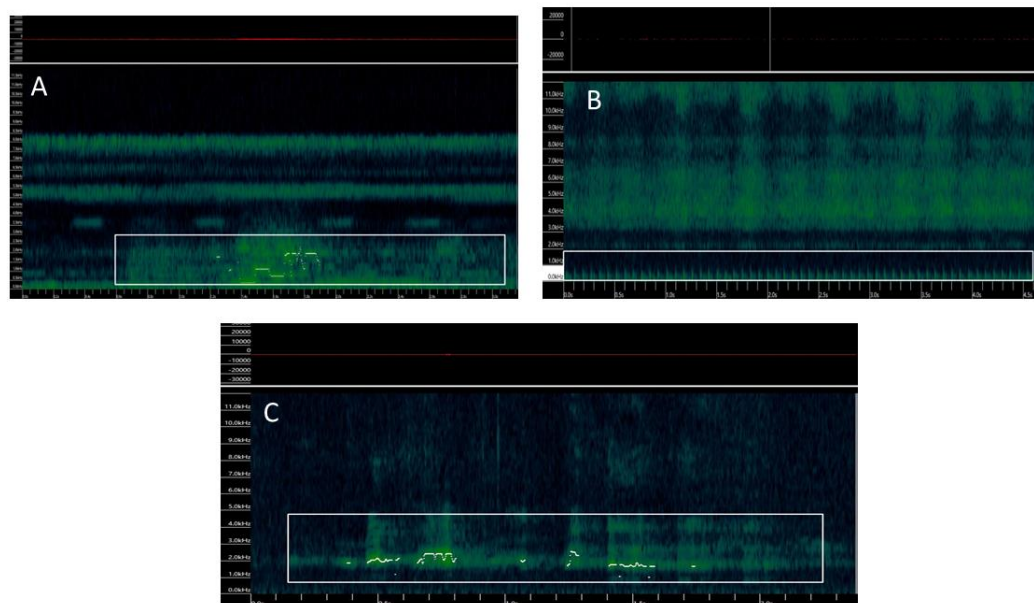
Fonte: Autor (2024)

Figura 8 - Espectrograma ilustrando a geofonia de uma chuva. Gravações passivas realizadas na Área de Proteção Ambiental Aldeia Beberibe, entre 2023 e 2024, utilizando os gravadores AudioMouth (Open Acoustic Devices, taxa de amostragem de 48Hz). Espectrogramas gerados através do software Kaleidoscope (Wildlife Acoustics).



Fonte: Autor (2024)

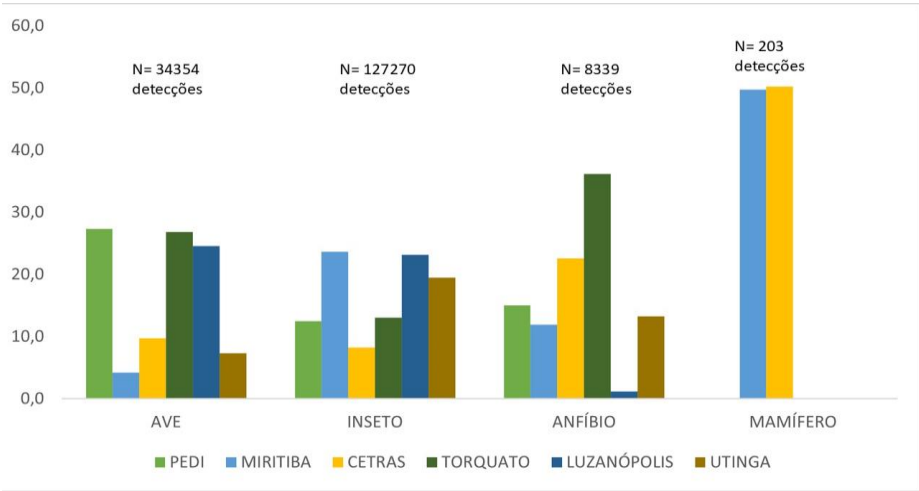
Figura 9 - **A** - No retângulo branco, o espectrograma ilustra a Antropofonia de uma moto; **B** - Na faixa branca, o espectrograma ilustra a Antropofonia de um helicóptero; **C** - Na faixa branca, o espectrograma ilustra a antropofonia de vozes de seres humano. Gravações passivas realizadas na Área de Proteção Ambiental Aldeia Beberibe, entre 2023 e 2024, utilizando os gravadores AudioMouth (Open Acoustic Devices, taxa de amostragem de 48Hz). Espectrogramas gerados através do software Kaleidoscope (Wildlife Acoustics).



Fonte: Autor (2024)

Para a biofonia, as detecções não identificadas de aves, insetos, anfíbios e de mamíferos foram separadas e quantificadas por morfotipos. A partir disso, dentre o total de registros de aves na APA Aldeia - Beberibe, as áreas que apresentaram a maior proporção foram o PEDI, com 27,32%, e o Condomínio Residencial Torquato Castro, com 26,81%. Em relação ao total de registros de insetos, a área que apresentou a maior proporção foi a RVS Miritiba, com 23,65%, e o Condomínio Horizontal Privê Luzanópolis, com 23,17%. Para o total de registros de anfíbios, o Condomínio Residencial Torquato Castro apresentou a maior proporção, com 36,16%. Já dentre o total de registros de mamíferos, a área do CETRAS e da RVS Miritiba apresentaram a maior proporção, com 50,25% e 49,75%, respectivamente (Figura 10).

Figura 10 - Composição da Biofonia detectada em diferentes fragmentos da Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe. Representação em porcentagem do total de clusters identificados em cada área amostrada.



Fonte: Autor (2024)

5.2 COMPARAÇÃO DOS ÍNDICES ACÚSTICOS ENTRE AS ÁREAS DE ESTUDO

O resultado do Teste de Kruskal - Wallis indicou que há diferença significativa entre as áreas amostradas quanto aos índices acústicos (Tabela 1).

Tabela 1 - Resultado do Teste de Kruskal-Wallis para a comparação entre as áreas amostradas, considerando os índices acústicos NDSI- Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada, AEI -Índice de Uniformidade Acústica, H - Entropia Total avaliados em cada uma delas.

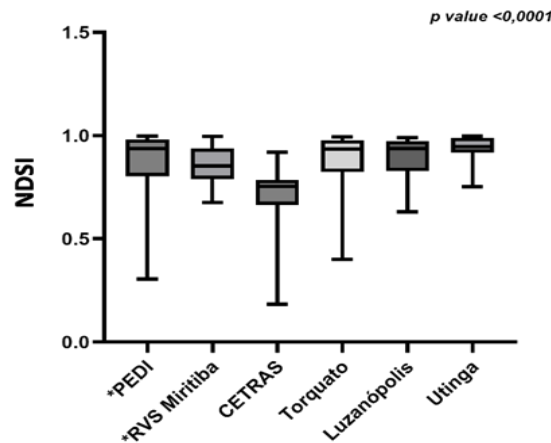
Índices Acústicos	X	GL	p value
Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI)	X= 45;	GL= 2;	p <0,0001
Índice de Uniformidade Acústica (AEI)	X= 57,51;	GL= 2;	p <0,0001
Entropia Total (H)	X= 43,07;	GL= 2;	p <0,0001

Fonte: Autor (2024)

Para o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI), quando se considera o teste de Dunn *a posteriori* para as comparações múltiplas, foi detectado diferença entre as áreas do PEDI com a da RVS Miritiba, PEDI com o do CETRAS, a

RVS Miritiba com a do CETRAS, CETRAS com a do Condomínio Torquato Castro, CETRAS e a do Condomínio Luzanópolis e o CETRAS com de Utinga (Figura 11).

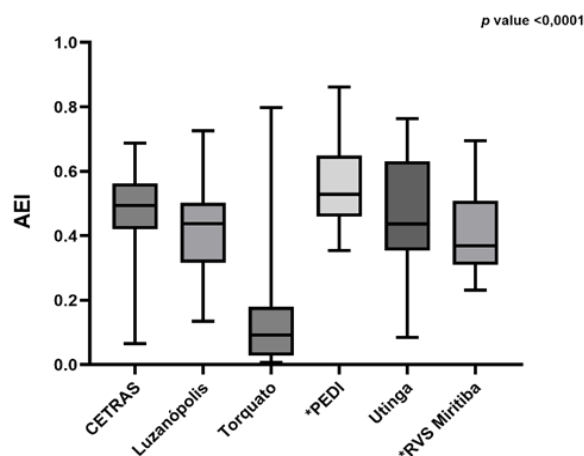
Figura 11- Comparação do Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) entre as áreas de estudo. (*) indica áreas de Unidade de Conservação.



Fonte: Autor (2024)

Para o Índice de Uniformidade Acústica (AEI), quando se considera o teste de Dunn *a posteriori* para as comparações múltiplas, foi detectado diferença entre as áreas do CETRAS com a do Condomínio Torquato, Condomínio Luzanópolis com a do Condomínio Torquato, Condomínio Torquato com a do PEDI, Condomínio Torquato com a de Utinga e Condomínio Torquato com a da RVS Miritiba (Figura 12).

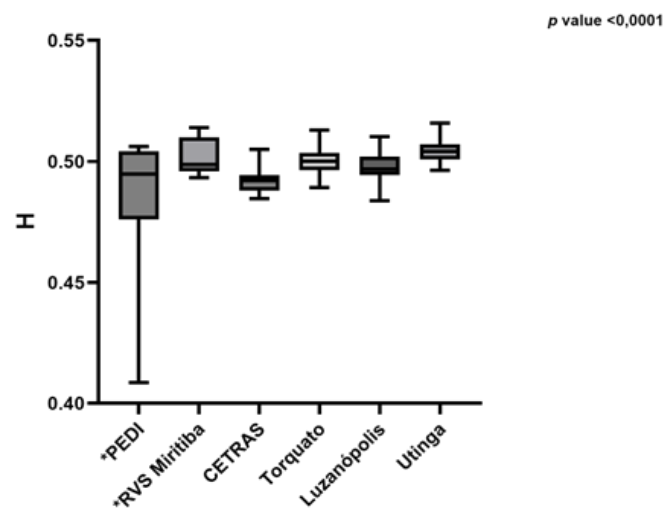
Figura 12 - Comparação do Índice de Uniformidade Acústica (AEI) entre as áreas de estudo. (*) indica áreas de Unidade de Conservação.



Fonte: Autor (2024)

Para o índice de Entropia Total (H), quando se considera o teste de Dunn *a posteriori* para as comparações múltiplas, foi detectado diferença entre as áreas do PEDI com a de Utinga, da RVS Miritiba com o do CETRAS, CETRAS com a do Condomínio Torquato, CETRAS com a de Utinga e a do Condomínio Luzanópolis com a de Utinga.

Figura 13 - Comparação do Índice de Entropia Total (H) entre as áreas de estudo. (*) indica áreas de Unidade de Conservação.



Fonte: Autor (2024)

5.3 CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM

As áreas amostradas foram caracterizadas quanto ao uso e cobertura do solo, dentre as áreas as que apresentaram maiores porcentagens Formação Florestal foram RVS Miritiba com 97,22 % e no PEDI com 63,88% (Tabela 2).

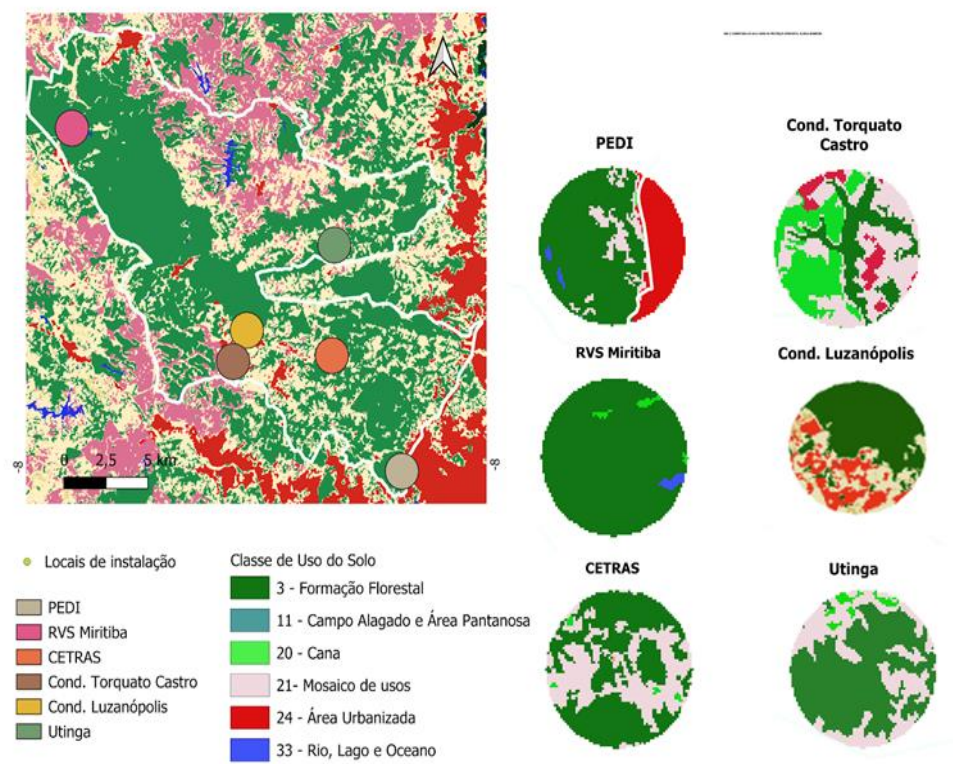
Para as áreas de Cana-de-açúcar (20) as maiores porcentagens foram encontradas no Condomínio Torquato Castro com 28,49%. Para as áreas de Mosaico de Usos as maiores porcentagens foram encontradas no Condomínio Torquato Castro com 41,69%, seguido pelo CETRAS com 39,34% e pela área de Utinga com 34,18%. Para as Áreas Urbanizadas as maiores porcentagens foram registradas no PEDI com 25,24%. Para as áreas de Corpos d'água a maior porcentagem foi registrada na RVS Miritiba com 1,3 (Tabela 2).

Tabela 2 - Caracterização da paisagem dos fragmentos amostrados na Área de Proteção Ambiental Aldeia Beberibe. As Classes de Uso e Cobertura do Solo foram classificadas segundo as imagens do Projeto MapBiomas a uma resolução de 30 m.

Classe %	PEDI	Miritiba	CETRAS	Torquato	Luzanópolis	Utinga
Formação Florestal	63,88	97,22	59,63	22,37	54,65	62,87
Área Urbanizada	25,24	0,00	0,00	7,46	5,41	0
Mosaicos de Uso	9,79	1,46	39,34	41,69	39,39	34,18
Cana-de-açúcar	0,23	0,00	0,97	28,49	0,54	2,96
Pastagem	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00
Rio, Lago e Oceano	0,80	1,32	0,00	0,00	0,00	0,00
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Projeto MapBiomas (2024)

Figura 14- Cobertura e uso do solo em diferentes fragmentos da Área de Proteção Ambiental Aldeia-Beberibe.



Fonte: Autor (2024).

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) também foi calculado para cada fragmento mostrado, obtendo uma média do NDVI para cada fragmento (Tabela 3).

Tabela 3 - Variáveis utilizadas para as análises de correlação calculadas dentro do buffer 1 km a partir do ponto de amostragem.

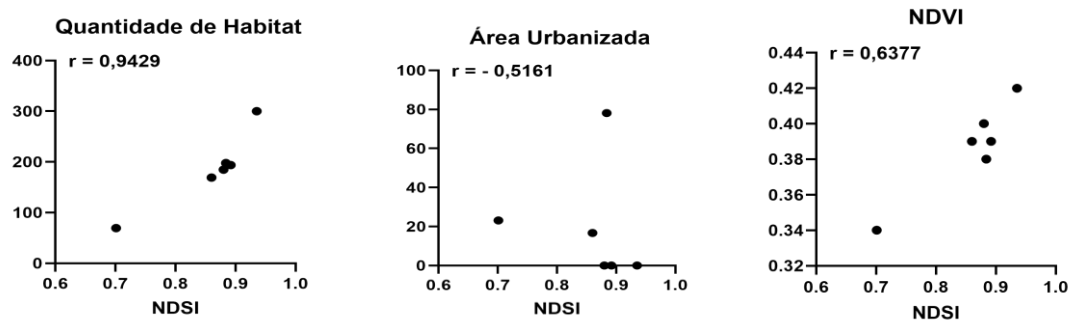
Áreas	Quantidade de hábitat (ha)	Área urbanizada (ha)	NDVI	AEI	NDSI	H
PEDI	197,69	78,12	0,38	0,555519	0,884251	0,488661
Miritiba	300,00	0,00	0,42	0,414379	0,935630	0,502436
Cetras	184,76	0,00	0,40	0,486152	0,880156	0,492018
Torquato	69,35	23,12	0,40	0,129437	0,701020	0,500077
Luzanópolis	169,09	16,74	0,39	0,424081	0,860199	0,498080
Utinga	193,89	0,00	0,39	0,461001	0,892134	0,504805

Fonte: Autor (2024)

5.4 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO

Utilizando o Teste de Correlação de Spearman, foi comparada entre as variáveis de estudo: Índices acústicos, Quantidade de habitat, Área urbanizada e NDVI. Considerando o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI), foi identificado um coeficiente de correlação positivo em relação a variável ambiental Quantidade de habitat com o valor der acima de 0,7 (Figura 14). Para a variável Área urbanizada foi identificado um coeficiente de correlação com o valor der negativo, indicando uma correlação negativamente moderada (Figura 14). Para a variável NDVI foi identificado um coeficiente de correlação moderado com o valor der acima de 0,4 (Figura 14).

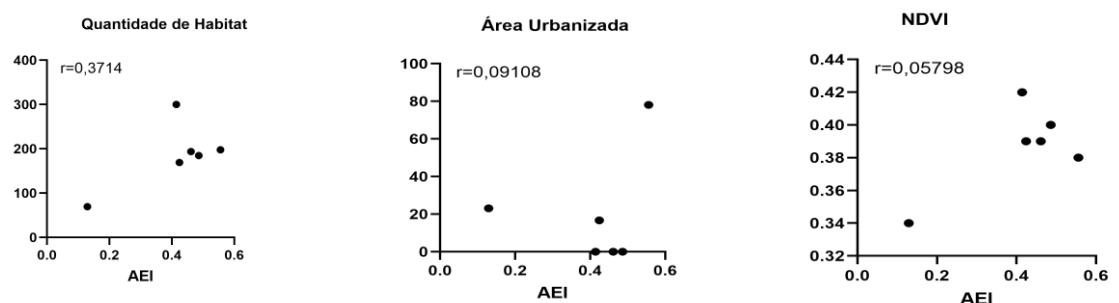
Figura 14- Gráfico de dispersão representando o resultado da Correlação de Spearm, realizada com o Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) e com as variáveis da paisagem Quantidade de habitat, Área urbanizada e NDVI.



Fonte: Autor (2024)

Considerando o Índice de Regularidade Acústica (AEI), não foi identificada correlação entre o índice e as variáveis da paisagem, quantidade de hábitat, áreas urbanizadas e NDVI, as correlações indicaram valores der abaixo de 0,4. (Figura 15).

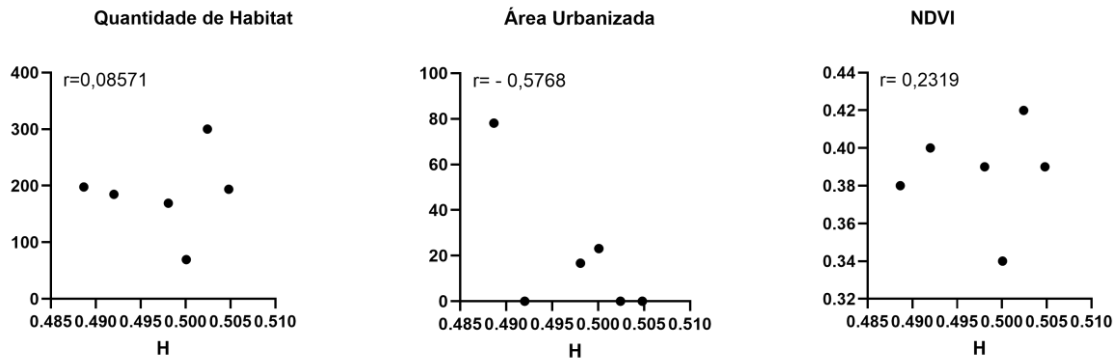
Figura 15 - Gráfico de dispersão representando o resultado da Correlação de Spearm, realizada com o Índice de Regularidade Acústica (AEI) e com as variáveis da paisagem Quantidade de habitat, Área urbanizada e NDVI.



Fonte: Autor (2024)

Considerando o Índice de Entropia Total (H), também não houve correlação entre o índice a as variáveis da paisagem. O coeficiente de correlação (r) muito abaixo de 0,4 (Figura 16). Para a variável Área urbanizada foi identificado um coeficiente de correlação moderado, onde o valor der ficou acima de 0,4. Para a variável NDVI foi identificado um coeficiente de correlação negativo, com o valor der abaixo de 0,4 (Figura 16).

Figura 16- Gráfico de dispersão representando o resultado da Correlação de Spearm, realizada com o Índice de Entropia Total (H) e com as variáveis da paisagem Quantidade de habitat, Área urbanizada e NDVI.



Fonte: Autor (2024)

6 DISCUSSÃO

O estudo mostrou que os remanescentes florestais estudados na Mata Atlântica de Pernambuco apresentaram distintas composições da paisagem sonora a depender do tipo de matriz em que estavam inseridos e da quantidade de hábitat, detectando registros de biofonia, geofonia e antropofonia nas seis áreas de estudo, mas em diferentes proporções. Além disso, foi possível comparar os dados de três índices acústicos (NDSI, AEI e H) entre as áreas amostradas e identificar diferenças significativas entre elas. Dentre os índices amostrados, o NDSI apresentou uma forte relação com as variáveis quantidade de hábitat, áreas urbanizadas e o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).

Os resultados encontrados na composição da paisagem sonora indicaram que as áreas com maior nível de fragmentação apresentaram maior atividade antrópica, ou seja, maiores detecções de antropofonia. O Condomínio Torquato Castro obteve 74,01% dentre o total de detecções registradas. Para tanto, seguindo as características do Uso e Cobertura do Solo do MapBiomas (2024), o fragmento detém 41,69% de sua área classificada como Mosaico de Usos (áreas de ocupações periurbanas, como chácaras, sítios e condomínios). Em contrapartida, a RVS Miritiba obteve 16,31% dentre o total de detecções de antropofonia, e embora detenha 97,22% de sua área classificada como Formação Florestal, isso pode estar relacionado com a localização do fragmento, estando inserido nas mediações do Campo de Instrução Militar do Exército Marechal Newton Cavalcanti (CIMINC), onde houve umas significativas detecções de sons de helicópteros.

Apesar disso, mesmo nas áreas com alta atividade antrópica, os resultados mostraram uma alta diversidade bioacústica. O Condomínio Torquato detém 36,16% e 26,81% do total de biofonia para anfíbios e aves, respectivamente. Isso indica que algumas espécies podem se utilizar de mecanismos compensatórios para manter uma comunicação em ambientes ruidosos (Gonçalves Santos, 2021). Um exemplo disso ficou evidente no estudo de Slabbekoorn e Peet (2003), mostrando que existe uma variação na vocalização de pássaros que vivem próximos a áreas mais ruidosas quando comparados aos que vivem em áreas mais afastadas, tendo vocalizações com frequências mais altas em ambientes com maior influência antrópica. Ademais, isso também pode estar relacionado ao fato de que alguns animais encontram refúgio em áreas com atividades antrópicas, apoiando a afirmação de Hunter (2007) de que muitas espécies de animais conseguem se adaptar a novos estresses, fontes de alimentos, predadores e ameaças em ambientes antropizados.

Quanto às detecções de geofonia, os resultados mostraram apenas registros de chuva nas áreas de estudos. Isso pode estar associado ao fato de as coletas terem sido realizadas em um bioma de Mata Atlântica, com matas mais densas, por isso não houve variação ligada aos registros de geofonia, como por exemplo vento. Essa hipótese pode ser confirmada pelo estudo de Farina (2021), onde é exposto que as características da geofonia podem variar de acordo com as condições climáticas, geomorfologia e vegetação de um ambiente. Acredita-se também que em biomas com uma vegetação mais esparsa como por exemplo a Caatinga, a detecção de outros sons de geofonia na paisagem sonora como o vento seja mais constante e pronunciada (Oliveira et al, 2021).

Relacionado aos índices acústicos, os resultados do Índice Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI) comparando as áreas de estudos foi o esperado, mostrando valores mais baixos para as menores quantidades de hábitat como o CETRAS. Acredita-se que isso possa estar associado ao fato dessa área estar inserida no meio de uma matriz de Mosaico de Usos (áreas de ocupações periurbanas, como chácaras, sítios e condomínios), além de deter a menor quantidade de detecções de biofonia entre todas as áreas de estudo, sendo um fator relevante para o índice acústico. Em contrapartida, esperava-se também valores mais baixos ligados ao NDSI para o Condomínio Torquato Castro, tanto devido aos valores de menor quantidade habitat como por ser o local de maior detecção de antropofonia entre as áreas. Acredita-se que valores mais altos do NDSI no remanescente do Condomínio Torquato possam estar relacionados com a sua localização, que apesar de estar cercado por uma matriz de mosaico de usos, com uma grande proporção de cana-de-açúcar, ele está inserido entre dois grandes remanescentes florestais, a Reserva Particular de Patrimônio Natural Quizanga e o

fragmento conhecido como Mata de Pitanga. O fragmento de Torquato pode estar funcionando como um refúgio, principalmente de aves, entre esses dois grandes fragmentos. Torquato foi o segundo fragmento com maior detecção de aves (26%) entre as seis áreas, sendo as detecções de antropofonia menores que as de biofonia. A importância de pequenos fragmentos na conectividade entre áreas e manutenção da biodiversidade é um fator-chave na prestação de serviços ecossistêmicos, influenciando na mobilidade de espécies e em fluxos ecológicos na paisagem (Mitchell et al, 2013).

Quanto ao Índice de Uniformidade Acústica (AEI), os resultados da comparação entre as áreas de estudo mostraram os valores mais baixos para as áreas acusticamente mais rica em espécies (Villanueva-Rivera *et al*, 2011), apresentando o Condomínio Torquato Castro como a área de estudo que deteve a maior riqueza de biodiversidade. Isso pode estar fortemente ligado à sua localização, que embora seja o menor remanescente estudado, com apenas 22,37% de Formação Florestal, está situada numa área de transição entre dois grandes fragmentos (já mencionados anteriormente) e pode servir como corredor ecológico para algumas espécies de animais, assim como o trabalho de Perkl (2016), onde é imposto que conectar fragmentos utilizando corredores ecológicos em paisagens antropizadas é extremamente importante para aumentar os serviços de conservação. Além disso, é importante frisar que 98,36% da composição da paisagem sonora da área do Condomínio Torquato Castro é de biofonia, característica que pode ter sido significativa para os resultados expostos.

Para o Índice de Entropia Total (H), a mediana dos valores da comparação entre as áreas de estudo apresentou valores aproximados em torno de 0,5, indicando uma baixa energia sonora e riqueza acústica (Sueur *et al*, 2008) e refutando a hipótese de que áreas com maiores quantidades de hábitat e mais densas irão apresentar uma maior riqueza de espécies e consequentemente maior variabilidade no valor de Entropia. Isso pode estar relacionado ao fato de que os fragmentos com os maiores registros de biofonia possuem em grande parte das suas detecções insetos, a Reserva de Vida Silvestre Miritiba com 23,65% e o Condomínio Luzanópolis com 23,17%. Relacionado a isso, acredita-se na possibilidade de que as cigarras (Hemiptera; *Cicadidae*) possam ter mascarado as informações acústicas da paisagem sonora desses fragmentos, levando em consideração as altas detecções de cigarras durante a descrição da biofonia. As cigarras estão presentes o ano todo em muitas florestas tropicais e possuem níveis de pressão sonora maiores que 100 dB (Sanborn & Phillips, 1995). De acordo com Hart (2015), a sinalização de cigarras afeta o número de espécies vocalizando, bem como a taxa geral e a faixa de frequência de vocalizações.

Como mencionado, apesar de alguns resultados terem sido inesperados para algumas áreas de estudo, levando em consideração a composição e caracterização de alguns fragmentos, estudos mostram que a variação do erro padrão em índices acústicos estabilizam-se a partir de 120 h de gravações em um único local (Bradfer-Lawrence et al, 2019). Isso pode parcialmente responder os resultados expostos no presente estudo, uma vez que foram utilizadas apenas 72h de gravações para a comparação dos índices acústicos e 40h para a descrição da paisagem sonora. Essa hipótese pode ser confirmada pelo estudo de Bradfer-Lawrence (2019), onde é imposto que estudos acústicos que utilizam uma baixa mediana de horas gravadas em sistemas terrestres podem não ter descrito a paisagem sonora por completo. Apesar disso, o presente estudo ainda continua sendo realizado e, gradativamente, será possível estabelecer resultados mais robustos e complementares à ecologia de paisagem sonora.

7 CONCLUSÕES GERAIS

1. Os dados do estudo mostraram que a utilização de gravadores autônomos no monitoramento acústico passivo é uma importante ferramenta para práticas de conservação da biodiversidade, minimizando as interferências sobre o ambiente e permitindo realizar estudos em uma grande amostragem de fragmentos.
2. O estudo da ecologia da paisagem sonora pode mostrar que a partir da descrição dos seus sons (biofonia, geofonia e antropofonia) é possível diferenciar fragmentos florestais em diferentes níveis de biodiversidade e de influência antrópica.
3. Os resultados do Índice de Paisagem Sonora de Diferença Normalizada (NDSI), variou de acordo com a composição da paisagem sonora e caracterização da cobertura e uso do solo das áreas estudadas. Os outros dois índices utilizados para avaliar a diversidade acústica, o Índice de Uniformidade Acústica (AEI) e o Índice de Entropia (H), no presente estudo, não apresentaram correlação com as características de Uso e Cobertura do Solo. É importante destacar que essa relação entre esses índices e as características da paisagem podem mudar com a adição novas amostras de dados acústicos de cada área, pois é preciso um esforço amostral maior para estabilizar um padrão para esses índices. Frisando a importância da continuidade do monitoramento acústico nos fragmentos, uma vez que só será possível avaliar as características reais da paisagem sonora quando houver uma maior amostragem de gravações.
4. Os dados do estudo também evidenciaram a importância de pequenos fragmentos florestais, como por exemplo o Condomínio Torquato Castro, como refúgio para a fauna, principalmente de Aves e Anfíbios.
5. Embora apresente dados preliminares, fica evidente que o referente estudo é importante para subsidiar iniciativas de políticas públicas, possibilitando estratégias que possam reduzir a vulnerabilidade da biodiversidade em cenários futuros.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDE, T. M, *et al.* Species richness (of insects) drives the use of acoustic space in the tropics. **Remote Sensing**. v. 9(11), p. 1096. 2017.
- AL-DOSKI, J., MANSOR, S. B., & SHAFRI, H. Z. M. NDVI differencing and post-classification to detect vegetation changes in Halabja City, Iraq. **IOSR Journal of Applied Geology and Geophysics**. v. 1(2), p. 01-10. 2013.
- ALI ABD AL-HAMEED, K. Spearman's correlation coefficient in statistical analysis. **International Journal of Nonlinear Analysis and Applications**. v. 13 (1), p. 3249-3255. 2022.
- BIODIVERSITY HOTSPOTS. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. Springer, Berlin, Heidelberg. p. 3-22. 2011.
- BLUMSTEIN, D.T. *et al.* Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus. **Journal of Applied Ecology**. v. 48, p. 758–767. 2011.
- BOELMAN, N. T. *et al.* Multi-trophic invasion resistance in hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. **Ecological Applications**. v. 17(8), p. 2137–2144. 2007. //doi.org/10.1890/07-0004.1.
- BRADFER-LAWRENCE, T. *et al.* Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. **Methods in Ecology and Evolution**. v. 10(10), p. 1796–1807. 2019.
- BRASIL Secretaria do meio ambiente e sustentabilidade. **Plano de manejo 2022**. Parque Estadual Dois Irmãos. Recife. 2022.
- BRASIL Secretaria do meio ambiente e sustentabilidade. **Unidades de Proteção Integral**. Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba. 2024.
- BURTON, A. C, *et al.* A framework for adaptive monitoring of the cumulative effects of human footprint on biodiversity. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 186(6), p. 3605–3617. 2014.
- BUXTON, R. T, *et al.* Pairing camera traps and acoustic recorders to monitor the ecological impact of human disturbance. **Global Ecology and Conservation**. v. 16, p. e00493. 2018.
- BUXTON, R. T, *et al.* Noise pollution is pervasive in U.S. protected areas. **Science**. v. 356(6337), p. 531–533. 2017.
- CAMPOS, I.B. *et al.* Assessing the potential of acoustic indices for protected area monitoring in the Serra do Cipó National Park. **Brazil, Ecological Indicators**. v. 120, p. 106953. 2021.
- DE SOLLAR S.R, *et al.* Population trends and calling phenology of anuran populations surveyed in Ontario estimated using acoustic surveys. **Biodiversity Conservation**. v. 15, p. 3481–3497. 2006.
- DUARTE, M, *et al.* The impact of noise from open-cast mining on Atlantic Forest biophony. **Biological Conservation**. v. 191, p. 623-631. 2015.
- FAIRBRASS, A. J, *et al.* Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. **Ecological Indicators**. v. 83, p. 169–177. 2017.
- FARINA, A, *et al.* Perspectives on the ecological role of geophysical sounds. **Frontiers in Ecology and Evolution**. v. 9, v. 748398. 2021.
- SOUNDSCAPE ECOLOGY: PRINCIPLES, PATTERNS, METHODS AND APPLICATIONS. Department of Basic Sciences and Foundations, Urbino University, Urbino, Italy. Soundscape Ecology. 2014.
- FARINA, A. Ecoacoustics: A quantitative approach to investigate the ecological role of environmental sounds. **Mathematics**. v. 7, p. 21. 2018.
- FEIJÓ, A. *et al.* Mammals of the Pernambuco Endemism Center: Diversity, Biogeography, Research Gaps, and Conservation Concerns. In: Pereira Filho, G.A, França, F.G.R, Alves, R.R.N, Vasconcellos, A. (eds) **Animal**

Biodiversity and Conservation in Brazil's Northern Atlantic Forest. Springer, Cham. p. 201-228. 2023. https://doi.org/10.1007/978-3-031-21287-1_13

FLOWERS, C. L. *et al.* Looking for the -scape in the sound: Discriminating soundscapes categories in the Sonoran Desert using indices and clustering. **Ecological Indicators**. v. 127, p. 107805. 2021.

GASC, A. *et al.* Acoustic indices for biodiversity assessments: Analyses of bias based on simulated bird assemblages and recommendations for field surveys. **Biological Conservation**. v. 191, p. 306–312. 2015.

GASC, A. *et al.* Assessing biodiversity with sound: Do acoustic diversity indices reflect phylogenetic and functional diversities of bird communities? **Ecological Indicators**. v. 25, p. 279–287. 2013.

GASTON, K. J., DUFFY, J. P., & BENNIE, J. Quantifying the erosion of natural darkness in the global protected area system. **Conservation Biology**. v. 29(4), p. 1132–1141. 2015.

GELDMANNA, J. *et al.* A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. **PNAS**. v. 116. n. 46, p. 23209–23215, nov. 2019.

GERHARDT H.C. The evolution of vocalization in frogs and toads. **Annual Reviews Ecology Systematics**. v. 25, p. 293–324. 1994.

GONÇALVES SANTOS, S. *et al.* Biophony in a noisy tropical urban forest fragment. **Biota colombiana**. v. 22, p. 96-107. 2021.

HASSLER, M. L. A importância das Unidades de Conservação no Brasil. **Sociedade & Natureza** v. 17, n. 33, p. 79-89, dez. 2005.

HARDOUIN L.A., ROBERT D., BRETAGNOLLE V. A dusk chorus effect in a nocturnal bird: support for mate and rival assessment functions. **Behaviour Ecology Sociobiology**. v. 62, p. 1909–1918. 2008.

HART, P. J. *et al.* Cicadas impact bird communication in a noisy tropical rainforest. **Behavioral Ecology**. v. 26(3), p. 839–842. 2015.

HUNTER, P. The human impact on biological diversity: How species adapt to urban challenges sheds light on evolution and provides clues about conservation. **EMBO reports**. v. 8(4), p. 316-318. 2007.

JONES, K. R. *et al.* One-third of global protected land is under intense human pressure. **Science**. v. 360, n. 6390, p. 788–791. 2018.

KASTEN, E. P. *et al.* The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. **Ecological Informatics**. v. 12, p. 50–67. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2012.08.001>

KIGHT, C.R., SWADDLE, J.P. How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review: environmental noise and animals. **Ecology Letters**. v. 14, p. 1052–1061. 2011

LINDER, J. M., ASTARAS, C., & WREGE, P. H. Acoustic monitoring: transforming primate conservation strategies in African tropical forest protected areas. **American Journal of Physical Anthropology**. v 159, p. 210-210. 2016.

MACHADO, R., AGUIAR, L., JONES, G. Do acoustic indices reflect the characteristics of bird communities in the savannas of Central Brazil? **Landscape Urban Planning**. v 162, p. 36–43. 2016.

MAMMIDES, C. *et al.* Do acoustic indices correlate with bird diversity? Insights from two biodiverse regions in Yunnan Province, south China. **Ecological Indicators**. v. 82, p. 470-477. 2017.

MAPBIOMAS BRASIL (Brasil). **Plataforma MapBiomias Uso e Cobertura do Solo 2024**. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/cobertura?activeBaseMap>. Acesso em: 26 set. 2024

MITCHELL, M. G. E., BENNETT, E. M., & GONZALEZ, A. Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. **Ecosystems**. v. 16(5), p. 894–908. 2013.

- MITTERMEIER R.A, *et al.* Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. **CEMEX**. Washington. 2005
- MUYLAERT, R. L, *et al.* A Note on the Territorial limits of the Atlantic forest. **Oecologia Australis**. v. 22(03), p. 302–311. 2018. <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.09>
- NEWBOLD, t. *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**. v. 520, p. 45–50. 2015. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- OLIVEIRA, E. G, *et al.* The Caatinga Orchestra: Acoustic indices track temporal changes in a seasonally dry tropical forest. **Ecological Indicators**. v. 129, p. 107897. 2021.
- PERKL, R. M. Geodesigning landscape linkages: Coupling GIS with wildlife corridor design in conservation planning. **Landscape and Urban Planning**. v. 156, p. 44–58. 2016.
- PETTORELLI N, MUELLER T, RYAN S J, BUNNEFELD N. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): Unforeseen successes in animal ecology. **Climate Research**, v. 46, p. 15–27. 2011.
- PIERETTI, N, FARINA, A, & MORRI, D. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). **Ecological Indicators**. v. 11(3), p. 868–873. 2011.
- PIJANOWSKI, B. C, *et al.* What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. **Landscape Ecology**. v. 26(9), p. 1213–1232. 2011.
- RANTA, P, *et al.* The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: Size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**. v. 7(3), p. 385–403. 1998. <https://doi.org/10.1023/A:10088885813543>
- RETAMOSA IZAGUIRRE, M. I, & RAMÍREZ-ALÁN, O. Acoustic indices applied to biodiversity monitoring in a Costa Rica dry tropical forest. **Journal of Ecoacoustics**. v. 2(1), p. 1–1. 2018.
- REZENDE, C. L, *et al.* From hotspots to hopespot: Na opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**. v. 16, p. 208–214. 2018.
- RIBEIRO, M, *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**. v. 142(6), p. 1141–1153. 2019.
- RIBEIRO, K. T. *et al.* Aferição dos limites da Mata Atlântica na Serra do Cipó, MG, Brasil, visando maior compreensão e proteção de um mosaico vegetacional fortemente ameaçado. **Natureza & Conservação**. v. 7(1), p. 30–48. 2009.
- SANBORN, A. F, & PHILLIPS, P. K. Scaling of Sound Pressure Level and Body Size in Cicadas (Homoptera: Cicadidae; Tibicinidae). **Annals of the Entomological Society of America**. v. 88(4), p. 479–484. 1995.
- SLABBEKOORN, H, PEET, M. Birds sing at a higher pitch in urban noise. **Nature**. v. 424, p 267. 2003.
- SPEAR, D. *et al.* Human population density explains alien species richness in protected areas. **Biological Conservation**, v. 159, p. 137–147, mar. 2013.
- SPEARMAN, C The proof and measurement of association between two things. **American Journal of Psychology**. v. 15, p. 72–101. 1904.
- SUEUR, J, & FARINA, A. Ecoacoustics: the Ecological Investigation and Interpretation of Environmental Sound. **Biosemiotics**. v. 8(3), p. 493–502. 2015.
- SUEUR, J, *et al.* Acoustic Indices for Biodiversity Assessment and Landscape Investigation. **Acta Acustica United with Acustica**. v. 100(4), p. 772–781. 2014.
- SUEUR, J, *et al.* Rapid Acoustic Survey for Biodiversity Appraisal. **PLoS ONE**. v. 3(12), p. e4065. 2008. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004065>
- SUGAI, L.S.M, LLUSIA, D. Bioacoustic time capsules: Using acoustic monitoring to document biodiversity. **Ecological Indicators**. v. 99, p. 149–152. 2019.

- SUGAI, L.S, *et al.* Terrestrial passive acoustic monitoring: review and perspectives. **BioScience**. v. 69, p. 15-25. 2018.
- TABARELLI, M, *et al.* Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**. v. 143(10), p. 2328–2340. 2010.
- TOWSEY, M, PARSONS, S, & SUEUR, J. Ecology and acoustics at a large scale. **Ecological Informatics**. v. 21, p. 1–3. 2014. <https://doi.org/10.1016/J.ECOINF.2014.02.002>
- TOWSEY, M. The calculation of acoustic indices derived from long-duration recordings of the natural environment. **Brisbane**. 2017
- TURNER, A, FISCHER, M, TZANOPOULOS, J. Sound-mapping a coniferous forest: Perspectives for biodiversity monitoring and noise mitigation. **PLoS ONE**. v. 13, p. e0189843. 2018.
- VILLANUEVA-RIVERA, L. J, *et al.* A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. **Landscape Ecology**. v. 26(9), p. 1233–1246. 2011. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9636-9>
- VILLANUEVA-RIVERA, L.J PIJANOWSKI, B.C. Soundecology: Soundscape Ecology. **Pacote R versão 1.3.2**. 2016. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=soundecology>.
- WALL, J, *et al.* Novel opportunities for wildlife conservation and research with real-time monitoring. **Ecological Applications**. v. 24(4), p. 593–601. 2014.
- WATSON, J. E. M. *et al.* The performance and potential of protected areas. **Nature**. v. 515, p. 67–73. 2014.
- ZNIDERSIC, E, *et al.* Using visualization and machine learning methods to monitor low detectability species—The least bittern as a case study. **Ecological Informatics**. v. 55, p. 101014. 2020.