

**UNIVERSIDADE DE SOROCABA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PROCESSOS TECNOLÓGICOS E
AMBIENTAIS**

Diego de Assis Santos

**AVALIAÇÃO BIOACÚSTICA DA PAISAGEM SONORA EM ÁREAS DE CULTIVO
DE EUCALIPTO: INFLUÊNCIAS DO USO DO SOLO EM FAZENDAS
SILVICULTURAIS, ANGATUBA (SP)**

Sorocaba/SP

2026

Diego de Assis Santos

**AVALIAÇÃO BIOACÚSTICA DA PAISAGEM SONORA EM ÁREAS DE CULTIVO
DE EUCALIPTO: INFLUÊNCIAS DO USO DO SOLO EM FAZENDAS
SILVICULTURAIS, ANGATUBA (SP)**

Tese apresentada à Banca Examinadora do Programa de Pós-graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais - PTA da Universidade de Sorocaba, como exigência Parcial para obtenção do título de Doutor em Processos Tecnológicos e Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Simon Marques

Sorocaba/SP

2026

Ficha Catalográfica

S234a Santos, Diego de Assis
Avaliação bioacústica da paisagem sonora em áreas de cultivo de eucalipto: influências do uso do solo em fazendas silviculturais, Angatuba (SP) / Diego de Assis Santos. – 2026.
89 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Simon Marques.
Tese (Doutorado em Processos Tecnológicos e Ambientais) –
Universidade de Sorocaba, Sorocaba, SP, 2026.

1. Bioacústica. 2. Solo - Uso. 3. Paisagens sonoras (Música). I. Marques, Thiago Simon, orient. II. Universidade de Sorocaba. III. Título.

Diego de Assis Santos

Orcid: 0000-0002-3749-8231

**AVALIAÇÃO BIOACÚSTICA DA PAISAGEM SONORA EM ÁREAS DE CULTIVO
DE EUCALIPTO: INFLUÊNCIAS DO USO DO SOLO EM FAZENDAS
SILVICULTURAIS, ANGATUBA (SP)**

Tese aprovada como requisito parcial para
obtenção do grau de Doutor no Programa de
Pós-Graduação em Processos Tecnológicos
e Ambientais da Universidade de Sorocaba.


Aprovado em: 27/02/2026.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Thiago Simon Marques

Orcid: 0000-0003-3310-1433


Universidade de Sorocaba

Documento assinado digitalmente
 **THIAGO SIMON MARQUES**
Data: 02/03/2026 08:28:23-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Valquíria Miwa Hanai Yoshida

Orcid: 0000-0003-2022-4485

Universidade de Sorocaba

Documento assinado digitalmente
 **VALQUIRIA MIWA HANAI YOSHIDA**
Data: 02/03/2026 16:44:33-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.a Dra. Ana Carla Medeiros Morato de Aquino


Orcid: 0000-0003-2661-5217


Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna Silvestre, ESALQ

Prof. Dr. Nobel Penteado de Freitas

Orcid/lattes: 1666433989511675

Universidade de Sorocaba

Documento assinado digitalmente
 **ANA CARLA MEDEIROS MORATO DE AQUINO**
Data: 02/03/2026 08:54:23-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
 **NOBEL PENTEADO DE FREITAS**
Data: 28/02/2026 10:38:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dedico este estudo a todos os familiares que me apoiaram em minha carreira.

AGRADECIMENTOS

Sou muito agradecido primeiramente a Deus que me proporciona abundância em todos os aspectos da vida. Sou grato a minha família, que sempre tiveram carinho e respeito por mim (assim como tenho por eles). A minha namorada Isabella Delfino e ao seu pai, Anderson Delfino, que me apoiaram em todos os momentos de minha vida. Posso afirmar com certeza que essas pessoas que mencionei anteriormente são dignas de receberem amor por despenderem amor.

Sou grato à Universidade de Sorocaba, que me ofereceu a oportunidade de auxiliar pessoas a se tornarem profissionais. Me sinto realizado com minha profissão.

Sou grato ao meu coordenador de curso Roberto Souza, pelas atribuições e pela confiança em meu trabalho. Também ao professor Rogério Profeta, que em suas palavras me ampliou a visão sobre o ambiente universitário no qual atuo.

Sou grato a professora coordenadora Valquíria e ao meu orientador Thiago, que me assistenciaram em minha pesquisa no momento de maior necessidade.

Agradeço também aos pesquisadores José Wagner e Ana, que me ajudaram neste trabalho com contribuições valiosas.

Em tudo sou grato!

“Não há exercício mental mais agradável do que a gratidão. É acompanhado de uma satisfação interior tão grande que o dever é suficientemente recompensado pelo desempenho (Joseph Addison)”

RESUMO

A bioacústica tem se consolidado como uma ferramenta inovadora para o monitoramento da biodiversidade, permitindo análises não invasivas e em larga escala. Este estudo foi realizado nas Fazendas de Arca e Três Lagoas, em Angatuba (SP), com paisagens silviculturais composta por plantações de eucalipto, áreas de vegetação nativa e pastagens abandonadas. Essas fazendas passaram por alterações como desmatamento, implantação de pastagens exóticas, e cultivo de eucalipto. O objetivo foi avaliar como o uso do solo influencia as características da paisagem sonora e, conseqüentemente, a biodiversidade local. Para isso, foram coletadas 4300 amostras de gravações acústicas de duração de 1 minuto com intervalos de 4 minutos entre cada amostra, da paisagem sonora das fazendas por meio de gravadores autônomos situados em pontos de coletas. Em seguida foram calculados índices bioacústicos utilizados na literatura, como o Índice de Diversidade Acústica, Índice de Complexidade Acústica, Entropia Acústica e Índice de Diferença Normalizada por meio do software R Studio. Esses índices foram analisados por meio de testes estatísticos paramétricos (Anova 2 fatores) e não paramétricos (Kruskal-Wallis), considerando os fatores “uso do solo” e “período do dia” (manhã e tarde). Os resultados indicaram diferenças significativas entre os tipos de vegetação: áreas de eucalipto apresentaram menor complexidade acústica e maior homogeneidade sonora, enquanto fragmentos de vegetação nativa e pasto abandonado exibiram maior diversidade e irregularidade temporal, refletindo uma paisagem sonora mais dinâmica. O período do dia teve influência limitada, exceto para o índice de complexidade acústica, que foi maior pela manhã, associado à maior atividade vocal da fauna. Conclui-se que a estrutura da vegetação é o fator mais impactante na composição acústica, enquanto o período do dia atua como modulador secundário, influenciando principalmente índices relacionados à complexidade sonora. Esses achados reforçam a importância da bioacústica como suporte para estratégias de conservação da fauna.

Palavras-chave: bioacústica; uso do solo; paisagem sonora.

ABSTRACT

Bioacoustics has been consolidated as an innovative tool for biodiversity monitoring, enabling non-invasive and large-scale analyses. This study was conducted at Arca and Três Lagoas Farms, located in Angatuba (São Paulo, Brazil), within silvicultural landscapes composed of eucalyptus plantations, native vegetation areas, and abandoned pastures. These farms have undergone alterations such as deforestation, the establishment of exotic pastures, and eucalyptus cultivation. The objective was to evaluate how land use influences the characteristics of the soundscape and, consequently, local biodiversity. To this end, 4,300 one-minute acoustic recordings were collected at four-minute intervals from the farms' soundscapes using autonomous recorders placed at sampling points. Subsequently, bioacoustic indices commonly applied in the literature were calculated, including the Acoustic Diversity Index, Acoustic Complexity Index, Acoustic Entropy, and Normalized Difference Index, using the R Studio software. These indices were analyzed through parametric statistical tests (two-factor ANOVA) and non-parametric tests (Kruskal-Wallis), considering the factors "land use" and "time of day" (morning and afternoon). Results indicated significant differences among vegetation types: eucalyptus areas exhibited lower acoustic complexity and greater sound homogeneity, whereas native vegetation fragments and abandoned pastures showed higher diversity and temporal irregularity, reflecting a more dynamic soundscape. The time of day had limited influence, except for the acoustic complexity index, which was higher in the morning, associated with increased vocal activity of the fauna. It is concluded that vegetation structure is the most impactful factor in acoustic composition, while time of day acts as a secondary modulator, primarily influencing indices related to sound complexity. These findings reinforce the importance of bioacoustics as a support for wildlife conservation strategies.

Keywords: bioacoustics; land use; soundscape.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Mapa das Fazendas Arca e Três Lagoas, em Angatuba - SP.....	53
Figura 2 – Gravador SM4 da Wildlife Acoustics.....	55
Figura 3 – Gráfico de densidade normal e valores do teste de Shapiro-Wilk	68
Figura 4 – Resultados dos testes de normalidade. (a) índices entropia espectral (SH), entropia temporal (TH), entropia (H), complexidade acústica (ACI) e (b) diversidade acústica (ADI), igualdade acústica (AEI), Índice Bioacústico (BI), e diferença normalizada (NDSI)	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Descrição matemática de cada índice	46
Tabela 2 — Classificação dos tipos de vegetação das unidades amostrais inerentes ao mapa da figura 1.....	53
Tabela 3 — Índices médios de cada ponto amostral classificados por período da manhã (MA) e tarde (TA).....	57
Tabela 4 — Exemplo de dados gerados pelo algoritmo de processamento.	60
Tabela 5 — Uma visão geral de alguns dos índices acústicos mais comumente usados em estudos de bioacústica	62
Tabela 6 — Valores médios dos Índices de Entropia Espectral categorizados nos períodos da manhã (MA) e da tarde (TA), e seus valores de densidade da curva de distribuição normal.....	67
Tabela 7 — Teste de normalidade dos índices bioacústicos pelo valor de p (Shapiro-Wilk).....	69
Tabela 8 — Valores de "p" do teste ANOVA 2 fatores para os fatores uso do solo e período.....	73
Tabela 9 — Valores de "p" do teste complementar de Tukey da Anova 2 fatores para os fatores uso do solo e período.....	73
Tabela 10 — Valores de "p" para teste Kruskal-Wallis para o fator Período de atividade.....	74
Tabela 11 — Teste complementar de Mann-Whitney para período de atividade (MA vs TA).....	74
Tabela 12 — Valores de "p" para teste Kruskal-Wallis para fator Uso do solo.....	74
Tabela 13 — Testes complementares de Dunn do Kruskal-Wallis para Uso do solo	74

LISTA DE SIGLAS

SIGLA	Significado
PTA	Processos Tecnológicos e Ambientais
MA	Manhã
TA	Tarde
PA	Região de pasto abandonado
VN	Região de vegetação nativa
EU	Região de cultivo de eucalipto
H	Entropia
TH	Entropia Temporal
SH	Entropia Espectral
ACI	Índice de Complexidade Acústica
ADI	Índice de Diversidade Acústica
AEI	Índice de Igualdade Acústica
BI	Índice Bioacústico
NDSI	Índice de Diferença Normalizada de Paisagem Sonora

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	19
2.1	Impacto da agricultura na biodiversidade	19
2.1.1	Biodiversidade em ambientes de agricultura	23
2.2	Os efeitos da mudança do uso da terra sobre as espécies	27
2.3	Justificativa da necessidade dos estudos da biodiversidade em campos agrícolas	28
2.4	Ciclos do eucalipto e suas relações ecossistêmicas e econômicas	28
2.5	Espécies encontradas nas regiões de estudo e suas funções ecossistêmicas.....	29
2.6	Indicador de biodiversidade	32
2.7	Padrões de atividade da fauna em ambientes de pasto abandonado e vegetação nativa	33
2.8	Ciclo solar e vocalizações	34
2.9	Índices bioacústicos como indicadores de biodiversidade	36
2.10	Recomendações de uso dos índices bioacústicos	40
2.11	Relações algébricas para cálculo dos índices bioacústicos	42
2.11.1	Índice Bioacústico (BI)	42
2.11.2	Índice de Entropia Acústica (H).....	43
2.11.3	Entropia Temporal (TH).....	43
2.11.4	Entropia Espectral (SH).....	44
2.11.5	Índice de Igualdade Acústica (AEI)	44
2.11.6	Índice de Complexidade Acústica (ACI)	44
2.11.7	Índice de Diversidade Acústica (ADI).....	45
2.11.8	Índice de Diferença Normalizada de Paisagens Sonoras (NDSI)	45
2.12	Tempo de amostragem da paisagem sonora	47
3	OBJETIVOS.....	49
4	MATERIAIS E MÉTODOS	50
4.1	Descrição geral da área de estudo	50
4.2	Definição dos pontos amostrais	51
4.3	Definição dos períodos da manhã e da tarde	54
4.4	Metodologia de amostragem	54

4.4.1	Configuração dos gravadores: Song Meter SM4 – Wildlife Acoustics	54
4.5	Forma de análise dos dados	57
4.5.1	Unidades de análise	57
4.5.2	Algoritmos de processamento de áudio.....	58
4.5.3	Padrões de detecção dos índices bioacústicos	61
4.6	Ferramentas estatísticas	65
4.6.1	Teste de normalidade	65
4.6.2	Testes paramétricos e não paramétricos	65
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1	Teste de normalidade	67
5.2	Uso do solo	70
5.3	Período de Atividade	72
6	CONCLUSÃO	75
	REFERÊNCIAS	78

1 INTRODUÇÃO

O termo “paisagem sonora” tem sido usado por uma variedade de disciplinas para descrever a relação entre uma paisagem e os sons que a compõem. O trabalho de Southworth (1969) exemplifica um dos primeiros usos do termo na literatura. Southworth (1969) estava interessado em paisagens sonoras urbanas; em particular, seu trabalho abordou como os sons do ambiente construído melhoravam a percepção das pessoas sobre o espaço e sua relação com as atividades que ocorrem nas cidades. Como resultado, a primeira menção de paisagens sonoras aparece na literatura de planejamento urbano. Quase uma década depois, Schafer (1977) reconheceu que os sons são propriedades ecológicas das paisagens, referindo-se às paisagens sonoras como “as características acústicas de uma área que refletem processos naturais”. Seu interesse principal era caracterizar sons naturais que pudessem ser usados para compor música. Krause (1987) mais tarde tentou descrever o arranjo complexo de sons biológicos e outros sons ambientais que ocorrem em um local, e introduziu os termos “biofonia” para descrever a composição de sons criados por organismos e “geofonia” para descrever sons ambientais não biológicos de vento, chuva, trovão e assim por diante. Estudos posteriores como o de Bryan *et al.* (2011) definiram a ecologia da paisagem sonora em termos de sons biofônicos, geofônicos e antropofônicos, que geram padrões acústicos únicos de cada região.

A ecologia acústica, conforme introduzida por Schafer (1977) e Truax (1999), é vista como complementar aos conceitos ecológicos tradicionais e estuda as relações e interações entre humanos e sons em um ambiente, incluindo orquestrações musicais, consciência auditiva e design acústico bem como enfatiza amplamente a investigação centrada no ser humano.

Já a bioacústica é outra área de pesquisa que se distingue da ecologia acústica. Conforme Luize *et al.* (2020) a bioacústica, enquanto disciplina científica, teve seu desenvolvimento inicial centrado na descrição das vocalizações de aves e anfíbios, com foco em aspectos comportamentais e taxonômicos. No entanto, a partir da década de 1990, com o avanço dos gravadores digitais e da capacidade de armazenamento e processamento de dados, a bioacústica passou a ser utilizada

como ferramenta para o monitoramento ambiental e a avaliação da biodiversidade em larga escala. Esse movimento culminou na consolidação da bioacústica, um campo interdisciplinar que integra a ecologia de paisagens sonoras com métodos quantitativos de análise acústica.

Luize *et al.* (2020) ainda acrescenta que a introdução dos índices bioacústicos foi um marco nesse processo. Esses índices são métricas derivadas de gravações sonoras ambientais que sintetizam informações sobre a estrutura acústica de um habitat. Entre os primeiros e mais utilizados estão:

1. Índice de Diversidade Acústica (ADI): proposto por Villanueva-Rivera *et al.* (2011), mede a distribuição da energia sonora ao longo do espectro de frequências, sendo sensível à presença de múltiplas fontes sonoras;
2. Índice de Entropia Acústica (H): avalia a imprevisibilidade dos sinais acústicos, combinando entropia espectral e temporal;
3. Índice de Complexidade Acústica (ACI): desenvolvido por Pieretti *et al.* (2011), quantifica variações rápidas na intensidade sonora, associadas à atividade vocal de animais;
4. Índice de Ocupação Acústica (AOI): estima a proporção do espectro ocupada por sons biológicos, sendo útil para detectar padrões de uso do espaço acústico.

Esses índices foram inicialmente aplicados em ambientes naturais, como florestas tropicais e áreas de conservação, com o objetivo de inferir a presença e a atividade de comunidades animais. Um exemplo notável é o estudo realizado na Floresta Nacional de Carajás, onde foram utilizados seis índices acústicos para descrever e comparar paisagens sonoras em diferentes localidades florestais. O estudo demonstrou que, embora as áreas apresentassem características semelhantes, havia variações temporais significativas nos índices, possivelmente relacionadas à identidade das espécies sonoras presentes (Luize, 2020)

A aplicação dos índices bioacústicos também tem sido explorada em contextos de conservação e manejo ambiental. (Alcocer *et al.*, 2022)

Apesar dos avanços, a literatura aponta desafios metodológicos importantes. A presença de ruído antrópico, variações sazonais e diferenças na estrutura da vegetação podem influenciar os valores dos índices, comprometendo sua

comparabilidade entre estudos. Além disso, a interpretação ecológica dos índices exige uma compreensão detalhada das fontes sonoras presentes, incluindo a distinção entre biofonia (sons biológicos), geofonia (sons naturais não biológicos) e antropofonia (sons de origem humana) (Bradfer-Lawrence, 2019).

Para superar essas limitações, pesquisadores têm proposto abordagens integradas que combinam os índices acústicos com variáveis ambientais, dados de biodiversidade obtidos por outros métodos e técnicas de aprendizado de máquina. Essa integração tem potencializado a capacidade dos índices de refletir padrões ecológicos reais, tornando-os ferramentas cada vez mais robustas para o monitoramento da biodiversidade (Bradfer-Lawrence, 2019; Droge *et al.*, 2024).

Em síntese, os índices bioacústicos representam uma inovação metodológica significativa no campo da ecologia aplicada. Sua aplicação em diferentes biomas e sistemas de uso do solo, incluindo áreas agrícolas, florestais e urbanas, evidencia sua versatilidade e potencial para subsidiar políticas de conservação e manejo sustentável dos recursos naturais.

Nas últimas duas décadas, a bioacústica tem se consolidado como uma ferramenta essencial para o monitoramento da biodiversidade, especialmente em contextos de conservação e avaliação de impactos ambientais. A crescente disponibilidade de gravadores autônomos, aliada ao desenvolvimento de algoritmos de análise acústica, permitiu a coleta e o processamento de grandes volumes de dados sonoros, viabilizando estudos em escalas temporais e espaciais antes impraticáveis.

Além disso, segundo Ramos (2024), estudos recentes têm explorado o uso de inteligência artificial e aprendizado de máquina para automatizar a detecção e classificação de sons biológicos. Projetos como o Projeto CETI (*Cetacean Translation Initiative*), que investiga a comunicação dos cachalotes no Caribe, utilizam redes neurais profundas para identificar padrões fonéticos complexos nos sons emitidos por esses animais.

Embora focado em cetáceos, esse tipo de abordagem tem implicações diretas para a análise de paisagens sonoras terrestres, permitindo a identificação automatizada de espécies e a extração de métricas acústicas com maior precisão.

No Brasil, a bioacústica tem sido incorporada a programas de monitoramento ambiental em áreas de reflorestamento, unidades de conservação e paisagens agrícolas (CENBAM, 2012). A integração dos índices acústicos com dados de uso do solo, cobertura vegetal e variáveis climáticas têm permitido análises mais robustas sobre os efeitos das atividades humanas na biodiversidade. Essa integração é facilitada por ferramentas computacionais como o pacote soundecology, amplamente utilizado na plataforma R, além de softwares como o Kaleidoscope (Wildlife Acoustic, 2024, Villanueva-rivera; Pijanowski, 2018).

Contudo, a aplicação dos índices bioacústicos ainda enfrenta desafios metodológicos. A influência do ruído antrópico, por exemplo, pode mascarar sinais biológicos e distorcer os valores dos índices. Estudos têm proposto o uso de filtros espectrais e algoritmos de separação de fontes para mitigar esse problema. Outro desafio é a padronização dos protocolos de gravação e análise, uma vez que diferenças na altura dos gravadores, horários de gravação e parâmetros de processamento podem comprometer a comparabilidade entre estudos (Bradfer-Lawrence, 2023).

A literatura também aponta para a necessidade de validação ecológica dos índices, ou seja, a verificação empírica de que os valores dos índices refletem de fato a diversidade biológica presente. (Sugai; Costa-Pereira, 2025) Alguns estudos ainda usam metodologias tradicionais para avaliar a biodiversidade, como armadilhas fotográficas, transectos visuais e armadilhas de queda (Vasquez, 2021), enquanto outros buscam estabelecer correlações entre os índices e a riqueza ou abundância de espécies (Bradfer-Lawrence; Buřivalová; Dent 2025).

Em síntese, as pesquisas atuais demonstram que os índices bioacústicos são ferramentas promissoras, mas que devem ser aplicadas com rigor metodológico e em conjunto com outras fontes de dados. A tendência é que, com o avanço das tecnologias de sensoriamento remoto, inteligência artificial e modelagem ecológica, a bioacústica se torne cada vez mais central nas estratégias de monitoramento e conservação da biodiversidade.

Este trabalho propõe investigar o impacto do uso do solo para o cultivo de eucalipto sobre a biodiversidade acústica, utilizando índices bioacústicos como ferramentas analíticas. A pesquisa foi realizada nas fazendas de Arca e Três Lagoas,

localizadas no município de Angatuba (SP), com áreas de paisagens silviculturais do sudeste brasileiro. A região possui aproximadamente 3.420 hectares, sendo cerca de 70% ocupados por plantações de eucalipto e 30% por áreas de preservação permanente e vegetação nativa em regeneração. Essa configuração cria um mosaico de habitats que inclui monocultivos, fragmentos florestais e pastagens abandonadas, permitindo investigar como diferentes usos do solo influenciam a paisagem sonora.

Para capturar os sons ambientais, foram utilizados gravadores autônomos Song Meter SM4 (Wildlife Acoustics), instalados em pontos amostrais definidos pelo protocolo RAPELD do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio). As gravações seguiram parâmetros padronizados, com taxa de amostragem de 44.100 Hz e duração contínua suficiente para garantir representatividade temporal. Posteriormente, os arquivos foram processados em ambiente computacional (RStudio), utilizando pacotes especializados como seewave e soundecology para calcular índices bioacústicos. Esses índices foram analisados estatisticamente por meio de testes paramétricos e não paramétricos, considerando os fatores “uso do solo” (vegetação nativa, eucalipto e pasto abandonado) e “período do dia” (manhã e tarde).

A metodologia adotada por esta pesquisa considera a seguinte hipótese central: que os ambientes de monocultivo de eucalipto apresentam menor diversidade e complexidade acústica em comparação às áreas de vegetação nativa, refletindo uma redução na biodiversidade local. Espera-se que os valores dos índices bioacústicos — como o Índice de Diversidade Acústica (ADI), o Índice de Complexidade Acústica (ACI) e o Índice de Entropia Acústica (H) — sejam significativamente inferiores nas áreas cultivadas, indicando uma simplificação da paisagem sonora.

A relevância da proposta reside na possibilidade de integrar a bioacústica aos programas de monitoramento ambiental e às políticas de manejo florestal, oferecendo subsídios técnicos e científicos para a tomada de decisões mais sustentáveis.

Ao avaliar os efeitos do cultivo de eucalipto sobre a biodiversidade sonora, o estudo contribui para a construção de indicadores ecológicos sensíveis e acessíveis, capazes de refletir a integridade dos ecossistemas em tempo real.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Impacto da agricultura na biodiversidade

A intensificação da agricultura e da silvicultura tem gerado preocupações significativas sobre a conservação da biodiversidade, especialmente em paisagens rurais e silviculturais. Estudos recentes têm buscado compreender como essas práticas afetam as comunidades de pequenos mamíferos, destacando a importância da estrutura do habitat e da dinâmica temporal dos ambientes manejados. Benedek e Sîrbu (2018) investigaram comunidades de pequenos mamíferos em uma paisagem rural tradicional na Romênia e observaram que características da vegetação, como a cobertura arbórea e a altura da vegetação herbácea, foram determinantes na composição dessas comunidades. Eles também relataram que o uso agrícola da terra influenciou significativamente a abundância de espécies, com campos de milho favorecendo *Mus musculus* e campos de feno favorecendo *Microtus arvalis*, enquanto áreas em pousio apresentaram maior diversidade e abundância total.

Por outro lado, Verdade *et al.* (2020), ao estudarem plantações de *Eucalyptus* no sudeste do Brasil, demonstraram que essas áreas podem sustentar populações residentes de pequenos mamíferos ao longo do ciclo comercial da cultura. Eles observaram que espécies como *Akodon montensis* e *Calomys tener* apresentaram crescimento populacional explosivo nos primeiros anos após o plantio, seguido de declínio, indicando uma forte influência da dinâmica temporal do habitat sobre a estrutura populacional. Além disso, os autores destacaram que a qualidade do habitat nas plantações diminuiu com o tempo, o que reforça a necessidade de práticas de manejo que considerem a conservação da fauna.

Ambos os estudos convergem ao apontar que a heterogeneidade da paisagem e a gestão da vegetação são fatores cruciais para a manutenção da biodiversidade. Benedek e Sîrbu (2018) enfatizam que a coexistência de especialistas e generalistas de habitat depende da preservação de uma matriz diversificada de usos da terra, enquanto Verdade *et al.* (2020) sugerem que técnicas de manejo florestal que aumentem a complexidade estrutural e a capacidade de

suporte das plantações podem beneficiar a fauna local. Assim, a conservação das comunidades de pequenos mamíferos em paisagens agrícolas e silviculturais depende da adoção de práticas de uso da terra que conciliem produção e biodiversidade, como a manutenção de práticas agrícolas de baixa intensidade e o planejamento de ciclos silviculturais que considerem a dinâmica ecológica das espécies nativas.

Nos estudos de Catling *et al.* (2001), DeWalt *et al.* (2003) e Fox *et al.* (2003), é possível traçar uma análise comparativa sobre os efeitos da estrutura do habitat e da sucessão ecológica na composição e abundância de mamíferos terrestres, com implicações diretas para a conservação da fauna em ambientes naturais e manejados.

Catling *et al.* (2001) demonstraram que a complexidade estrutural da vegetação, especialmente após incêndios florestais, é um fator determinante para a distribuição e abundância de mamíferos terrestres de médio e grande porte no sudeste da Austrália. Eles identificaram que algumas espécies de mamíferos aumentam em abundância com o tempo desde o fogo, à medida que a vegetação se torna mais densa e complexa, enquanto outras espécies como cangurus e dingos tendem a declinar. Essa relação foi modelada com base em um índice de complexidade do habitat, reforçando a importância da estrutura física do ambiente para a fauna.

De forma complementar, DeWalt *et al.* (2003) analisaram uma cronossequência de florestas tropicais secundárias no Panamá e observaram que, embora aspectos estruturais como altura da copa e volume de madeira morta se aproximem dos padrões de florestas primárias em cerca de 70 anos, a composição florística e a disponibilidade de recursos alimentares para a fauna mudam mais lentamente. Isso implica que, embora florestas secundárias jovens possam oferecer habitat para espécies generalistas, a recuperação completa da funcionalidade ecológica, especialmente para espécies especializadas em detritos lenhosos grosseiros e árvores grandes, exige períodos mais longos de regeneração.

Fox *et al.* (2003), por sua vez, realizaram um experimento de manipulação da vegetação em áreas de charneca¹ úmida na Austrália, reduzindo artificialmente a densidade da vegetação para simular um estágio inicial de sucessão. Os resultados mostraram que espécies pioneiras de pequenos mamíferos, como *Mus domesticus* e *Pseudomys novaehollandiae*, aumentaram em abundância, enquanto espécies tardias como *Rattus lutreolus* declinaram. Isso confirmou que a densidade da vegetação é um fator causal na sucessão de pequenos mamíferos, validando o modelo de “acomodação de habitat”.

Em conjunto, esses estudos reforçam que a estrutura do habitat — seja ela moldada por distúrbios naturais como o fogo, por sucessão ecológica ou por manejo humano — exerce influência direta sobre a composição e a dinâmica das comunidades de mamíferos. A conservação da biodiversidade, portanto, depende não apenas da preservação de áreas naturais, mas também da gestão cuidadosa da estrutura e da heterogeneidade dos habitats ao longo do tempo. Essa abordagem é essencial para garantir a persistência de espécies com diferentes exigências ecológicas em paisagens em constante transformação.

Agora nos estudos de Martin *et al.* (2012) e Timo *et al.* (2015), pode-se construir uma análise integrada sobre os impactos da silvicultura — especialmente das plantações de *Eucalyptus* — sobre a fauna de mamíferos em paisagens do sudeste do Brasil, considerando tanto pequenos mamíferos terrestres quanto espécies de médio a grande porte.

Martin *et al.* (2012) investigaram a composição e abundância de pequenos mamíferos não voadores em uma paisagem agro-silvicultural composta por plantações jovens de *Eucalyptus*, pastagens abandonadas e fragmentos de vegetação nativa. O estudo revelou que, embora as plantações apresentem menor riqueza e abundância de espécies em comparação com os demais habitats, elas ainda podem sustentar populações residentes, especialmente de espécies generalistas como *C. tener* e *Oligoryzomys flavescens*. A composição das comunidades variou ao longo do tempo e entre os tipos de habitat, refletindo a influência da estrutura da vegetação e da sucessão ecológica. A presença de áreas de vegetação nativa e pastagens abandonadas na matriz silvicultural foi considerada

¹ A charneca é encontrada em superfícies planas a suavemente onduladas, ácidas, solos arenosos pobres em nutrientes em sul e oeste de Victoria (Austrália) (Viridans, 2026).

essencial para manter a diversidade regional, funcionando como refúgios e fontes de recolonização.

Complementarmente, Timo *et al.* (2015) analisaram como a idade das plantações de *Eucalyptus* afeta o uso do habitat por mamíferos de médio e grande porte. Eles observaram que a riqueza e a frequência de ocorrência dessas espécies foram maiores em estágios intermediários do ciclo do *Eucalyptus* (entre 2 e 5 anos), com declínio acentuado próximo à colheita (6–7 anos), quando a vegetação do sub-bosque é removida. Espécies onívoras, como o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), foram as mais frequentes, beneficiadas pela diversidade de recursos alimentares ao longo do ciclo da plantação. O estudo destaca que a heterogeneidade temporal das plantações pode ser benéfica para a fauna, desde que práticas de manejo mais amigáveis à vida silvestre sejam adotadas.

Ambos os estudos apontaram que a estrutura e a dinâmica temporal da vegetação são fatores cruciais para a manutenção da biodiversidade em paisagens silviculturais. Enquanto Martin *et al.* (2012) enfatizam a importância da heterogeneidade espacial e da conectividade entre habitats para pequenos mamíferos, Timo *et al.* (2015) reforçam a necessidade de considerar o ciclo de vida das plantações e suas implicações para espécies maiores. Juntos, os trabalhos sugerem que estratégias de manejo que promovam a diversidade estrutural e temporal — como a manutenção de sub-bosques, corredores ecológicos e mosaicos de habitats — são fundamentais para conciliar produção florestal e conservação da fauna.

O trabalho de Foley *et al.* (2005) complementa e amplia a compreensão dos impactos do uso da terra discutidos em estudos mais localizados, como os de Martin *et al.* (2012) e Timo *et al.* (2015). Enquanto estes últimos focam nos efeitos da silvicultura sobre comunidades de mamíferos em paisagens brasileiras, Foley *et al.* abordam o tema em escala global, destacando como práticas de uso da terra — incluindo agricultura intensiva e expansão urbana — afetam múltiplos sistemas ecológicos e sociais.

Todos os estudos convergem na constatação de que a intensificação do uso da terra, embora traga ganhos imediatos em produtividade e infraestrutura,

compromete a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos no longo prazo. A degradação da qualidade da água, a perda de habitat, a fragmentação de ecossistemas e o aumento da vulnerabilidade a doenças são consequências recorrentes.

A contribuição de Foley *et al.* (2005) é particularmente relevante ao propor uma base conceitual para avaliar os *trade-offs* entre diferentes usos da terra e os múltiplos serviços ecossistêmicos afetados. A ideia de que é possível manejar paisagens de forma a manter a produção agrícola e, ao mesmo tempo, conservar funções ecológicas essenciais, reforça a importância de políticas públicas integradas e de práticas de manejo sustentáveis.

Assim, a integração entre estudos locais e globais permite uma compreensão mais completa dos desafios e soluções relacionados ao uso da terra, destacando a urgência de ações coordenadas em múltiplas escalas para garantir a sustentabilidade ecológica e o bem-estar humano.

2.1.1 Biodiversidade em ambientes de agricultura

Os estudos de Moguel e Toledo (1999) e Faria *et al.* (2006) oferecem contribuições valiosas para a compreensão do papel de sistemas agroflorestais tradicionais na conservação da biodiversidade em paisagens tropicais, embora em contextos geográficos e culturais distintos — México e Brasil, respectivamente.

Moguel e Toledo (1999) analisam os sistemas tradicionais de cultivo de café no México, destacando sua alta complexidade estrutural e diversidade biológica. Esses sistemas, especialmente os sombreados e manejados por comunidades indígenas, funcionam como verdadeiros refúgios de biodiversidade, abrigando uma rica fauna e flora, incluindo espécies ameaçadas e endêmicas. A diversidade de aves registrada em algumas plantações é comparável ou até superior à de florestas naturais adjacentes. Os autores argumentam que esses agroecossistemas não apenas conservam a biodiversidade, mas também mantêm práticas culturais e conhecimentos tradicionais, sendo fundamentais em regiões com alto grau de desmatamento.

Por outro lado, Faria *et al.* (2006) investigam as cabruças — sistemas de cultivo de cacau sombreado — no sul da Bahia, Brasil, comparando sua fauna de aves e morcegos com a de florestas remanescentes. O estudo mostra que, embora as cabruças possam abrigar uma grande proporção da fauna nativa, sua eficácia como habitat depende fortemente do contexto da paisagem. Em áreas com alta cobertura florestal (como Una), as cabruças apresentaram alta riqueza de espécies, enquanto em paisagens mais degradadas (como Ilhéus), sua biodiversidade foi significativamente reduzida. Espécies florestais especializadas foram particularmente sensíveis à perda de habitat, reforçando que as cabruças não substituem as florestas primárias, mas podem atuar como habitats complementares.

Através dessas descobertas, observa-se que estes estudos convergem na valorização de sistemas agroflorestais tradicionais como aliados na conservação da biodiversidade. No entanto, também alertam para os limites desses sistemas: sua eficácia depende da manutenção de uma matriz paisagística que inclua áreas de vegetação nativa e conectividade ecológica. A conservação de longo prazo de espécies sensíveis exige, portanto, uma abordagem integrada que combine práticas agrícolas sustentáveis com a proteção de remanescentes florestais.

Essas evidências reforçam a importância de políticas públicas que reconheçam o valor ecológico e sociocultural dos sistemas agroflorestais tradicionais, promovendo sua permanência e aprimoramento como parte de estratégias mais amplas de conservação da biodiversidade em paisagens tropicais.

Os trabalhos de Harvey *et al.* (2006) e Harvey e González Villalobos (2007), juntamente com a análise de suas limitações, oferece uma visão abrangente sobre o papel da vegetação arbórea e dos sistemas agroflorestais na conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas tropicais, ao mesmo tempo em que destacam os cuidados necessários na interpretação de seus resultados.

Harvey *et al.* (2006) demonstraram que diferentes formas de cobertura arbórea — como florestas ripárias, florestas secundárias, cercas vivas e pastagens com árvores — sustentam diferentes conjuntos de espécies, sendo que florestas ripárias e secundárias, bem como pastagens com alta densidade de árvores, apresentaram maior riqueza e abundância de aves e morcegos. A diversidade de árvores foi positivamente correlacionada com a riqueza desses grupos, reforçando a

importância da heterogeneidade estrutural da vegetação na matriz agrícola. Os autores concluem que “a manutenção de múltiplas formas de cobertura arbórea é essencial para conservar a diversidade animal em paisagens produtivas” (Harvey *et al.*, 2006).

Complementarmente, Harvey e González Villalobos (2007) analisaram sistemas agroflorestais de cacau e banana na Costa Rica e constataram que esses sistemas mantêm comunidades de morcegos tão ricas quanto as florestas, embora com composição levemente modificada, favorecendo espécies nectarívoras. No entanto, as comunidades de aves, embora diversas, apresentaram composição altamente alterada, com menor presença de espécies florestais e maior abundância de espécies de áreas abertas. Os autores concluem que “os sistemas agroflorestais conservam comunidades ricas, mas modificadas, e não substituem os fragmentos florestais na conservação de espécies sensíveis” (Harvey e González Villalobos, 2007).

Apesar das contribuições valiosas, os estudos apresentam limitações importantes. Harvey *et al.* (2006) não incluíram florestas primárias como referência, o que dificulta comparações com comunidades faunísticas intactas. Além disso, a estrutura amostral desigual e a baixa representatividade de espécies raras limitam a generalização dos resultados. Já Harvey e González Villalobos (2007) trabalharam com um número desigual de réplicas e focaram apenas em aves e morcegos, o que restringe a compreensão sobre outros grupos taxonômicos.

Essas limitações não invalidam os achados, mas reforçam a necessidade de abordagens complementares e metodologias mais amplas em estudos futuros. Em conjunto, os trabalhos apontam que a conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas tropicais depende não apenas da proteção de remanescentes florestais, mas também do manejo ativo da matriz produtiva. A adoção de práticas agroflorestais bem planejadas, aliada à manutenção de múltiplas formas de cobertura arbórea e à conectividade ecológica, pode representar uma estratégia eficaz para conciliar produção agrícola e conservação da natureza em longo prazo.

As alterações no uso da terra e nas técnicas agrícolas têm afetado os padrões de distribuição e abundância da fauna silvestre, bem como os processos ecológicos e evolutivos que os influenciam (Verdade *et al.*, 2016). Algumas

populações de animais selvagens parecem se beneficiar da agricultura intensiva, enquanto outras podem ser reduzidas ou extintas (Hurst *et al.*, 2014). Portanto, é essencial compreender como as diferentes respostas das populações moldam as comunidades de animais selvagens e, conseqüentemente, a integridade do ecossistema em paisagens dominadas pela agricultura intensiva. Nesse contexto, Verdade *et al.* (2016) destacam a importância de incluir o manejo da vida selvagem no contexto da agricultura. É importante enfatizar também que as áreas protegidas representam cerca de 16,64% da cobertura terrestre global (UNEP-WCMC e IUCN, 2021). Assim, os esforços de conservação devem ir além dessas áreas para preservar a biodiversidade global (Foley *et al.*, 2005; Verdade *et al.*, 2014; Vasquez, 2024).

Os agroecossistemas têm demonstrado ser habitats viáveis para a vida selvagem, especialmente para pequenos mamíferos, em diversas regiões do mundo (Bonecker *et al.*, 2009; Heroldová *et al.*, 2007; Martin *et al.*, 2012; Prevedello e Vieira, 2010). Em algumas regiões de cultivo do México, no caso das plantações de café, as mudas de café são cultivadas sobre a sombra de árvores nativas, fazendo com que espécies nativas permeiem ou habitem as regiões de cultivo (Moguel e Toledo, 1999). Outros casos semelhantes estão na Costa Rica com as plantações de banana e coco (Harvey *et al.*, 2006; Harvey e González-Villalobos, 2007), a agricultura de subsistência no Nepal (Acharya, 2006), e as plantações de cacau, eucalipto e cana-de-açúcar no Brasil (Dotta e Verdade, 2007, 2009; Faria *et al.*, 2006; Gheler-Costa *et al.*, 2012; Lyra-Jorge *et al.*, 2008; Millan *et al.*, 2015; Timo *et al.*, 2014).

2.2 Os efeitos da mudança do uso da terra sobre as espécies

As mudanças de atividades agrícolas realizadas sobre um solo podem causar impactos significativos sobre a biodiversidade existente em uma região próxima à atividade agrícola. Esses impactos não se limitam à redução da cobertura vegetal, mas também à alteração da composição das comunidades faunísticas. A modificação do uso da terra tende a favorecer um número restrito de espécies generalistas, altamente adaptáveis a ambientes simplificados, enquanto muitas espécies sensíveis, dependentes de habitats complexos e recursos específicos, são negativamente afetadas. Essa homogeneização biológica levanta uma questão crítica: queremos um mundo composto por apenas algumas espécies generalistas, em detrimento da diversidade funcional e genética que sustenta os ecossistemas (Dewalt et al, 2003)

Conforme Vasquez (2024) a existência de fragmentos de vegetação nativa junto a áreas ripárias e pastagens abandonadas nas plantações de eucalipto e cana-de-açúcar, serve como recurso alimentar para predadores dentro de uma estrutura trófica bem como agrega valor de conservação às paisagens silviculturais no sudeste do Brasil.

A comunidade de pequenos mamíferos identificada em pesquisas já realizadas é comum em paisagens agrossilviculturais no Estado de São Paulo (Gheler-Costa *et al.*, 2012; Lyra-Jorge e Pivello, 2001; Martin *et al.*, 2012; Rosalino *et al.*, 2014; Umetsu e Pardini, 2007; Vásquez *et al.*, 2021). Por exemplo, as espécies de Rodentia e Didelphimorphia frequentemente coabitam e podem interagir, dado suas muitas semelhanças ecológicas (Cooper *et al.*, 2008; Luza *et al.*, 2015). Esses grupos foram registrados na Mata Atlântica brasileira (Bonvicino *et al.*, 2002; Brandão de Oliveira e Hingst-Zaher, 2021; Gardner, 2007; Graipel *et al.*, 2017) e também no bioma Cerrado (Alho, 2005; Carmignotto *et al.*, 2014; Ernest e Mares, 1986; Patton *et al.*, 2015). Essas espécies são sensíveis às mudanças no uso da terra, como a expansão das plantações de eucalipto (Gheler-Costa *et al.*, 2012; Martin *et al.*, 2012; Vásquez *et al.*, 2021; Verdade *et al.*, 2020).

2.3 Justificativa da necessidade dos estudos da biodiversidade em campos agrícolas

Os campos agrícolas fornecem aos ecologistas uma oportunidade para realizar experimentos de longo prazo (Mamba *et al.*, 2019). Compreender os fatores que determinam as comunidades de pequenos mamíferos em paisagens agrícolas permite a adoção de estratégias de manejo que integram objetivos econômicos com os de conservação (Benedek e Sîrbu, 2018). No entanto, as características demográficas e a história de vida das espécies ainda são pouco estudadas no que diz respeito ao impacto das monoculturas na biodiversidade de pequenos mamíferos (Mamba *et al.*, 2019). Por isso, é essencial investigar as respostas das espécies às mudanças na paisagem, que dependem de características como especialização ecológica, capacidade de dispersão, tamanho corporal e tamanho da população, entre outras (Etienne e Heesterbeek, 2001; Kierepka *et al.*, 2016).

De forma semelhante, estudos com aves em ambientes agrícolas indicam que a simplificação estrutural da paisagem, associada à expansão de monoculturas, reduz a riqueza e a abundância de espécies, favorecendo generalistas em detrimento de especialistas (Millan, Develey e Verdade, 2015). A heterogeneidade do habitat, incluindo a presença de áreas de vegetação nativa, bordas e corredores ecológicos, é apontada como fator crítico para a manutenção da diversidade de aves, pois aumenta a disponibilidade de recursos e locais de nidificação. Assim, estratégias de manejo que promovam mosaicos de uso da terra e conectividade entre fragmentos podem mitigar os impactos negativos da agricultura intensiva sobre as comunidades de aves, reforçando a necessidade de abordagens integradas para a conservação da fauna em paisagens produtivas (Millan, Develey e Verdade, 2015).

2.4 Ciclos do eucalipto e suas relações ecossistêmicas e econômicas

O gênero *Eucalyptus* é considerado uma das árvores cultivadas mais relevantes nas regiões tropicais e subtropicais do globo (Castro *et al.*, 2016), abrangendo cerca de 7,47 milhões de hectares no Brasil (IBÁ, 2021). As plantações de eucalipto são empregadas para a produção de celulose, papel, madeira e carvão vegetal, principalmente na região sudeste do país. No estado de São Paulo, as

plantações de eucalipto cobrem aproximadamente 1,35 milhão de hectares (IBÁ, 2021), em áreas anteriormente usadas para pastagens de pecuária (Kronka *et al.*, 2003). As espécies de eucalipto possuem crescimento rápido e alta produtividade, sendo geralmente manejadas em rotações de 21 anos com três ciclos de colheita de 7 anos (Mora e Garcia, 2000).

As paisagens agrossilviculturais de eucalipto apresentam alta heterogeneidade temporal, influenciando a qualidade do habitat (Catling *et al.*, 2001; Fox *et al.*, 2003; Pinotti *et al.*, 2015) e a disponibilidade de recursos para a vida selvagem (DeWalt *et al.*, 2003; Pinotti *et al.*, 2011).

Conforme mencionado anteriormente, estudos realizados em campos agrícolas são oportunidades valiosas para que os ecologistas entendam os fenômenos relacionados com a paisagem e a biodiversidade. Logo, a integração das informações espaço-temporais coletadas ao longo dos ciclos do eucalipto ou ao longo do ciclo anual de culturas como a cana-de-açúcar contribuirá para aprimorar o monitoramento ecológico de longo prazo, favorecendo um manejo que beneficie a vida selvagem (Vasquez, 2024).

2.5 Espécies encontradas nas regiões de estudo e suas funções ecossistêmicas

A intensificação das atividades agrícolas e silviculturais têm provocado alterações significativas na composição e funcionalidade da fauna em paisagens manejadas. A conversão de áreas naturais em monoculturas reduz a heterogeneidade estrutural e a conectividade, fatores essenciais para a manutenção da biodiversidade (Timo, 2014). Essa simplificação do habitat afeta diversos grupos taxonômicos, incluindo mamíferos, aves, anfíbios e invertebrados, resultando na perda de espécies especialistas e na predominância de generalistas adaptados a ambientes perturbados (Timo, 2014; Martin *et al.*, 2012). Estudos indicam que a presença de elementos de vegetação nativa, corredores ecológicos e mosaicos de uso do solo pode mitigar esses impactos, favorecendo a persistência de comunidades mais diversas (Millan, Develey e Verdade, 2015).

Entre os grupos mais estudados, as aves têm se mostrado sensíveis às mudanças na estrutura da paisagem agrícola. A redução da cobertura arbórea e da complexidade do habitat está associada à diminuição da riqueza e abundância de espécies, especialmente aquelas dependentes de vegetação nativa para nidificação e alimentação (Millan, Develey e Verdade, 2015). Por outro lado, práticas que aumentam a diversidade estrutural, como a manutenção de bordas e áreas de vegetação natural, contribuem para a conservação das comunidades de aves e para a provisão de serviços ecossistêmicos, como controle biológico de pragas (Heath e Long, 2019).

Os pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) também constituem um grupo modelo para estudos em paisagens agrossilviculturais, devido a características biológicas como ciclos reprodutivos curtos e estratégias ecológicas que permitem respostas rápidas a distúrbios (Martin *et al.*, 2012). Esses animais desempenham funções ecológicas relevantes, incluindo dispersão de sementes, controle de pragas e manutenção das cadeias tróficas, além de estarem associados à saúde ambiental e às doenças zoonóticas (Lacher *et al.*, 2016; Bovendorp *et al.*, 2017). No entanto, a abundância e diversidade desses mamíferos variam conforme a estrutura do habitat e o manejo da vegetação, sendo geralmente menores em áreas de monocultura intensiva quando comparadas à vegetação nativa (Vasquez, 2024; Verdade *et al.*, 2020).

Uma vasta diversidade de grupos taxonômicos animais, pode ser encontrada nas paisagens agrossilviculturais do sudeste do Brasil (Dotta e Verdade, 2007, 2009, 2011; Faria *et al.*, 2006; Gheler-Costa *et al.*, 2012, 2016; Lyra-Jorge *et al.*, 2008; Martin *et al.*, 2012; Timo *et al.*, 2014; Vásquez *et al.*, 2021). Segundo Vasquez (2024), nas fazendas de Arca e Três Lagoas, as espécies detectadas com maior abundância foram *Calomys tener*, *Oligoryzomys nigripes* e *Didelphis albiventris*, enquanto na de Rio Claro, as predominantes foram *C. tener* e *D. albiventris*.

Além dos pequenos mamíferos, diversas outras espécies são impactadas pelas alterações na estrutura e composição da vegetação decorrentes do uso do solo e da sucessão florestal. Em florestas secundárias tropicais, aves frugívoras e insetívoras encontram recursos variáveis ao longo da cronossequência. A disponibilidade de frutos carnosos no subbosque é maior em florestas jovens,

favorecendo espécies generalistas que consomem frutos pequenos (0,1–1,2 cm). Já aves de maior porte, como tucanos dependem de frutos grandes (>1,2 cm), cuja oferta está associada a espécies arbóreas específicas, como *Virola spp.*, consideradas recursos essenciais para esses frugívoros (DeWalt *et al.*, 2003).

A estrutura florestal também exerce papel crítico na manutenção das populações de aves. Espécies que nidificam em cavidades, como o papagaio-de-Porto Rico (*Amazona vittata*), apresentam populações limitadas pela escassez de árvores grandes e antigas, recurso que só se torna abundante em florestas com mais de 70 anos de regeneração (Snyder *et al.*, 1987; DeWalt *et al.*, 2003). De forma semelhante, aves que utilizam troncos mortos para forrageamento e percussão, como pica-paus, encontram restrições em florestas jovens devido à baixa densidade de madeira morta de grande diâmetro.

Palmeiras, como *Oenocarpus mapora*, representam outro recurso crítico para aves e mamíferos, especialmente durante períodos de escassez alimentar. No entanto, sua abundância é baixa em florestas secundárias jovens, aumentando apenas em estágios avançados de sucessão e em florestas maduras (DeWalt *et al.*, 2003; Peres, 1994). Essa limitação pode afetar a sobrevivência de espécies especializadas em ambientes fragmentados.

Embora florestas secundárias jovens possam sustentar aves generalistas e alguns mamíferos, espécies dependentes de atributos estruturais de florestas maduras — como cavidades, grandes árvores e madeira morta — permanecem vulneráveis por décadas após o abandono da terra. Estratégias de manejo que acelerem a recuperação desses atributos são fundamentais para conservar aves especializadas e outros vertebrados em paisagens tropicais (DeWalt *et al.*, 2003).

De acordo com Vasquez (2024), ao comparar a diversidade de espécies existente as paisagens agrossilviculturais (as regiões de plantio de eucalipto e cana-de-açúcar) e a mata nativa, observou-se uma menor diversidade de espécies de pequenos mamíferos nas regiões de plantio de eucalipto e cana-de-açúcar em comparação com a vegetação nativa ao redor. Contudo, deve-se levar em conta que fatores como estações do ano, reprodução, competição, heterogeneidade do habitat e disponibilidade de recursos podem afetar a diversidade local de espécies.

2.6 Indicador de biodiversidade

Espécies indicadoras têm sido amplamente utilizadas para avaliar impactos ambientais, pois refletem alterações na estrutura e funcionalidade dos ecossistemas. A diversidade de mamíferos, por exemplo, é frequentemente considerada um indicador eficaz para priorizar ações de conservação na tomada de decisões ambientais (Ramesh *et al.*, 2016). No entanto, a diversidade de espécies isoladamente pode ser influenciada por eventos evolutivos recentes, enquanto métricas como diversidade filogenética e funcional fornecem uma perspectiva mais abrangente, relacionada a processos evolutivos e ecológicos de longo prazo (Faith e Pollock, 2014).

A relação entre riqueza de espécies e abundância relativa oferece uma visão momentânea da diversidade (Bonar *et al.*, 2011; Magnusson, 2002), mas essa estrutura varia ao longo do tempo em resposta a mudanças tróficas e ambientais (Verdade *et al.*, 2014). Assim, estratégias de conservação que buscam maximizar a diversidade de espécies tendem a preservar também a diversidade filogenética, considerada um componente essencial para manter funções ecológicas (Rodrigues e Gaston, 2002; Faith e Pollock, 2014).

Além dos mamíferos, aves frugívoras e insetívoras são reconhecidas como indicadores sensíveis à heterogeneidade da paisagem e à disponibilidade de recursos alimentares, especialmente em ambientes agrícolas e florestas secundárias (DeWalt *et al.*, 2003; Howe, 1981). Mudanças na composição da vegetação, como a redução de árvores de grande porte e de espécies produtoras de frutos carnosos, afetam diretamente a ocorrência de aves especializadas, enquanto espécies generalistas tendem a se beneficiar de ambientes simplificados. Essa resposta diferencial reforça a importância de considerar múltiplos grupos taxonômicos como indicadores, uma vez que alterações na disponibilidade de recursos e na estrutura do habitat atuam como forças seletivas sobre indivíduos e populações (Dotta e Verdade, 2007; Tuytens e MacDonald, 2000; Verdade *et al.*, 2011).

2.7 Padrões de atividade da fauna em ambientes de pasto abandonado e vegetação nativa

A estrutura e a composição dos habitats naturais influenciam diretamente os padrões de atividade da fauna silvestre, especialmente em relação aos períodos diurno e noturno (Hanisch, 2021 e Costa *et al.*, 2022). Ambientes com vegetação nativa preservada tendem a oferecer maior complexidade estrutural, microclimas mais estáveis e maior disponibilidade de recursos, favorecendo uma diversidade mais ampla de espécies e comportamentos ecológicos. Em contraste, áreas de pasto abandonado impõem restrições ecológicas que afetam a distribuição e os horários de atividade da fauna.

Segundo Hanisch *et al.* (2021), a vegetação nativa, mesmo em áreas manejadas como sistemas silvipastoris (caívas), apresenta alta resiliência ecológica, com regeneração contínua e presença de espécies zoocóricas e de estágios sucessionais avançados. Essa diversidade estrutural favorece a presença de espécies com hábitos noturnos e crepusculares, que se beneficiam da cobertura vegetal para abrigo e alimentação. A presença de espécies como a araucária (*Araucaria angustifolia*), guaçatunga (*Casearia sylvestris*) e vacum (*Allophylus edulis*) indica a manutenção de interações ecológicas complexas, como dispersão por animais e polinização, que ocorrem em diferentes períodos do dia e da noite.

Em contraste, áreas de pasto abandonado, como observado no estudo de Costa *et al.* (2022), apresentam menor diversidade florística e faunística, com predominância de espécies generalistas e resistentes à degradação ambiental, como formigas, cupins e lagartos. A fauna observada nesses ambientes tende a concentrar sua atividade nas primeiras horas da manhã e no final da tarde, evitando os períodos de maior insolação e escassez de abrigo. A ausência de cobertura arbórea densa limita a presença de espécies noturnas, que dependem de refúgios seguros para descanso e proteção contra predadores.

O relatório técnico do Greenpeace e ESALQ/USP (2017) reforça essa distinção ao destacar que a regeneração natural em áreas de vegetação nativa promove a recuperação de processos ecológicos essenciais, como a dispersão de sementes por fauna noturna (ex. morcegos e pequenos mamíferos) e a polinização

por insetos crepusculares. Em áreas de pasto abandonado, a ausência desses processos compromete a resiliência ecológica e reduz a diversidade funcional da fauna.

Portanto, os dados analisados indicam que:

1. Vegetação nativa sustenta uma fauna com atividade mais distribuída entre os períodos diurno, noturno e crepuscular, devido à maior heterogeneidade ambiental.
2. Pastos abandonados concentram a atividade da fauna em períodos diurnos amenos, com baixa presença de espécies noturnas, refletindo a limitação estrutural e térmica desses ambientes.

Essas evidências reforçam a importância da conservação e restauração da vegetação nativa como estratégia para manter a diversidade de padrões comportamentais da fauna, essenciais para a integridade dos ecossistemas.

2.8 Ciclo solar e vocalizações

O ciclo diário do nascer e do pôr do sol é um fenômeno astronômico que influencia diretamente a dinâmica ambiental de uma região, visto que algumas espécies costumam exercer certos comportamentos como a vocalização, em períodos de presença de radiação solar.

Segundo Monticelli e Cunha (2022) os animais que vocalizam durante o período diurno, destacam-se aves, como o bem-te-vi e o sabiá-laranjeira são notoriamente ativos vocalmente ao amanhecer, utilizando o canto como forma de delimitar território e atrair parceiros. Já os primatas e alguns mamíferos terrestres, suas vocalizações podem ter funções diversas, como marcação territorial, atração de parceiros, alerta de predadores ou manutenção de coesão social.

Acrescenta-se também espécies como o lobo-guará e os macacos bugios, que utilizam vocalizações intensas (*loud calls*) para comunicação a longa distância, especialmente em ambientes abertos ou fragmentados, onde a visibilidade é limitada mesmo durante o dia.

Entre os exemplos mais notáveis de vocalização noturna estão os morcegos, que utilizam a ecolocalização para navegação e caça. Esses animais emitem sons

ultrassônicos que, ao refletirem nos objetos, retornam como ecos, permitindo a construção de um “mapa acústico” do ambiente. (Rosa *et al.*, 2020)

Já as corujas, aves tipicamente noturnas, vocalizam para marcar território e atrair parceiros, sendo seus cantos altamente específicos por espécie, o que facilita a identificação acústica mesmo em ambientes escuros (Reis, 2011).

Os anfíbios anuros, como sapos e rãs, também são conhecidos por suas vocalizações noturnas, especialmente durante a estação reprodutiva. Os machos coaxam para atrair fêmeas e afastar rivais, utilizando sons que variam em frequência, duração e intensidade. Essas vocalizações são fundamentais para o sucesso reprodutivo e para a manutenção das populações em ambientes aquáticos e úmidos (Aguiar e Prezoto, 2020).

Além disso, mamíferos como lobos e bugios emitem vocalizações intensas durante a noite. Os uivos dos lobos, por exemplo, servem para coordenar movimentos do grupo, reforçar laços sociais e delimitar território. Já os bugios, embora mais ativos vocalmente ao amanhecer, também podem vocalizar à noite em resposta a estímulos ambientais ou ameaças (Monticelli e Cunha, 2022).

Uma vez que os mecanismos de vocalização (diurno e noturna) dependem do ciclo solar, é relevante determinar para o período estudado os instantes que marcam o nascer e o pôr do sol.

Sabe-se que o ciclo solar apresenta variações significativas ao longo do ano, tanto em termos de horário quanto de duração do dia. Essas variações estão diretamente relacionadas à inclinação do eixo terrestre e ao movimento de translação da Terra ao redor do Sol, que determinam a declinação solar e, conseqüentemente, a trajetória aparente do Sol no céu (Teramoto e Escobedo, 2012).

Para determinação mais precisa do nascer e por do sol na região de Angatuba, pode-se adotar os dados do Anuário Astronômico de 2020 do Observatório Nacional, que determinam os horários de nascer e por do sol para seis cidades brasileiras: Belém, Recife, Brasília, Rio de Janeiro, São Paulo e Porto Alegre. A cidade mais próxima do município de Angatuba é São Paulo.

O município de Angatuba (23°29'21.59"S 48°24'52.21"O), localizado no interior do estado de São Paulo, apresenta uma diferença longitudinal de 1,77° ou

1°46'12.26", o que equivale a uma diferença de aproximadamente sete minutos no meio-dia solar em relação a cidade de São Paulo (23°30'17.39"S 46°38'39.95"O). (EARTH, 2026)

Como a diferença do meio-dia solar entre os municípios de Angatuba e São Paulo é baixa pode-se considerar os instantes de nascer e pôr do sol equivalentes ao da cidade de São Paulo.

De acordo com o Anuário Astronômico de 2020 do Observatório Nacional, durante o mês de janeiro, o nascer do sol em São Paulo ocorre por volta das 5h30 e o pôr do sol por volta das 19h, resultando em dias com cerca de 13 horas e 30 minutos de luz solar disponível.

2.9 Índices bioacústicos como indicadores de biodiversidade

A paisagem sonora é um campo de estudo que vem ganhando destaque nas últimas décadas, especialmente devido à sua relevância para a ecologia e a conservação ambiental. As análises da paisagem sonora geralmente utilizam índices acústicos - métricas quantitativas que refletem uma variedade de padrões espectrais, temporais e de amplitude na paisagem sonora (Sueur, 2018). Esses índices são ferramentas poderosas que permitem uma compreensão mais profunda dos ecossistemas e suas dinâmicas.

Bradfer-Lawrence *et al.* (2024) afirma que as análises da paisagem sonora geralmente utilizam índices acústicos que refletem uma variedade de padrões espectrais, temporais e de amplitude na paisagem sonora. Esses valores podem então ser analisados de várias maneiras: oferecendo descrições qualitativas dos padrões da paisagem sonora; atuando como proxies para métricas de biodiversidade, como riqueza de espécies; e fornecer informações para modelos de aprendizado de máquina.

Os índices acústicos podem ser analisados de várias maneiras, cada uma oferecendo *insights* valiosos sobre a paisagem sonora. Primeiramente, eles podem fornecer descrições qualitativas dos padrões da paisagem sonora, ajudando a identificar mudanças e tendências ao longo do tempo (Towsey *et al.*, 2014). Além disso, esses índices atuam como *proxies* para métricas de biodiversidade, como a

riqueza de espécies, permitindo que pesquisadores façam inferências sobre a saúde e a diversidade dos ecossistemas (Eldridge *et al.*, 2018; Sethi *et al.*, 2023). Por fim, os índices acústicos também são utilizados para fornecer informações para modelos de aprendizado de máquina, que podem prever e analisar padrões complexos na paisagem sonora (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019; Do Nascimento *et al.*, 2020).

Os valores do índice acústico podem ser prontamente gerados em uma variedade de ambientes de programação, incluindo R ('seewave', Sueur, Aubin, e Simonis, 2008; 'soundecology', Villanueva-Rivera; Pijanowski, 2018) e Python ('scikit-maad', Ulloa *et al.*, 2021), em softwares autônomos como AnalysisPrograms.exe (Towsey *et al.*, 2018) e Kaleidoscope Pro (Wildlife Acoustics), e em plataformas online como Arbimon (Rainforest Connection). Embora os valores de índice sejam fáceis de calcular com esse software, sua interpretação pode ser desafiadora. Padrões de paisagem sonora semelhantes podem surgir de fontes sonoras muito diferentes, potencialmente confundindo a inferência (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024).

Tradicionalmente, essas análises se concentram em frequências audíveis por humanos, que variam de 20 a 20.000 Hz (Browning *et al.* 2017). No entanto, há uma crescente necessidade de expandir essa abordagem para incluir gravações ultrassônicas e sons de baixa frequência, que podem fornecer informações adicionais sobre a biodiversidade e a dinâmica dos ecossistemas. Por outro lado, as paisagens sonoras dominadas por sons de baixa frequência, como aquelas encontradas no solo, também oferecem insights valiosos. Sons de baixa frequência podem ser produzidos por grandes mamíferos, atividades sísmicas ou processos naturais como o movimento da água subterrânea. A análise dessas frequências pode ajudar a identificar a presença e o comportamento de espécies específicas, bem como mudanças ambientais que afetam o ecossistema.

Segundo Metcalf *et al.* (2024), a maioria das análises de paisagens sonoras se concentra em frequências audíveis por humanos (ou seja, 20–20.000 Hz), e uma premeditação adicional será necessária ao calcular e interpretar índices acústicos de gravações ultrassônicas (Silva *et al.*, 2022) ou aquelas dominadas por sons de baixa frequência, como paisagens sonoras do solo.

Seja usando índices acústicos para análises de paisagens sonoras inteiras ou como proxies de biodiversidade, a interpretação precisa requer uma compreensão completa de como os padrões de paisagens sonoras serão refletidos nos valores do índice (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024). Isso significa que os pesquisadores devem considerar diversos fatores ao analisar os dados acústicos, incluindo a fonte dos sons, a frequência e a amplitude dos sinais, e o contexto ecológico em que os sons foram gravados. Por exemplo, um índice acústico elevado pode indicar uma alta atividade biológica em uma área, mas também pode ser influenciado por ruídos antropogênicos, como o tráfego rodoviário ou atividades industriais. Portanto, é essencial que os pesquisadores sejam capazes de distinguir entre sons naturais e artificiais para evitar interpretações errôneas. Além disso, a variação temporal e espacial dos sons deve ser levada em conta, pois diferentes períodos do dia e diferentes estações do ano podem apresentar padrões acústicos distintos.

Logo, é importante enfatizar que os índices acústicos são ferramentas valiosas na análise da paisagem sonora, entretanto elas podem induzir o pesquisador a fazer inferências e deduções errôneas sobre o comportamento ecoacústico de um determinado ambiente.

Os índices bioacústicos, que sintetizam características espectrais, temporais e de amplitude de gravações sonoras, têm sido amplamente utilizados como proxies para estimar a diversidade biológica. No entanto, a eficácia desses índices ainda é objeto de intenso debate científico (Sugai; Costa-Pereira, 2025; Bradfer-lawrence; Buřivalová; Dent, 2025). A partir da análise integrada de três estudos de referência — Sueur *et al.* (2014), Alcocer *et al.* (2022) e Dröge *et al.* (2024) —, é possível delinear avanços conceituais, limitações metodológicas e caminhos futuros para o uso desses indicadores.

Sueur *et al.* (2014) propõem uma taxonomia dos índices acústicos dividida em duas grandes categorias: índices de diversidade alfa (α), que quantificam a complexidade acústica dentro de uma unidade amostral, e índices beta (β), que comparam perfis acústicos entre unidades. Os índices α incluem métricas como o Índice de Complexidade Acústica (ACI), Índice de Diversidade Acústica (ADI), Entropia Acústica (H), Índice de Igualdade Acústica (AEI) e o Índice de Diferença Normalizada da Paisagem Sonora (NDSI). Cada índice captura diferentes aspectos

da paisagem sonora, como variação temporal (ACI), distribuição espectral (ADI, AEI), entropia combinada (H) e a razão entre biofonia e antropofonia (NDSI).

A meta-análise conduzida por Alcocer *et al.* (2022), baseada em 364 medidas de efeito extraídas de 34 estudos, revelou uma correlação moderada entre índices acústicos e métricas de biodiversidade ($r = 0,33$). Os índices H, NDSI e ACI apresentaram o melhor desempenho, especialmente quando correlacionados com a abundância de sons — uma métrica que reflete a intensidade da atividade acústica, mas não necessariamente a riqueza de espécies. A análise também revelou alta variabilidade nos resultados, ausência de padrões consistentes entre ambientes terrestres e aquáticos, e uma tendência preocupante de uso dos índices sem validação empírica.

Dröge *et al.* (2024) avançam ao propor um modelo conceitual que integra fontes sonoras (biofonia, geofonia e antropofonia) com seus determinantes diretos (estrutura da vegetação) e indiretos (uso da terra). O estudo, realizado em Madagascar, demonstrou que os índices ADI e H correlacionam-se fortemente com a riqueza de espécies endêmicas de múltiplos táxons (R^2 ajustado $> 0,51$), sugerindo que a inclusão de táxons não vocalizantes (como formigas e borboletas) melhora a capacidade preditiva dos índices. Além disso, os autores identificaram uma saturação dos índices em habitats muito diversos, o que limita sua sensibilidade para detectar perdas sutis de biodiversidade.

Contudo, ambos Alcocer *et al.* (2022) e Dröge *et al.* (2024) destacam limitações teóricas importantes, como a fraca sustentação empírica para as hipóteses do nicho acústico e da adaptação acústica. Além disso, fatores como ruído de fundo, sobreposição de chamadas, variação na distância entre fonte e sensor, e diferenças no repertório vocal entre espécies podem enviesar os resultados. A pseudorreplacação estatística também foi identificada como um problema recorrente na literatura.

Em geral, os três estudos convergem na recomendação do uso combinado de múltiplos índices, ajustados a escalas ecológicas relevantes e validados com dados independentes de biodiversidade. A integração com abordagens de aprendizado de máquina, o uso de índices beta para avaliar mudanças temporais e espaciais, e a padronização de protocolos de amostragem são apontados como caminhos

promissores. Além disso, há um apelo por maior transparência metodológica e pela criação de bases de dados abertas que permitam análises comparativas em larga escala.

2.10 Recomendações de uso dos índices bioacústicos

A bioacústica tem se consolidado como uma abordagem promissora para o monitoramento ambiental, e os índices acústicos desempenham papel central nesse avanço. Bradfer-Lawrence *et al.* (2019, 2023, 2024) oferecem uma base metodológica robusta para o uso desses índices, destacando suas aplicações, limitações e complementaridades.

O estudo de Bradfer-Lawrence (2019) propõe um conjunto de sete índices amplamente utilizados, entre eles o índice de complexidade acústica (ACI), índice de diversidade acústica (ADI), índice de igualdade acústica (AEI), Entropia acústica (H) e o índice de diferença normalizada (NDSI). O ACI, por exemplo, é sensível à irregularidade temporal da biofonia, sendo eficaz na detecção de vocalizações intermitentes, como cantos de aves e insetos estridulantes, mas relativamente insensível a sons constantes (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019). Já o ADI e o AEI, baseados respectivamente na entropia de Shannon e no coeficiente de Gini, quantificam a distribuição espectral da energia sonora, sendo úteis para avaliar a diversidade e a dominância acústica em diferentes habitats.

No artigo de Bradfer-Lawrence *et al.* (2023), os autores reforçam que nenhum índice isolado é capaz de capturar toda a complexidade de uma paisagem sonora. Eles recomendam o uso combinado de múltiplos índices, destacando que cada um reflete aspectos distintos do som — como variação temporal (ACI), distribuição espectral (ADI, AEI), ou a razão entre biofonia e antropofonia (NDSI) (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2023). Além disso, alertam para a necessidade de compreender os pressupostos de cada índice, como as faixas de frequência utilizadas e a sensibilidade à resolução espectral, que podem afetar significativamente os resultados.

O guia prático publicado em 2024 pelo mesmo autor aprofunda a compreensão técnica desses índices. O ACI, por exemplo, é calculado como a razão

entre a soma das diferenças de amplitude entre amostras temporais consecutivas e a amplitude total da banda de frequência (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024). O NDSI, por sua vez, compara a energia acústica entre faixas atribuídas à antropofonia (1–2 kHz) e à biofonia (2–11 kHz), sendo útil para avaliar o impacto humano em ambientes naturais. O guia também demonstra, por meio de espectrogramas reais e sintéticos, como diferentes padrões sonoros afetam os valores dos índices, e como a escolha de parâmetros como a janela de Fourier pode influenciar os resultados.

Embora o NDSI seja amplamente utilizado como métrica para avaliar a relação entre biofonia e antropofonia, sua aplicação pressupõe uma divisão teórica de faixas de frequência (1–2 kHz para antropofonia e 2–8 kHz para biofonia). No entanto, em determinados ambientes, essa separação pode não refletir fielmente a realidade acústica local. Por exemplo, algumas espécies de aves vocalizam abaixo de 2 kHz, o que poderia levar à sua classificação equivocada como antropofonia. Da mesma forma, sons tecnológicos podem ocorrer acima de 2 kHz, sendo erroneamente incluídos como biofonia. Nesse sentido, torna-se necessário reconhecer que os limites de frequência não são universais e que a calibração das faixas deve considerar o contexto específico da paisagem sonora estudada. Essa limitação metodológica deve ser discutida, pois influencia diretamente a interpretação dos valores de NDSI e a comparação entre diferentes ambientes.

Em conjunto, os três estudos convergem em recomendações fundamentais:

1. Uso combinado de índices: A complementaridade entre índices como ACI, ADI, AEI, H e NDSI permite uma caracterização mais robusta da paisagem sonora (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019, 2023).
2. Ajuste de parâmetros e validação contextual: A interpretação dos índices deve considerar o ecossistema estudado, os parâmetros de cálculo e a validação empírica com dados sonoros e ecológicos (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024).
3. Interpretação crítica e fundamentada: A análise dos índices deve ser guiada por hipóteses ecológicas claras e conhecimento prévio do sistema acústico, evitando inferências equivocadas (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2023).

Portanto, os índices acústicos, quando aplicados com rigor metodológico e interpretativo, oferecem uma poderosa ferramenta para a investigação ecológica e o monitoramento ambiental em larga escala.

2.11 Relações algébricas para cálculo dos índices bioacústicos

Nesta sessão são descritas as equações algébricas relacionadas com os índices bioacústicos.

2.11.1 Índice Bioacústico (BI)

O Índice Bioacústico (BI) estima a energia acústica na faixa 2–11 kHz acima de um limiar, funcionando como proxy de atividade biológica; deve ser interpretado com cautela, pois ruídos não biológicos nessa faixa podem influenciar a métrica. (Boelman *et al.*, 2007; Alcocer *et al.*, 2022)

O índice é calculado como a área sob o espectro de amplitude acima de um limiar de intensidade sonora, sendo sensível à presença e intensidade de vocalizações animais. Embora seja amplamente utilizado como proxy para atividade biológica, o BI pode ser influenciado por fontes não biológicas que compartilham a mesma faixa espectral, como ruídos antrópicos ou geofônicos.

2.11.2 Índice de Entropia Acústica (H)

O índice de entropia acústica (H), proposto por Sueur *et al.* (2008), é um índice composto que integra duas dimensões da complexidade sonora: a entropia espectral (SH) e a entropia temporal (TH). Sua formulação baseia-se na multiplicação dessas duas componentes.

Esse índice busca capturar tanto a diversidade de frequências quanto a variabilidade temporal da gravação, sendo interpretado como uma medida da heterogeneidade acústica. Valores elevados de H indicam gravações com sons variados e distribuídos, enquanto valores baixos refletem sinais simples ou dominância espectral. Estudos recentes (Dröge *et al.*, 2024) demonstram que H

apresenta forte correlação com métricas de riqueza de espécies, especialmente em habitats com alta complexidade estrutural.

2.11. 3 Entropia Temporal (TH)

A entropia temporal (TH) representa a variabilidade da amplitude sonora ao longo do tempo, sendo derivada da entropia de Shannon aplicada à envoltória do sinal acústico. Essa métrica é sensível à irregularidade temporal das vocalizações, sendo útil para distinguir ambientes com vocalizações intermitentes (e.g., cantos de aves) daqueles com sons contínuos (e.g., coros de insetos). Conforme destacado por Sueur *et al.* (2014), TH é particularmente eficaz em ambientes com alta atividade biológica e baixo ruído de fundo.

2.11. 4 Entropia Espectral (SH)

A entropia espectral (SH) quantifica a distribuição da energia sonora entre diferentes bandas de frequência. Assim como TH, baseia-se na entropia de Shannon, mas aplicada ao espectro de frequência médio da gravação. SH é interpretada como uma medida da diversidade espectral: valores altos indicam distribuição uniforme da energia (e.g., ruído branco), enquanto valores baixos refletem concentração em poucas bandas. No entanto, SH pode apresentar resultados contraintuitivos em ambientes com ruído de fundo dominante, como observado por Sueur *et al.* (2014).

2.11. 5 Índice de Igualdade Acústica (AEI)

O índice de equitatividade acústica (AEI), também conhecido como Acoustic Evenness Index, é baseado no coeficiente de Gini e mede a desigualdade na distribuição espectral da energia acústica. Valores elevados de AEI indicam que poucas bandas concentram a maior parte da energia sonora, enquanto valores baixos refletem uma distribuição mais homogênea. Embora útil para detectar dominância espectral, AEI pode ser sensível à presença de ruídos persistentes e à escolha dos parâmetros de cálculo (Alcocer *et al.*, 2022).

2.11. 6 Índice de Complexidade Acústica (ACI)

O Acoustic Complexity Index (ACI), proposto por Pieretti *et al.* (2011), quantifica a variabilidade temporal da intensidade sonora em cada banda de frequência. O índice é calculado a partir da soma das diferenças absolutas entre intensidades consecutivas em cada banda espectral, normalizada pela intensidade total.

O ACI é particularmente sensível a vocalizações irregulares e intermitentes, sendo amplamente utilizado para inferir atividade biológica em paisagens sonoras complexas. Estudos meta-analíticos (Alcocer *et al.*, 2022) apontam o ACI como um dos índices com melhor desempenho na predição de métricas de biodiversidade.

2.11. 7 Índice de Diversidade Acústica (ADI)

O Índice de Diversidade Acústica (ADI), desenvolvido por Villanueva-Rivera *et al.* (2011), aplica a entropia de Shannon à distribuição espectral da energia em bandas discretizadas. O índice mede a diversidade espectral da gravação, assumindo que uma maior diversidade de frequências reflete maior diversidade biológica. No entanto, o ADI pode saturar em ambientes altamente diversos, perdendo sensibilidade a variações sutis na composição da comunidade acústica (Dröge *et al.*, 2024).

2.11. 8 Índice de Diferença Normalizada de Paisagens Sonoras (NDSI)

O NDSI compara a energia relativa entre sons biológicos (biophony) e sons antropogênicos (anthrophony), utilizando a seguinte fórmula descrita na tabela 1, onde B representa a energia na faixa de 2–8 kHz (biofonia) e A a energia entre 1–2 kHz (anthroponia). O índice varia entre -1 (domínio antrópico) e +1 (domínio biológico), sendo amplamente utilizado para avaliar impactos humanos em ecossistemas sonoros (Sueur *et al.*, 2014; Alcocer *et al.*, 2022).

A tabela 1 a seguir sumariza os índices bioacústicos explicados nas subsseções 2.11.1 a 2.11.8.

Tabela 1 — Descrição matemática de cada índice.

Índice	Referência Original	Objetivo	Fórmula Matemática	Interpretação Ecológica	Sensibilidade Técnica
ACI	Pieretti et al. (2011)	Quantificar a irregularidade temporal da biophonia	$ACI = \frac{\sum_{t=1}^n A_{t+1} - A_t }{\sum_{t=1}^n A_t}$	Valores altos indicam sons intermitentes (ex aves); baixos indicam sons constantes (ex cigarras)	Sensível ao tamanho da janela FFT
ADI	Villanueva-Rivera et al. (2011)	Avaliar a diversidade espectral com base na entropia de Shannon	$ADI = \frac{n \ln(n) - \sum_{i=1}^n p_i \ln(p_i)}{n \ln(n)}$	Valores altos indicam distribuição uniforme da energia; baixos indicam dominância espectral	Moderadamente sensível à resolução espectral
AEI	Villanueva-Rivera et al. (2011)	Medir a desigualdade espectral via coeficiente de Gini	$AEI = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n p_i - p_j }{2n \sum_{i=1}^n p_i}$	Valores altos indicam concentração de energia em poucas bandas; baixos indicam equitatividade	Sensível à distribuição espectral
BI	Boelman et al. (2007)	Quantificar intensidade acústica entre 2–11 kHz	$BI = \sum_{f=2000}^{11000} (A_f - A_{min})$	Valores altos refletem forte atividade biológica; baixos indicam silêncio ou ruído uniforme	Sensível à amplitude e à faixa de frequência
H	Sueur et al. (2008)	Medir a complexidade acústica combinando entropia espectral e temporal	$H = H_f \cdot H_t$	Valores altos indicam sons variados e distribuídos; baixos indicam sons concentrados	Sensível à resolução temporal e espectral
SH	Sueur et al. (2008)	Medir a uniformidade da energia entre bandas de frequência	$Hf = - \sum_{i=1}^n p_i \log(p_i)$	Valores altos indicam uma distribuição homogênea da energia nas bandas de frequência ou ruído branco; baixos indicam dominância espectral ou desigualdade da distribuição da energia entre as bandas de frequência	Sensível à largura de banda
TH	Sueur et al. (2008)	Avaliar a variação da energia ao longo do tempo	$Ht = - \sum_{t=1}^n p_t \log(p_t)$	Valores altos indicam sons distribuídos no tempo; baixos indicam eventos concentrados	Sensível à granularidade temporal
NDSI	Kasten et al. (2012)	Valores próximos de +1 indicam predominância de biophonia e próximos de -1 predominância de antropofonia.	$NDSI = \frac{B-A}{B+A}$ em que B é a energia integrada entre 2–8 kHz (biophonia) e A entre 1–2 kHz (anthropofonia)	+1: biophonia dominante; -1: antropofonia dominante; 0: equilíbrio	Sensível à definição das faixas de frequência

Fonte: elaboração própria.

2.12 Tempo de amostragem da paisagem sonora

Bradfer-Lawrence *et al.* (2019) destaca a importância de se estabelecer protocolos padronizados para a coleta e análise de dados acústicos em estudos ecológicos. Os autores demonstram que a variabilidade dos índices acústicos se estabiliza após aproximadamente 120 horas de gravação contínua por local, independentemente do tipo de habitat ou estação do ano. Essa convergência sugere que gravações mais curtas, frequentemente utilizadas em estudos anteriores, podem não capturar adequadamente a variabilidade intrínseca das paisagens sonoras, comprometendo a robustez das inferências ecológicas.

Além disso, os autores argumentam que o uso de gravações contínuas é preferível ao uso de amostragens temporais esparsas (e.g., 1 minuto a cada 5 ou 10 minutos), pois estas últimas retardam a captura da variabilidade do som ambiente e exigem períodos de implantação mais longos para alcançar níveis comparáveis de precisão. Essa constatação é particularmente relevante para estudos que visam detectar mudanças sazonais ou padrões de atividade diel, uma vez que amostragens esparsas podem confundir variações estocásticas de curto prazo com tendências ecológicas reais.

No que diz respeito à caracterização de padrões temporais e espaciais, os autores identificam divisões claras entre os períodos diurno e noturno nas paisagens sonoras, refletidas em índices como AEI, BI, H e NDSI. Tais padrões são atribuídos à alternância entre comunidades faunísticas diurnas e noturnas, com os períodos noturnos apresentando maior desigualdade espectral e menor diversidade de frequências ocupadas, frequentemente dominadas por insetos e anuros. Por outro lado, os períodos diurnos tendem a ser mais homogêneos, com maior presença de sons antrópicos e biológicos variados.

A análise também revela que os padrões sazonais influenciam a estrutura acústica, especialmente durante a estação chuvosa, quando a presença de tempestades modifica significativamente os índices acústicos. Por exemplo, a transição entre os períodos diurno e noturno é mais gradual na estação úmida, e a variação diel é reduzida em alguns índices, como AEI, mas ampliada em outros, como o NDSI.

Por fim, os autores recomendam o uso de múltiplos índices acústicos para descrever padrões sonoros, uma vez que nenhum índice isolado é capaz de capturar toda a complexidade da paisagem sonora. Eles enfatizam a importância de considerar tanto os valores médios quanto os desvios padrão dos índices, pois a variabilidade pode ser mais informativa do que os valores absolutos na distinção entre habitats. Além disso, sugerem que os estudos devem abranger diferentes períodos do dia, dado que padrões diel significativos podem ser mascarados se apenas uma fração do ciclo for analisada.

3 OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Avaliar como índices bioacústicos refletem diferenças entre usos do solo (plantações de eucalipto, pasto abandonado e fragmentos de vegetação nativa) e entre períodos do dia, determinando a capacidade desses índices em indicar a composição e a dinâmica da comunidade biológica em paisagens silviculturais

Utilizar os índices bioacústicos como métricas de biodiversidade acompanhados pelas análises de contexto ecológico e características específicas do ambiente estudado.

OBJETIVO ESPECÍFICOS

Utilizar análises estatísticas para validar duas hipóteses: (1) o uso do solo para cultivo de Eucalipto causa impactos sobre a biodiversidade da região de estudo e (2) existe distinção entre os padrões bioacústicos entre os períodos de manhã e à tarde para os tipos de vegetação (plantações de Eucalipto, vegetação nativa e pasto abandonado).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Descrição geral da área de estudo

Localizada no município de Angatuba, no sudoeste do estado de São Paulo, a Fazenda Três Lagoas, com aproximadamente 3.420 ha, situa-se na bacia do Alto Paranapanema, um tributário do Rio Paraná, que separa os estados de São Paulo e Paraná. Originalmente, esta área era uma zona de transição entre cerrado e floresta semidecídua com elementos de cerradão.

Segundo o sítio eletrônico do CENBAM (Centro de estudos Integrado da Biodiversidade da Amazônia), 2012, cerca de 2.600 ha da Fazenda Três Lagoas foram desmatados para a implantação de pastagens exóticas no início da década de 1970, com milhares de árvores deixadas no pasto para sombreamento do gado. Entre agosto de 2006 e novembro de 2007, 2.200 ha de pastagens foram substituídos por plantações de eucalipto, enquanto 370 ha de pastagens foram abandonadas para revegetação, resultando em cerca de 940 ha de Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal. A influência dessas mudanças de uso da terra na fauna e flora locais está sendo investigada por meio de uma grade de 30 pontos do PPBio, sendo que possíveis alterações na fenologia das árvores deixadas no pasto, agora dentro dos eucaliptais, também estão sendo estudadas.

Entre 1870 e 1930, a vegetação original de Angatuba foi substituída por plantações de algodão e café. A crise econômica de 1929 resultou no colapso da agricultura, possibilitando a recuperação natural da vegetação nativa. Na década de 1970, ocorreu um amplo desmatamento para criar pastagens com gramíneas africanas (*Urochloa spp.*, *Sin. Brachiaria spp.*) (Lisboa; Prado, 2019). Nos anos 2000, as pastagens começaram a ser substituídas pela silvicultura com espécies exóticas voltadas à produção de celulose. Entre agosto de 2006 e novembro de 2007, 2.224 hectares de pastagens exóticas na Fazenda Três Lagoas foram convertidos em plantações de eucalipto, enquanto os 896 hectares restantes foram reservados para a revegetação natural, em conformidade com o Código Florestal Brasileiro (Athayde, 2013; Martin *et al.*, 2012; Metzger *et al.*, 2010; Rosalino *et al.*, 2014). Um processo similar ocorreu na Fazenda Arca, entre setembro de 2007 e maio de 2008,

resultando em 722 hectares de plantações de eucalipto e 361 hectares destinados a áreas de proteção legal (Verdade *et al.*, 2020; Vasquez, 2024).

Atualmente, a área de estudo consiste em aproximadamente 70% de plantações de eucalipto (*Eucalyptus urophylla*, *E. grandis* e o híbrido *E. urograndis*) e 30% de Áreas de Proteção Permanente (APP) e Reserva Legal (RL), incluindo pastagens abandonadas em regeneração natural e áreas de transição de Cerrado para Mata Atlântica semidecídua, caracterizadas por elementos florísticos de cerradão e cerrado stricto sensu (P. S. Martin *et al.*, 2012; Millan *et al.*, 2015). A primeira colheita de eucalipto ocorreu em 2013 e as mesmas espécies foram replantadas em 2014. Na Fazenda Três Lagoas, a segunda colheita ocorreu em 2021, e o reflorestamento com as mesmas espécies de eucalipto foi realizado entre o final de 2021 e o início de 2022. Já na Fazenda Arca, a segunda colheita ainda não havia sido realizada durante a coleta de dados para este estudo (Vasquez, 2024).

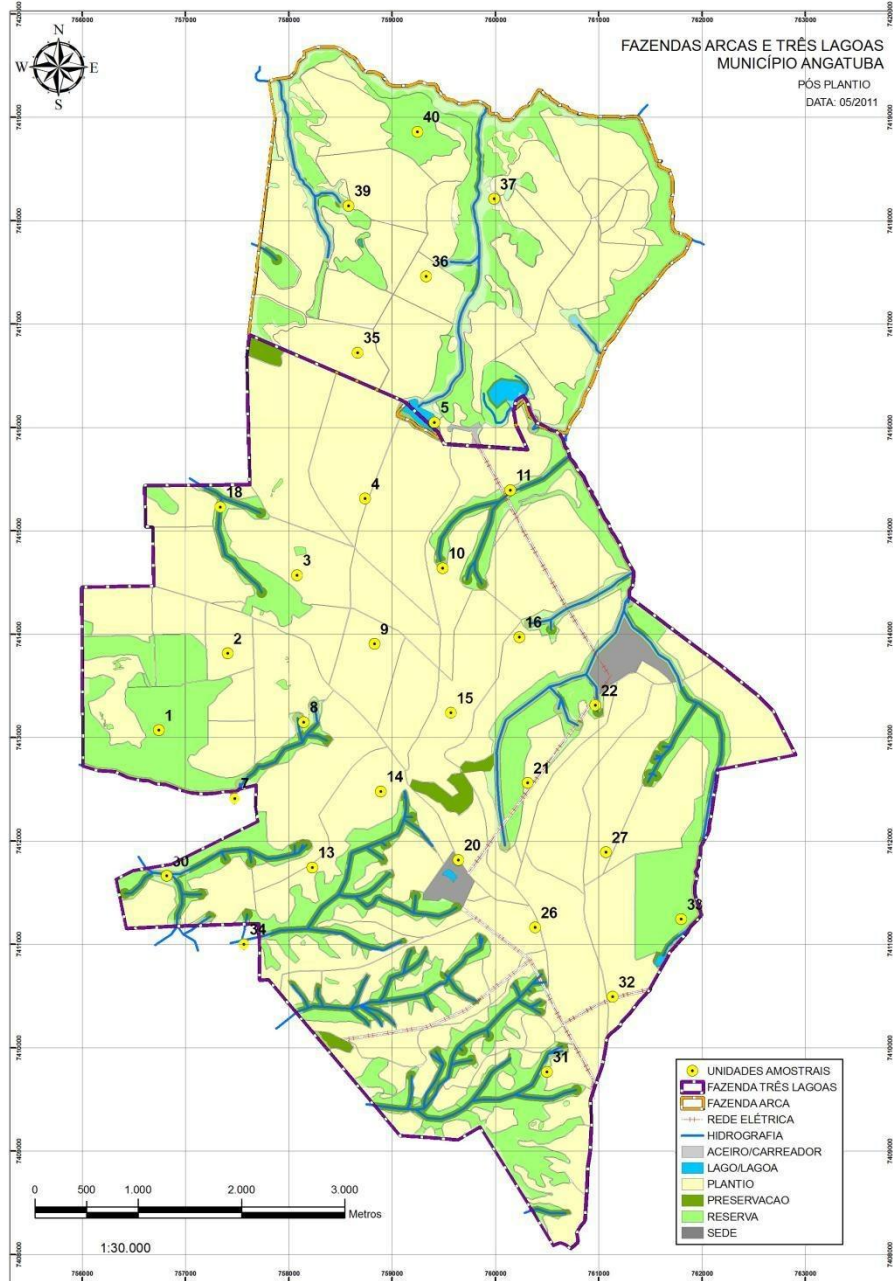
4.2 Definição dos pontos amostrais

Foram analisadas as gravações obtidas a partir de 18 gravadores instalados nas Fazendas Três Lagoas e Arca. Os gravadores foram instalados previamente em um projeto descrito no tópico 4.4 desta tese, tendo servido para outras pesquisas científicas que envolvem também a paisagem sonora da área de Angatuba. Das 18 unidades amostrais independentes, 4 unidades amostrais estão localizadas em área de vegetação nativa (VN), 4 unidades em regiões de pasto abandonado (PA) e 10 unidades em área com plantio de eucaliptos (EU). A escolha dos ambientes baseou-se em estudos prévios que demonstram diferenças significativas na composição e abundância da fauna entre áreas de vegetação nativa, pastagens abandonadas e plantações de eucalipto (Martin *et al.*, 2012; Rosalino *et al.*, 2014).

A figura 1 mostra um mapa utilizado no artigo de Verdade *et al.* (2020) para caracterizar a posição dos gravadores, onde estão demarcados os limites da área, a rede elétrica, as áreas de plantio de eucalipto, as áreas de reserva legal, as áreas de proteção permanentes (APP) e os córregos que cortam a área.

e a tabela 2 apresenta os pontos utilizados nesta tese. Os pontos 1, 2, 3, 4, 7, 8, 9, 10, 11, 14, 15, 18, 20, 22, 26, 31, 33 pertencem a fazenda de Três Lagoas e o ponto 36 pertence a fazenda de Arca.

Figura 1 — Mapa das Fazendas Arca e Três Lagoas, em Angatuba - SP.



Fonte: Verdade *et al.*, 2020

Tabela 2 — Classificação dos tipos de vegetação das unidades amostrais inerentes ao mapa da figura 1.

Uso do Solo	Plantio
Plantio de Eucalipto	2,3,4,8,9,14,15,20, 26 e 36
Vegetação Nativa	1,18,31,33
Pasto Abandonado	7, 10, 11, 22

Fonte: Elaboração própria.

4.3 Definição dos períodos da manhã e da tarde

A inclusão dos períodos do dia como fator de análise segue a recomendação de Pinotti *et al.* (2011), que destacam a importância da variação temporal na atividade de pequenos mamíferos e outros vertebrados. Os períodos de manhã e tarde foram selecionados com base nos dados fornecidos pelo Observatório Nacional (2020) que relatam que o nascer e pôr do sol ocorreram respectivamente nos horários de 5:30 e 19:00 horas. Para englobar uma ampla gama de espécies vocalizando acrescentou-se 3 horas antes e depois do nascer e pôr do sol. Assim, os horários situam-se entre 2:30 e 8:30 e entre 16:00 e 22:00.

4.4 Metodologia de amostragem

Um projeto temático Fauna em Paisagens Agrícolas: Padrões e Processos do coordenador Prof. Luciano Verdade (2018) foi responsável pelas gravações utilizadas nesta tese de doutorado. Parte dos dados brutos utilizados nesta pesquisa foram gentilmente fornecidos pela bióloga Ana Carla Medeiros Morato de Aquino, pesquisadora associada do projeto (informação pessoal, 2025).

Especificamente, na paisagem de eucalipto, a coleta de dados na Fazenda Três Lagoas correspondeu ao final do segundo e início do terceiro ciclo de plantio. Na Fazenda Arca, a coleta de dados correspondeu ao final do segundo ciclo de plantio de eucalipto. Em outros estudos, a coleta foi realizada no início do primeiro (Martin *et al.*, 2012) e no início do segundo (Vásquez *et al.*, 2021) ciclos comerciais de plantações de eucalipto.

4.4.1 Configuração dos gravadores: Song Meter SM4 – Wildlife Acoustics

As gravações foram registradas por um gravador desenvolvido pela empresa *Wildlife Acoustics*. (Wildlife Acoustic, 2024) O modelo do gravador é o SM4 (Figura 2). Ele é um gravador de áudio programável e à prova de intempéries, projetado para o monitoramento periódico, sazonal e de longo prazo da bioacústica da vida selvagem em quase todas as condições ambientais.

Figura 2 — Gravador SM4 da Wildlife Acoustics.



Fonte: Adaptado de SM4 User Guide

O gravador pode ser configurado de acordo com as orientações do fabricante (SM4 User Guide). As configurações de gravação seguiram parâmetros padrão do gravador, que asseguram qualidade de áudio, dentre os quais pode-se citar: taxa de amostragem adequada para cobrir a faixa de frequências de interesse, resolução espectral ajustada por meio do tamanho da janela Transformada Rápida de Fourier (FFT), considerando que essa variável influencia diretamente os valores dos índices acústicos.

As configurações de áudio devem ser inseridas por meio dos botões cursores próximos ao *display*. As principais configurações (*Audio Settings*) são:

- Canal (*Channel*)
- Ganho Esquerdo e Direito (*Left and Right Gain*)
- Ganho do Pré-Amplificador Esquerdo e Direito (*Left and Right Preamplifier Gain*)
- Filtro esquerdo e direito (*Left and Right Filter*)
- Taxa de amostragem (*Sample Rate*)
- Máximo comprimento (*Max Length*)
- Compressão (*Compression*)

Os gravadores deste estudo foram configurados para gravar os arquivos de áudio no formato WAV com frequência de amostragem de 44.100 Hz. As demais configurações são padrão. Eles registraram um período médio de 13 dias (entre 6 de

janeiro de 2020 até 18 de janeiro de 2020) consecutivos, configurados para registrar 1 minuto de gravação com uma pausa de 3 minutos para iniciar o próximo registro.

4.5 Forma de análise dos dados

4.5.1 Unidades de análise

Conforme descrito em 4.2, cada unidade amostral possui em média 4300 arquivos de áudios por ponto ou 15 arquivos por hora onde cada amostra tem duração de 1 minuto. Os registros acústicos foram posteriormente sintetizados em valores médios.

Para cada ponto, foram calculados dois índices médios separados por período do dia, correspondendo às gravações realizadas na manhã (MA) e na tarde (TA). Dessa forma, cada ponto gera dois valores médios, permitindo a avaliação de possíveis variações dos índices entre os períodos de manhã e tarde.

No total, foram analisados 288 índices médios oriundos de oito índices bioacústicos (Tabela 3). Essa estrutura possibilita comparações tanto entre os diferentes tipos de vegetação quanto entre os períodos do dia.

Tabela 3 — Índices médios de cada ponto amostral classificados por período da manhã (MA) e tarde (TA). (continua)

Ponto	Uso do Solo	Período de atividade	SH	TH	H	ACI	ADI	AEI	BI	NDSI
1	VN	MA	0,8552	0,9836	0,8422	134,4587	3,1310	0,1174	40,7148	0,8245
2	EU	MA	0,9127	0,9822	0,8974	129,9373	3,1352	0,0962	38,6783	0,6771
3	EU	MA	0,9303	0,9860	0,9183	129,3752	3,1685	0,0328	33,7672	0,5535
4	EU	MA	0,9358	0,9831	0,9211	129,8091	3,1605	0,0519	31,6256	0,5197
7	PA	MA	0,8529	0,9852	0,8412	132,4914	3,0883	0,1581	43,4083	0,9009
8	EU	MA	0,8574	0,9865	0,8467	130,9490	3,1492	0,0955	43,7229	0,9019
9	EU	MA	0,8800	0,9859	0,8685	129,3684	3,1647	0,0591	38,8338	0,8835
10	PA	MA	0,8492	0,9870	0,8390	131,4257	3,1506	0,0984	44,4767	0,9196
11	PA	MA	0,9180	0,9871	0,9061	137,3724	3,1549	0,0813	50,2065	0,7120
14	EU	MA	0,9341	0,9845	0,9206	128,8057	3,1660	0,0392	37,0641	0,5519

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 3 — Índices médios de cada ponto amostral classificados por período da manhã (MA) e tarde (TA). (conclusão)

15	EU	MA	0,9295	0,9819	0,9137	128,8560	3,1488	0,0859	36,9217	0,3273
18	VN	MA	0,8778	0,9833	0,8630	136,0801	3,0565	0,1956	47,1418	0,8773
20	EU	MA	0,9380	0,9822	0,9224	129,8121	3,1554	0,0625	35,8224	0,5568
22	PA	MA	0,8563	0,9845	0,8438	133,9169	3,0924	0,1698	47,5799	0,9100
26	EU	MA	0,9311	0,9811	0,9145	127,3380	3,1560	0,0629	37,0820	0,5333
31	VN	MA	0,8602	0,9872	0,8499	130,1282	3,1455	0,0969	39,9207	0,9458
33	VN	MA	0,8030	0,9868	0,7932	133,2667	3,1160	0,1612	46,1471	0,9628
36	EU	MA	0,9301	0,9842	0,9165	131,0552	3,1541	0,0525	31,0797	0,3096
1	VN	TA	0,8922	0,9832	0,8781	128,5900	3,1291	0,1051	41,0152	0,6786
2	EU	TA	0,9281	0,9836	0,9140	129,6769	3,1572	0,0496	40,3555	0,5053
3	EU	TA	0,9336	0,9847	0,9204	129,4484	3,1559	0,0401	36,5713	0,4995
4	EU	TA	0,9411	0,9839	0,9270	129,6875	3,1529	0,0425	35,2147	0,5079
7	PA	TA	0,8994	0,9835	0,8855	129,4778	3,1165	0,1046	42,4617	0,6773
8	EU	TA	0,9191	0,9850	0,9063	128,8010	3,1526	0,0588	39,2816	0,6769
9	EU	TA	0,9170	0,9832	0,9026	128,9909	3,1558	0,0569	39,0310	0,7678
10	PA	TA	0,9018	0,9836	0,8881	128,9788	3,1344	0,0894	43,6489	0,7580
11	PA	TA	0,9145	0,9865	0,9032	130,8613	3,1402	0,0757	52,0747	0,5545
14	EU	TA	0,9341	0,9838	0,9201	129,0943	3,1502	0,0498	39,4414	0,5500
15	EU	TA	0,9286	0,9818	0,9127	129,4647	3,1337	0,0967	40,2461	0,3751
18	VN	TA	0,8945	0,9787	0,8764	133,1439	3,0800	0,1558	47,9363	0,7123
20	EU	TA	0,9291	0,9840	0,9152	128,4769	3,1531	0,0565	38,9309	0,6383
22	PA	TA	0,9026	0,9843	0,8894	132,2256	3,1291	0,1101	47,5370	0,7128
26	EU	TA	0,9299	0,9817	0,9138	129,5857	3,1522	0,0694	40,1240	0,5858
31	VN	TA	0,9039	0,9864	0,8925	128,4506	3,1600	0,0575	42,6634	0,8337
33	VN	TA	0,8738	0,9845	0,8610	131,6412	3,1436	0,1050	44,5553	0,8257
36	EU	TA	0,9358	0,9855	0,9233	129,3457	3,1412	0,0479	33,1294	0,2854

Fonte: Elaboração própria.

4.5.2 Algoritmos de processamento de áudio

O processamento dos arquivos sonoros foi realizado em ambiente computacional, utilizando a plataforma RStudio de Equipe Posit (2025), com suporte dos pacotes seewave e soundecology e com o emprego do algoritmo para análise acústica descrito por Gasc (2023), que permitem extração e cálculo dos índices

acústicos. Os dados foram organizados inicialmente em planilhas no Microsoft Excel, seguidos de análises estatísticas e construção de gráficos nos softwares Minitab e PAST.

O software possui bibliotecas previamente instaladas e outras necessitam ser carregadas. Um conjunto de bibliotecas deve ser carregado para que o algoritmo utilizado para o processamento dos dados possa obter os índices. As bibliotecas são: (1) gsw_1.2-0, (2) ineq_0.2-13, (3) oce_1.8-3, (4) parallelly_1.42.0, (5) permute_0.9-7, (6) pracma_2.4.4, (7) Rcpp_1.0.013, (8) seewave_2.2.3, (9) signal_1.8-1, (10) soundecology_1.3.3, (11) tuneR_1.4.7, (12) vegan_2.6-8, (13) writexl_1.5.1. Essas bibliotecas podem ser incluídas dentro da própria plataforma RStudio. Cada biblioteca é responsável por uma etapa no processamento dos áudios, cálculo e exportação dos índices em formato de tabela.

A estrutura do código pode ser dividida em etapas funcionais, conforme descrito a seguir:

1. Inicialização e Preparação do Ambiente: O script inicia com a limpeza do ambiente de trabalho (`rm(list=ls())`) e a liberação de memória (`gc()`), seguida do carregamento de bibliotecas essenciais para o processamento de sinais acústicos, manipulação de dados e exportação de resultados, como `seewave`, `tuneR`, `soundecology`, `dplyr`, `tidyr`, entre outras.
2. Definição do Diretório de Trabalho: Define-se o diretório onde os arquivos `.wav` estão armazenados, garantindo que o script opere diretamente sobre os dados de interesse.
3. Listagem e Organização dos Arquivos: Todos os arquivos `.wav` presentes no diretório e subdiretórios são listados e organizados em um `dataframe`. A estrutura dos nomes dos arquivos é utilizada para extrair metadados como local, estação, gravador e data/hora da gravação, por meio de expressões regulares e funções de separação de colunas.
4. Normalização e Preparação dos Dados: Os nomes dos arquivos são padronizados (remoção de espaços, conversão para minúsculas) e são criadas colunas adicionais no `dataframe` para armazenar os índices acústicos que serão calculados posteriormente.

5. Processamento dos Arquivos de Áudio: Um laço *for* percorre cada arquivo .wav, realizando as seguintes operações:

- Leitura e reamostragem do sinal sonoro para 28.000 Hz.
- Aplicação de filtros passa-faixa para isolar frequências de interesse (200–14.000 Hz).
- Cálculo da duração da gravação e do valor RMS (Root Mean Square).
- Extração de índices acústicos:
 - Entropia total (H), espectral (SH) e temporal (TH);
 - Índice de Complexidade Acústica (ACI);
 - Índice de Diversidade Acústica (ADI).

É importante destacar que o processo de reamostragem foi realizado por questões de economia computacional, compatibilidade com as bibliotecas do algoritmo e evitar aliasing.

Após o processamento dos dados de áudio, os valores dos índices bioacústicos foram alocados em tabelas organizadas. Os índices são obtidos para cada amostra de áudio conforme mostra a tabela 4.

Tabela 4 — Exemplo de dados gerados pelo algoritmo de processamento.

Amostra de áudio	Data/hora	SH	TH	H	ACI	ADI	AEI	BI	NDSI	Duração (seg)
ANG-02_20200106_074800.wav	6/1/20 7:49	0,935	0,892	0,834	169,706	3,093	0,207	38,988	-0,551	60
ANG-02_20200106_075200.wav	6/1/20 7:53	0,929	0,979	0,910	128,559	3,089	0,238	34,719	0,432	60
ANG-02_20200106_075600.wav	6/1/20 7:57	0,929	0,965	0,897	132,392	2,472	0,623	30,033	-0,194	60

Abreviações — SH: entropia espectral; TH: Entropia temporal; H: Entropia; ACI: Índice de complexidade acústica; ADI: Índice de diversidade acústica; AEI: Índice de igualdade acústica; BI: Índice bioacústico; NDSI: Índice de diferença normalizada.

Fonte: Elaboração Própria.

Em seguida, os valores dos índices são selecionados levando em consideração os horários informados na sessão 4.3 sobre os períodos da manhã e da tarde. Calcula-se os valores médios de cada índice relacionados com os períodos da manhã e da tarde para cada ponto e depois os valores são dispostos em uma outra tabela conforme apresentado na tabela 6.

4.5.3 Padrões de detecção dos índices bioacústicos

Para a análise dos dados acústicos, foram utilizados múltiplos índices bioacústicos, uma vez que nenhum índice isolado é capaz de representar toda a complexidade da paisagem sonora. Entre os índices aplicados destacam-se: Índice de Diversidade Acústica (ADI), Índice de Complexidade Acústica (ACI), índice de Igualdade Acústica (AEI), a Entropia Espectral (Hs), Temporal (TH) e Entropia Acústica (H), Índice Bioacústico (BI) e Índice de Diferença Normalizada de Paisagens Sonoras (NDSI) conforme descrito na literatura atual.

A interpretação dos índices foi conduzida com cautela, reconhecendo possíveis interferências de fatores como ruído antrópico, distância da fonte sonora e sobreposição de sinais biológicos.

A tabela 5 apresenta os índices bioacústicos amplamente utilizados em pesquisas como em Droge *et al.* (2024) e Alcocer *et al.* (2022).

Tabela 5 — Uma visão geral de alguns dos índices acústicos mais comumente usados em estudos de bioacústica. (continua)

Índice e abreviação	Descrição do índice	Padrões de detecção aplicáveis
Índice de Complexidade Acústica (ACI)	<p>Determina a diferença de amplitude entre uma amostra de tempo e a próxima dentro de uma banda de frequência, em relação à amplitude total dentro dessa banda. O conceito subjacente a esse índice é que a biofonia geralmente é de intensidade variável, enquanto a antropofonia, como o ruído do motor, é geralmente constante. Habitats acusticamente ricos podem produzir baixos valores de ACI se a intensidade não variar muito ao longo do tempo, mesmo que haja várias fontes sonoras contribuintes. Também é impermeável à biofonia constante, como o ruído de insetos tropicais.</p>	<p>Valores altos podem indicar tempestades, gotas de chuva intermitentes caindo da vegetação, insetos estridulantes ou altos níveis de biofonia aviária. Valores baixos estão associados a ruído constante que preenche todo o espectrograma, por exemplo, de tecnofonia alta ou coro excessivo de cigarras. O valor da ACI é cumulativo; Gravações mais longas fornecerão valores mais altos. Tomar uma média é sensato.</p>
Índice de Diversidade Acústica (ADI)	<p>Derivado do cálculo da entropia de Shannon da distribuição de energia acústica entre as bandas de frequência. A ADI varia de 0 ao log do número de caixas de frequência usadas. A ADI aumentará com maior uniformidade de energia entre as bandas de frequência. Um sinal uniforme dará um valor alto (pode ser barulhento em todas as bandas de frequência ou completamente silencioso) e um tom puro (ou seja, toda a energia em uma banda de frequência) estará mais próximo de 0.</p>	<p>Valores altos associados a altos níveis de geofonia e tecnofonia, que encham o espectrograma de ruído, ou de gravações muito silenciosas com pouca variação entre as bandas de frequência. Os valores mais baixos refletem a dominância de uma banda de frequência estreita, como ruídos noturnos de insetos nos trópicos.</p>

Fonte: Adaptado de Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024.

Tabela 5 — Uma visão geral de alguns dos índices acústicos mais comumente usados em estudos de bioacústica (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024). (continua)

Entropia Espectral (H)	Calculado a partir da amplitude média relativa das bandas de frequência individuais de um espectrograma. Usa o índice de diversidade de Shannon nesses valores como uma medida de uniformidade. Dimensionado para variar entre 0 e 1.	Valores maiores implicam uma distribuição mais uniforme da energia acústica entre as bandas de frequência.
Igualdade Acústica (AEI)	Derivado do cálculo do coeficiente de Gini da distribuição de energia acústica entre as bandas de frequência. Os valores estão entre 0 e 1. Valores mais altos indicam maior irregularidade entre as bandas de frequência, ou seja, a maior parte do som está em uma faixa de frequência restrita.	Inverso dos padrões em ADI. Valores altos identificam espectrogramas dominados por uma banda de frequência estreita. Valores baixos indicam muitas bandas de frequência uniformemente ocupadas, embora isso também possa ocorrer em gravações quase silenciosas.
Entropia Temporal (TH)	Calculado com os valores relativos do envelope de amplitude. Usa o índice de diversidade de Shannon nesses valores como uma medida de uniformidade. Dimensionado para variar entre 0 e 1.	Valores maiores implicam maior uniformidade temporal.
Entropia Acústica (SH)	Derivada pela multiplicação da entropia espectral (SH) e da entropia temporal (TH), novamente dimensionada para variar entre 0 e 1. Dentro dos conjuntos de gravações, isso tende a ser dominado por SH.	Valores mais altos refletem maior uniformidade de amplitude entre as bandas de frequência (de paisagens sonoras ruidosas ou completamente silenciosas). Valores mais baixos indicam energia acústica concentrada em uma faixa de frequência estreita.
Índice Bioacústico (BI)	Um produto da amplitude e do número de bandas de frequência ocupadas, em relação à banda de frequência mais silenciosa de 1 kHz.	Valores mais altos indicam uma disparidade maior entre as bandas mais altas e as mais silenciosas. Originalmente projetado para refletir a complexidade do canto das aves havaianas, para atuar como um indicador da abundância relativa de aves.

Fonte: Adaptado de Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024.

Tabela 5 — Uma visão geral de alguns dos índices acústicos mais comumente usados em estudos de bioacústica (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024). (conclusão)

Índice de Diferença Normalizada de Paisagem Sonora (NDSI)	Este índice baseia-se na divisão teórica de frequência entre antropofonia (1 – 2 kHz) e biofonia (2 – 8 kHz). O NDSI é calculado a partir da densidade espectral de potência da maior banda de biofonia em relação à da banda de antropofonia: $(\text{bio} - \text{antro}) / (\text{bio} + \text{antro})$. O NDSI varia de -1 a +1, com +1 indicando nenhum som na faixa de antropofonia.	Valores altos refletem grandes quantidades de som em algum lugar na faixa de 2 a 8 kHz, com ruído mínimo entre 1 e 2 kHz. Valores baixos associados a mais ruído na banda de 1 a 2 kHz.
---	---	---

Fonte: Adaptado de Bradfer-Lawrence *et al.*, 2024.

É importante destacar que, embora os índices sejam desenvolvidos para medir padrões específicos de diversidade — como o ADI, voltado à diversidade espectral — muitas vezes levam o leitor a interpretar seus valores diretamente como abundância de espécies. No entanto, esse índice é calculado a partir da distribuição da energia acústica entre as bandas de frequência. Assim, uma série de ruídos distribuídos de forma homogênea pode induzir o pesquisador a concluir equivocadamente que há alta abundância de espécies, quando na realidade trata-se apenas de ruídos esparsos presentes no espectro da paisagem sonora.

Os índices utilizados para este trabalho são:

- Entropia Espectral (Hs)
- Entropia Temporal (TH)
- Entropia (H)
- Complexidade Acústica (ACI)
- Diversidade Acústica (ADI)
- Igualdade Acústica (AEI)
- Índice Bioacústico (BI)
- Diferença Normalizada (NDSI)

Estes índices foram escolhidos por serem os principais índices bioacústicos utilizados nas pesquisas de biodiversidade. A fundamentação teórica para o uso de índices bioacústicos como ferramenta de avaliação da biodiversidade está ancorada em estudos que demonstram sua eficácia na detecção de padrões ecológicos em diferentes tipos de uso do solo (Verdade *et al.*, 2020; Millan *et al.*, 2015).

4.6 Ferramentas estatísticas

4.6.1 Teste de normalidade

A verificação da normalidade dos dados é uma etapa essencial para definir o tipo de análise estatística a ser aplicada, uma vez que testes paramétricos pressupõem distribuição normal. Para avaliar essa condição, utiliza-se a recomendação de Souto e Souto (2020), onde interpreta-se os resultados com base no valor-p do teste de Shapiro-Wilk e no gráfico de densidade normal, verificando se aproximadamente 95% dos dados estão dentro do intervalo $\text{média} \pm 2 \times \text{desvio padrão}$. O teste estatístico de Shapiro-Wilk é realizado através da ferramenta past, cujos resultados são expressos pelo valor-p (p-value). O critério adotado para decisão foi o nível de significância $\alpha = 0,05$, de modo que:

- $p < 0,05 \rightarrow$ rejeita-se a hipótese nula (H_0) de normalidade, indicando que os dados não seguem distribuição normal.
- $p \geq 0,05 \rightarrow$ não se rejeita H_0 , indicando que os dados obedecem à distribuição normal.

Na sessão de resultados é apresentado a verificação da normalidade dos dados do índice SH bem como dos demais índices.

4.6.2 Testes paramétricos e não paramétricos

A escolha entre testes paramétricos e não paramétricos foi orientada pelos resultados do teste de normalidade e pela estrutura dos dados. Para os índices que apresentaram distribuição normal, foi aplicado o teste paramétrico do tipo ANOVA de dois fatores, empregada para avaliar os efeitos do uso do solo e do período, bem como suas interações, seguida de teste post-hoc de Tukey para identificar diferenças específicas entre grupos.

Para os índices que não atenderam aos pressupostos de normalidade, foram utilizados testes não paramétricos, incluindo:

- Mann-Whitney (Wilcoxon rank-sum test), aplicado para comparar medianas entre os períodos (MA vs. TA), adequado para dados assimétricos ou com variabilidade heterogênea.
- Kruskal-Wallis, equivalente não paramétrico da ANOVA, utilizado para avaliar diferenças entre os grupos de uso do solo, seguido do teste de Dunn para comparações múltiplas com valores de p ajustados por significância sequencial de Bonferroni. Essa escolha se faz para que tenha um melhor controle da ocorrência do erro tipo I.

Essa abordagem metodológica está alinhada às recomendações da literatura, que enfatiza a necessidade de selecionar testes compatíveis com as características dos dados para evitar interpretações equivocadas (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019; Alcocer *et al.*, 2022). Além disso, a utilização de testes não paramétricos para índices bioacústicos é frequente, dado que esses indicadores tendem a apresentar distribuições complexas influenciadas por fatores ambientais e comportamentais (Towsey *et al.*, 2014).

A interpretação dos resultados baseou-se nos valores de p obtidos para cada fator e para a interação, adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Valores de p inferiores a esse limite indicam diferenças estatisticamente significativas. Quando identificadas diferenças, foram realizados testes post hoc para determinar quais grupos diferiam entre si. Essa abordagem permitiu avaliar de forma robusta a influência do uso do solo e do período de atividade sobre os índices acústicos, fornecendo evidências quantitativas sobre os impactos do cultivo de eucalipto na biodiversidade sonora.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Teste de normalidade

As análises estatísticas foram conduzidas com o objetivo de testar hipóteses relacionadas às alterações nos padrões bioacústicos em função do cultivo de eucalipto. Inicialmente, foi verificada a normalidade dos dados, etapa fundamental para definir o tipo de teste a ser aplicado, conforme a premissa de que dados paramétricos devem ser analisados por testes paramétricos e dados não paramétricos por testes equivalentes (Souto; Souto, 2020).

Para ilustrar o procedimento de verificação da normalidade é apresentado o teste realizado para o índice de Entropia Espectral, conforme a tabela 6 e Figura 3.

Tabela 6 — Valores médios dos Índices de Entropia Espectral categorizados nos períodos da manhã (MA) e da tarde (TA), e seus valores de densidade da curva de distribuição normal. (continua)

Ponto	Uso do solo	Período de atividade	SH	Densidade
1	VN	MA	0,8552	4,2375
18	VN	MA	0,8778	8,8075
31	VN	MA	0,8602	5,1732
33	VN	MA	0,8030	0,1447
1	VN	TA	0,8922	11,1132
18	VN	TA	0,8945	11,3451
31	VN	TA	0,9039	11,7636
33	VN	TA	0,8738	7,9900
7	PA	MA	0,8529	3,8513
10	PA	MA	0,8492	3,2397
11	PA	MA	0,9180	10,7563
22	PA	MA	0,8563	4,4493
7	PA	TA	0,8994	11,6720
10	PA	TA	0,9018	11,7470
11	PA	TA	0,9145	11,1708
22	PA	TA	0,9026	11,7590
2	EU	MA	0,9127	11,3532
3	EU	MA	0,9303	8,6321
4	EU	MA	0,9358	7,4943

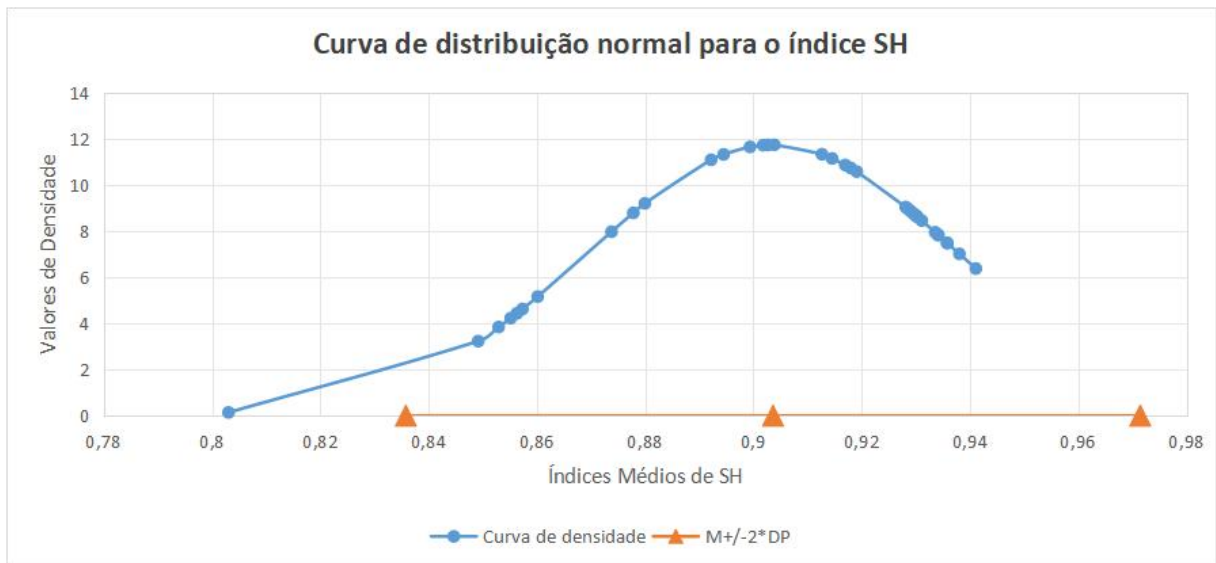
Fonte: Elaboração própria.

Tabela 6 — Valores médios dos Índices de Entropia Espectral categorizados nos períodos da manhã (MA) e da tarde (TA), e seus valores de densidade da curva de distribuição normal. (conclusão)

8	EU	MA	0,8574	4,6367
9	EU	MA	0,8800	9,2212
14	EU	MA	0,9341	7,8530
15	EU	MA	0,9295	8,7991
20	EU	MA	0,9380	7,0277
26	EU	MA	0,9311	8,4725
36	EU	MA	0,9301	8,6739
2	EU	TA	0,9281	9,0614
3	EU	TA	0,9336	7,9660
4	EU	TA	0,9411	6,3907
8	EU	TA	0,9191	10,6002
9	EU	TA	0,9170	10,8883
14	EU	TA	0,9341	7,8470
15	EU	TA	0,9286	8,9725
20	EU	TA	0,9291	8,8814
26	EU	TA	0,9299	8,7233
36	EU	TA	0,9358	7,5092

Fonte: Elaboração própria.

Figura 3 — Gráfico de densidade normal e valores do teste de Shapiro-Wilk.



Fonte: Elaboração própria.

Utilizando os dados fornecidos na tabela 3, foi verificada a normalidade de cada índice, cujos resultados estão na Figura 4 e tabela 7. A figura 4 mostra as curvas de distribuição normal de cada índice, enquanto a tabela 7 sintetiza a verificação da normalidade dos índices médios através do teste de Shapiro-Wilk aplicado sobre os dados da tabela 3.

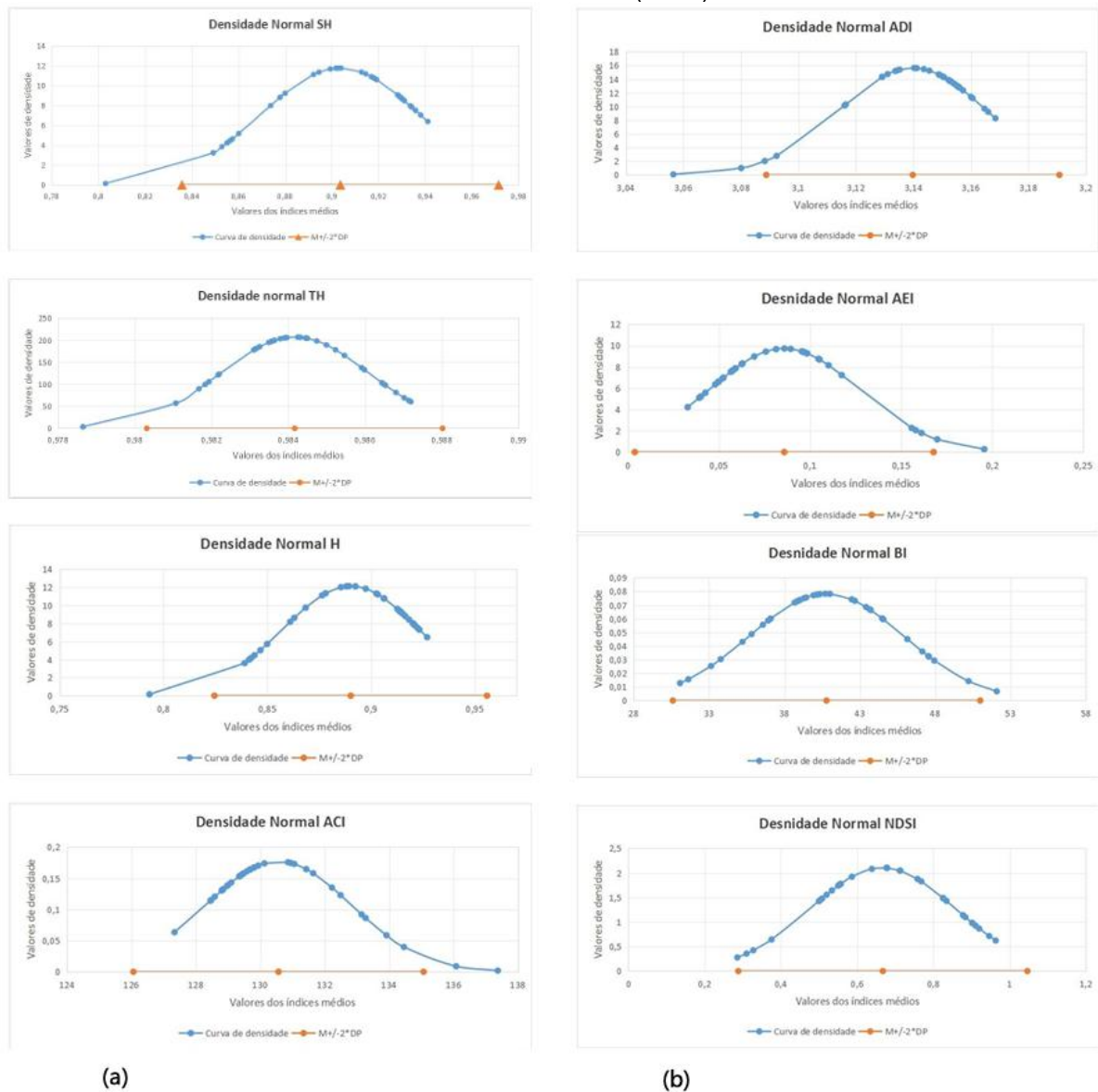
Os resultados indicaram que alguns índices apresentaram distribuição normal, permitindo o uso de testes paramétricos (Anova 2 fatores), enquanto outros não atenderam a esse pressuposto, sendo analisados por testes não paramétricos (Kruskal-Wallis).

Tabela 7 — Teste de normalidade dos índices bioacústicos pelo valor de p (Shapiro-Wilk).

Índice	Shapiro-Wilk (p)	Normalidade	Teste Aplicado
ADI	0,00002706	Não	Kruskal-Wallis
ACI	0,0002832	Não	Kruskal-Wallis
AEI	0,002701	Não	Kruskal-Wallis
SH	0,0005157	Não	Kruskal-Wallis
H	0,0006825	Não	Kruskal-Wallis
BI	0,8726	Sim	Anova 2 fatores
NDSI	0,1311	Sim	Anova 2 fatores
TH	0,2626	Sim	Anova 2 fatores

Fonte: Elaboração própria.

Figura 4 — Resultados dos testes de normalidade. (a) índices entropia espectral (SH), entropia temporal (TH), entropia (H), complexidade acústica (ACI) e (b) diversidade acústica (ADI), igualdade acústica (AEI), índice bioacústico (BI), e diferença normalizada (NDSI).



Fonte: Elaboração própria.

5.2 Uso do solo

Pela Tabela 8, pode-se observar que dos índices analisados pelo teste ANOVA de dois fatores, BI e NDSI apresentaram comportamentos distintos frente ao fator uso do solo. O índice TH (Entropia Temporal) não apresentou efeito significativo ($p > 0,05$), indicando ausência de distinção entre os tipos de vegetação. Em contrapartida, os índices BI (Índice Bioacústico) e NDSI (Índice de Diferença

Normalizada) mostraram influência significativa do uso do solo ($p < 0,001$). O teste post-hoc de Tukey confirmou diferenças entre regiões de eucalipto (EU) e as demais (VN e PA), corroborando estudos que apontam redução da diversidade acústica em ambientes homogêneos (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2019; Sueur, 2018).

Pela Tabela 9, observa-se que o fator uso do solo é decisivo para BI e NDSI. Em BI, as comparações que envolvem EU (eucalipto) são altamente significativas (VN–EU, $p \approx 1,0 \times 10^{-4}$; PA–EU, $p \approx 3,6 \times 10^{-7}$), evidenciando efeito robusto do tipo de vegetação. Já VN–PA não difere estatisticamente ($p \approx 0,26$), sugerindo que os contrastes mais marcantes emergem ao confrontar EU com os demais usos do solo. Em NDSI, o padrão se repete: VN–EU ($p \approx 1,2 \times 10^{-4}$) e PA–EU ($p \approx 0,0027$) são significativas, ao passo que VN–PA não é ($p \approx 0,64$). Esses resultados pós-hoc reforçam a conclusão de que a estrutura da vegetação é determinante para a diversidade e o equilíbrio da paisagem sonora, mas não para a entropia temporal.

Pela Tabela 12, observa-se que todos os índices não paramétricos analisados pelo teste de Kruskal-Wallis (SH, H, ACI, ADI e AEI) apresentaram diferenças significativas entre os tipos de vegetação ($p < 0,05$), reforçando a influência do uso do solo sobre a paisagem sonora. A Tabela 13 detalha os testes complementares (Dunn), evidenciando que o grupo EU difere significativamente dos demais, com valores de p brutos e ajustados por significância sequencial de Bonferroni inferiores a 0,001 para SH, H e AEI. Para ACI e ADI, as diferenças também foram significativas, embora com menor intensidade. Esses achados corroboram a hipótese de que ambientes simplificados, como monoculturas, reduzem a diversidade acústica e aumentam a dominância de poucas fontes sonoras (Krause, 1987; Bryan *et al.*, 2011).

Outro aspecto relevante da tabela 13 é que os valores de p brutos e corrigidos por Bonferroni para os índices SH, H, ACI, ADI e AEI não apresentaram distinção entre os tipos de vegetação VN e PA o que demonstra que o comportamento bioacústico do pasto abandonado não possui distinção das áreas de vegetação nativa. Uma possível explicação para esse padrão é que o pasto abandonado já se encontra em processo de regeneração, com presença de espécies arbóreas e estrutura vegetal incipiente, o que favorece a ocupação por comunidades de aves e insetos semelhantes às registradas em fragmentos de mata.

Além disso, é importante destacar que as áreas de vegetação nativa avaliadas não apresentam condições ideais de conservação, estando em estado de degradação. Essa baixa qualidade estrutural e funcional aproxima o habitat das áreas de mata ao do pasto abandonado, resultando em paisagens sonoras convergentes. Nesse contexto, as espécies que ocupam tais ambientes tendem a ser generalistas, com maior capacidade de adaptação e mobilidade, explorando diferentes áreas conforme a disponibilidade de recursos.

Assim, a semelhança observada entre os índices bioacústicos do pasto abandonado e da vegetação nativa pode ser atribuída tanto ao processo de regeneração do pasto quanto à degradação das áreas de mata, que reduzem a complexidade ecológica e favorecem comunidades faunísticas adaptadas a ambientes de menor qualidade.

5.3 Período de Atividade

Pela Tabela 8, verifica-se que o fator período não apresentou efeito significativo para os índices paramétricos (TH, BI e NDSI), sugerindo que a variação temporal exerce efeito limitado sobre esses parâmetros. Essa ausência de distinção foi confirmada também pelos testes não paramétricos apresentados na Tabela 10, onde os índices SH, H, ADI e AEI não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre manhã (MA) e tarde (TA). Entretanto, o índice ACI (Complexidade Acústica) apresentou comportamento distinto, com diferença significativa entre os períodos ($p \approx 0,027$), que pela tabela 11 indica maior complexidade acústica no período da manhã (Mean Rank MA = 11,194; TA = 7,3056). Essa tendência pode estar associada à maior atividade vocal da fauna nas primeiras horas do dia, fenômeno amplamente documentado na literatura (Towsey *et al.*, 2014; Sueur, 2018).

De modo geral, embora o tipo de vegetação seja o principal determinante da estrutura acústica, o período do dia pode influenciar índices relacionados à complexidade sonora, refletindo padrões comportamentais da fauna. Essa constatação reforça a importância de considerar variações temporais em estudos bioacústicos, conforme destacado por Bradfer-Lawrence *et al.* (2023), que

recomendam a inclusão de múltiplos períodos de amostragem para capturar a dinâmica da paisagem sonora.

Por fim, os dados mostram que a variação temporal exerce influência limitada sobre a maioria dos índices, com exceção do ACI, que se destaca como indicador sensível à dinâmica diária da atividade biológica.

Tabela 8 — Valores de "p" do teste ANOVA 2 fatores para os fatores uso do solo e período.

Índice	Uso do solo (p)	Período (p)	Interação (p)	Interpretação
Entropia Temporal	0,177	0,208	0,396	Nenhum fator significativo
Índice Bioacústico	3,37x10-7	0,3226	0,791	Tipo de vegetação influencia Índice Bioacústico
Índice de Diferença Normalizada	8,74x10-5	0,053	0,4427	Tipo de vegetação influencia Diferença Normalizada

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 9 — Valores de "p" do teste complementar de Tukey da Anova 2 fatores para os fatores uso do solo e período

Teste complementar de Tukey, fator A		
Índice	Comparação	p
BI	VN-PA	0,2594
BI	VN-EU	9,967x10-05
BI	PA-EU	3,636x10-07
NDSI	VN-PA	0,6428
NDSI	VN-EU	0,0001201
NDSI	PA-EU	0,002691

Abreviações — BI: Índice bioacústico; NDSI: Índice de diferença normalizada de paisagem sonora.

Fonte Elaboração própria.

Tabela 10 — Valores de “p” para teste Kruskal-Wallis para o fator Período de atividade.

Índice	Valor de p	Distinção
SH	0,206	Sem diferença significativa
H	0,164	Sem diferença significativa
ACI	0,027	Diferença significativa
ADI	0,569	Sem diferença significativa
AEI	0,255	Sem diferença significativa

Abreviações — SH: Entropia espectral; H: Entropia; ACI: Índice de complexidade acústica; ADI: Índice de diversidade acústica; AEI: Índice de igualdade acústica.

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 11 — Teste complementar de Mann-Whitney para período de atividade (MA vs TA).

Índice	p	Ranking médio MA	Ranking médio TA	Distinção
ACI	0,027	11,194	7,3056	diferença significativa (MA > TA)

Abreviações — ACI: Índice de complexidade acústica.

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 12 — Valores de “p” para teste Kruskal-Wallis para fator Uso do solo.

Índice	Valor de p	Distinção
SH	$p = 5,61 \times 10^{-5}$	significativo
H	$p = 6,37 \times 10^{-5}$	significativo
ACI	$p = 0,0088$	significativo
ADI	$p = 0,00086$	significativo
AEI	$p = 4,43 \times 10^{-5}$	significativo

Abreviações — SH: Entropia espectral; H: Entropia; ACI: Índice de complexidade acústica; ADI: Índice de diversidade acústica; AEI: Índice de igualdade acústica.

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 13 — Testes complementares de Dunn do Kruskal-Wallis para Uso do solo.

Índice	Valores de p brutos, significância não corrigida			Valores de p brutos, significância sequencial de Bonferroni		
	VN vs PA	VN vs EU	PA vs EU	VN vs PA	VN vs EU	PA vs EU
SH	0,6016	0,0001258	0,001325	0,6016	0,0001258	0,001325
H	0,5852	0,0001318	0,00152	0,5852	0,0001318	0,00152
ACI	0,7397	0,02433	0,008074	0,7397	0,02433	0,008074
ADI	0,9621	0,002363	0,002848	0,9621	0,002363	0,002848
AEI	0,6693	0,0001288	0,0009057	0,6693	0,0001288	0,0009057

Abreviações — SH: Entropia espectral; H: Entropia; ACI: Índice de complexidade acústica; ADI: Índice de diversidade acústica; AEI: Índice de igualdade acústica.

Fonte: Elaboração própria.

6 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos na região de Angatuba-SP demonstram não apenas distinções significativas entre os tipos de vegetação analisados — vegetação nativa, pasto abandonado e áreas de eucalipto — mas também revelam um aspecto inédito: a aplicação de índices bioacústicos em ambientes silviculturais de eucalipto. Tradicionalmente, tais índices têm sido empregados em estudos de paisagens sonoras naturais ou em áreas de regeneração, mas raramente em monoculturas florestais. Tal uso poderia avaliar a qualidade ambiental e os impactos da silvicultura sobre a biodiversidade sonora. Assim, os resultados aqui apresentados ampliam o escopo de utilização da bioacústica, oferecendo subsídios para futuras pesquisas e para a gestão sustentável de ambientes florestais cultivados.

Um aspecto importante a se concluir é que o uso do solo é o principal fator determinante na estrutura da paisagem acústica. Áreas de vegetação nativa apresentaram maior diversidade e complexidade sonora, enquanto regiões de eucalipto exibiram padrões acústicos mais homogêneos e menos equilibrados. Já as regiões de pasto abandonado exibiram padrões semelhantes aos da vegetação nativa. Tais afirmações são confirmadas tanto pelos testes paramétricos (ANOVA) quanto pelos não paramétricos (Kruskal-Wallis), com valores de *p* extremamente baixos para comparações envolvendo eucalipto. Esses achados apontam que a simplificação estrutural da vegetação é a principal causa da redução da diversidade acústica.

Por outro lado, o período de atividade apresentou influência limitada sobre a maioria dos índices, com exceção do índice ACI (Complexidade Acústica), que indicou maior complexidade sonora no período da manhã. Esse padrão está associado à maior atividade vocal da fauna nas primeiras horas do dia. Embora menos expressivo que o efeito do uso do solo, essa variação temporal reforça a importância de considerar múltiplos períodos de amostragem para capturar a dinâmica da paisagem sonora.

Em síntese, os resultados confirmam que a estrutura da vegetação é o fator mais impactante na composição acústica, enquanto o período do dia atua como modulador secundário, influenciando principalmente índices relacionados à

complexidade sonora. Esses achados reforçam a relevância dos índices acústicos como ferramentas robustas para monitoramento da biodiversidade e avaliação de impactos antrópicos.

Apesar de os índices bioacústicos constituírem ferramentas metodológicas relevantes para a avaliação da biodiversidade, é importante reconhecer que eles não necessariamente refletem de forma direta a diversidade biológica existente. Esses índices estão sujeitos a vieses decorrentes de limitações inerentes ao registro acústico, como a sobreposição de vocalizações de aves. Dessa forma, os resultados obtidos devem ser interpretados com cautela, considerando que a paisagem sonora representa uma aproximação da realidade ecológica e não sua totalidade. Ainda assim, a utilização da bioacústica amplia as possibilidades de monitoramento ambiental, oferecendo subsídios valiosos para compreender padrões de atividade e qualidade dos habitats, inclusive em áreas silviculturais de eucalipto.

Do ponto de vista da conservação biológica, este estudo demonstra que a paisagem sonora responde de forma consistente às mudanças no uso do solo, evidenciando que a manutenção de áreas de vegetação nativa é essencial para preservar a diversidade acústica e, por consequência, a integridade ecológica. A simplificação sonora observada em áreas de monocultura revela como práticas de uso do solo podem comprometer a funcionalidade dos ecossistemas e reduzir a resiliência da fauna. Nesse contexto, os índices acústicos se consolidam como ferramentas sensíveis para detectar variações espaciais associadas à integridade ambiental, subsidiando estratégias de conservação, planejamento territorial e avaliação de políticas públicas ambientais.

Como perspectivas futuras, recomenda-se:

- Ampliar a análise para outros períodos do dia, especialmente os momentos crepusculares e noturnos, em que diferentes grupos faunísticos apresentam maior atividade vocal.
- Expandir o monitoramento para diferentes estações do ano, capturando variações sazonais na paisagem sonora.
- Relacionar os índices acústicos com dados taxonômicos e funcionais, aprofundando a compreensão dos mecanismos ecológicos subjacentes às assinaturas acústicas observadas.

- Investigar gradientes mais amplos de uso do solo, incluindo áreas agrícolas e urbanas, para avaliar a sensibilidade dos índices em diferentes contextos de antropização.
- Explorar o uso de inteligência artificial e aprendizado de máquina para automatizar a análise de grandes volumes de dados acústicos, ampliando a aplicabilidade em programas de monitoramento contínuo.
- Utilizar a abordagem bioacústica como ferramenta aplicável em processos de gestão ambiental. No futuro, essa abordagem pode ser incorporada em procedimentos de licenciamento ambiental conduzidos por órgãos reguladores, como o IBAMA, uma vez que permitem avaliar de forma objetiva e padronizada a qualidade acústica dos habitats e, conseqüentemente, inferir sobre a integridade ecológica das áreas monitoradas. Essa perspectiva amplia o papel da bioacústica, posicionando-a não apenas como instrumento de pesquisa acadêmica, mas também como recurso técnico para subsidiar políticas públicas e decisões relacionadas ao uso sustentável do território.

REFERÊNCIAS

- ACHARYA, K. P. Linking trees on farms with biodiversity conservation in subsistence farming systems in Nepal. In: **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 2, 2006. p. 631-646. DOI: 10.1007/s10531-005-2091-7.
- AGRITEMPO. Sistema de Monitoreo Agrometeorológico. Disponível em: <http://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp>. Acesso em: 2022.
- ALCOCER, Irene; LIMA, Herlander; SUGAI, Larissa Sayuri Moreira; LLUSIA, Diego. Acoustic indices as proxies for biodiversity: a meta-analysis. In: **Methods in Ecology and Evolution**, v. 13, n. 12, p. 2705–2717, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13992>.
- ALHO, C. J. R. Intergradation of Habitats of Non-Volant Small Mammals in the Patchy Cerrado Landscape. In: **Arquivos do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, v. 63, n. 1, 2005. p. 41-48.
- ATHAYDE, E. A.; CANCIAN, L. F.; VERDADE, L. M.; MORELLATO, L. P. C. Functional and phylogenetic diversity of scattered trees in an agricultural landscape: Implications for conservation. In: **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 199, 2015. p. 272-281. DOI: 10.1016/j.agee.2014.10.003.
- BENEDEK, A. M.; SÎRBU, I. Responses of small mammal communities to environment and agriculture in a rural mosaic landscape. In: **Mammalian Biology**, v. 90, 2018. p. 55-65. DOI: 10.1016/j.mambio.2018.02.008.
- BIOESTATÍSTICA APLICADA AOS ECOSISTEMAS AGRÍCOLAS E NATURAIS. Disponível em: <https://biostat.tolentino.pro.br/anova2#testes-post-hoc-para-anova-de-2-fatores>. Acesso em: 2025.
- BONVICINO, C. R.; LINDBERGH, S. M.; MAROJA, L. S. Small mammals from Cerrado and Atlantic forest: comments on their potential use for monitoring environment. In: **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 4B, 2002. p. 765-774.
- BONECKER, S. T.; PORTUGAL, L. G.; COSTA-NETO, S. F.; GENTILE, R. A long term study of small mammal populations in a Brazilian agricultural landscape. In: **Mammalian Biology**, v. 74, p. 467–477, 2009. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1016/j.mambio.2009.05.010?utm_source=copilot.com.
- BOVENDORP, R. S.; VILLAR, N.; ABREU-JUNIOR, E. F.; BELLO, C.; REGOLIN, A. L.; PERCEQUILLO, A. R.; GALETTI, M. Atlantic small-mammal: a dataset of communities of rodents and marsupials of the Atlantic forests of South America. *Ecology*, v. 98, n. 8, p. 2226, 2017. DOI: 10.1002/ecy.1893. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecy.1893>.

BRADFER-LAWRENCE, T.; BUŘIVALOVÁ, Z.; DENT, D. H. Conservation needs curiosity, innovation and complementarity: reply to Sugai and Costa-Pereira. In: **Trends in Ecology e Evolution**, v. 40, n. 10, 2025. p. 937-938. DOI: 10.1016/j.tree.2025.09.008.

BRADFER-LAWRENCE, T.; DUTHIE, B.; ABRAHAMS, C.; *et al.* The Acoustic Index User's Guide: A practical manual for defining, generating and understanding current and future acoustic indices. In: **Methods in Ecology and Evolution**, 2024.

BRADFER-LAWRENCE, T.; GARDNER, N.; BUNNEFELD, L.; *et al.* Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. In: **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 10, 2019. p. 1796-1807. DOI: 10.1111/2041-210X.13254.

BRADFER-LAWRENCE, T.; DESJONQUERES, C.; ELDRIDGE, A.; JOHNSTON, A.; METCALF, O. Using acoustic indices in ecology: Guidance on study design, analyses and interpretation. In: **Methods in Ecology and Evolution**, v. 14, 2023. p. 2192-2204. DOI: 10.1111/2041-210X.14194.

BRANDÃO DE OLIVEIRA, M. V.; HINGST-ZAHER, E. Atlas Craniano: Mamíferos da Mata Atlântica e lista de espécies. São Paulo: [s.n.], 2021. DOI: 10.32673/9786588932018.

BRYAN, C. P.; PIJANOWSKI, B.; *et al.* Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape. In: **BioScience**, v. 61, 2011. p. 203-216.

BURIVALOVA, Z.; PURNOMO, W.; BOUCHER, T. M.; *et al.* Using soundscapes to investigate homogenization of tropical forest diversity in selectively logged forests. In: **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 11, 2019. p. 2493-2504. DOI: 10.1111/1365-2664.13481.

CARMIGNOTTO, A. P.; BEZERRA, A. M. R.; RODRIGUES, F. H. G. Nonvolant small mammals from a southwestern area of Brazilian Cerrado: diversity, habitat use, seasonality, and biogeography. In: **Therya**, v. 5, n. 2, 2014. p. 535-558. DOI: 10.12933/therya-14-197.

CASTRO, C.; BHERING, L.; CRUZ, C. Brief history of Eucalyptus breeding in Brazil under perspective of biometric advances. In: **Ciência Rural**, v. 46, 2016. DOI: 10.1590/0103-8478cr20150645.

CATLING, P.; COOPS, N.; BURT, R. The distribution and abundance of ground-dwelling mammals in relation to time since wildfire and vegetation structure in south-eastern Australia. In: **Wildlife Research**, v. 28, 2001. p. 555-565. DOI: 10.1071/WR00041.

CENBAM. Centro de Estudos Integrados da Biodiversidade Amazônica. Disponível em: <https://ppbio.inpa.gov.br/>. Acesso em: 2012.

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br>. Acesso em: 15 nov. 2025.

CEPAGRI. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. Campinas: CEPAGRI, 2021.

CONAB. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar. Disponível em: <http://www.conab.gov.br>. Acesso em: 2022.

COOPER, N.; RODRÍGUEZ, J.; PURVIS, A. A common tendency for phylogenetic overdispersion in mammalian assemblages. In: **Proceedings of the Royal Society B**, v. 275, 2008. p. 2031-2037. DOI: 10.1098/rspb.2008.0420.

DE CARVALHO, E. X.; MENEZES, R. S. C.; DE SÁ BARRETO SAMPAIO, E. V.; NETO, D. E. S.; TABOSA, J. N.; DE OLIVEIRA, L. R.; SIMÕES, A. L.; SALES, A. T. Allometric Equations to Estimate Sugarcane Aboveground Biomass. In: **Sugar Tech**, v. 21, n. 6, 2019. p. 1039-1044. DOI: 10.1007/s12355-019-00741-w.

DEWALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. In: **Forest Ecology and Management**, v. 182, n. 1, 2003. p. 139-151. DOI: 10.1016/S0378-1127(03)00029-X.

DO NASCIMENTO, L. A.; CAMPOS-CERQUEIRA, M.; BEARD, K. H. Acoustic metrics predict habitat type and vegetation structure in the Amazon. In: **Ecological Indicators**, v. 117, 2020. p. 106679. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106679.

DOTTA, G.; VERDADE, L. M. Felids in an agricultural landscape in São Paulo, Brazil. In: **CATnews**, n. 51, 2009. p. 22-25.

DOTTA, G.; VERDADE, L. M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. In: **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, 2007. DOI: 10.1590/S1676-06032007000200031.

DRÖGE, Saskia; FULGENCE, Thio Rosin; OSEN, Kristina; RAKOTOMALALA, Anjaharinony Andry Ny Aina; RAVELOARITIANA, Estelle; SOAZAFY, Marie Rolande; WURZ, Annemarie; KREFT, Holger; SCHWAB, Dominik; MARTIN, Dominic Andreas. Understanding acoustic indices as multi-taxa biodiversity and habitat quality indicators. In: **Ecological Indicators**, v. 160, p. 113496, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.113496>.

ELDRIDGE, A.; GUYOT, P.; MOSCOSO, P.; JOHNSTON, A.; EYRE-WALKER, Y.; PECK, M. Sounding out ecoacoustic metrics: Avian species richness is predicted by acoustic indices in temperate but not tropical habitats. In: **Ecological Indicators**, v. 95, 2018. p. 939-952. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.06.012.

ELLA, Browning; GIBB, Rory; GLOVER-KAPFER, Paul; JONES, Kate E. WWF Conservation Technology Series, v. 1, n. 2, 2017. WWF-UK, Woking, United Kingdom.

EMBRAPA. Documentos 130 – Embrapa Solos. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em: <http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/publicacao.html>. Acesso em: 15 nov. 2025.

EQUIPE POSIT. RStudio: Ambiente de Desenvolvimento Integrado para R. Boston: Posit Software, PBC, 2025. Disponível em: <http://www.posit.co/>.

ERNEST, K. A.; MARES, M. A. Ecology of *Nectomys squamipes*, the neotropical Water rat, in central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behaviour. In: **Journal of Zoology**, v. 210, n. 4, 1986. p. 599-612. DOI: 10.1111/j.1469-7998.1986.tb03658.x.

ETIENNE, R. S.; HEESTERBEEK, J. A. P. Rules of Thumb for Conservation of Metapopulations Based on a Stochastic Winking-Patch Model. In: **The American Naturalist**, v. 158, n. 4, 2001. p. 389-407. DOI: 10.1086/321986.

FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J.; CETRA, M. Bat and Bird Assemblages from Forests and Shade Cacao Plantations in Two Contrasting Landscapes in the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. In: **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 2, 2006. p. 587-612. DOI: 10.1007/s10531-005-2089-1.

FLORENTINO, H. de O.; IRAWAN, C.; ALIANO, A. F.; JONES, D. F.; CANTANE, D. R.; NERVIS, J. J. A multiple objective methodology for sugarcane harvest management with varying maturation periods. In: **Annals of Operations Research**, v. 267, n. 1, 2018. p. 153-177. DOI: 10.1007/s10479-017-2568-2.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, S. F.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global Consequences of Land Use. In: **Science**, v. 309, n. 5734, 2005. p. 570-574. DOI: 10.1126/science.1111772.

FOX, B. J.; TAYLOR, J. E.; THOMPSON, P. T. Experimental manipulation of habitat structure: a retrogression of the small mammal succession. In: **Journal of Animal Ecology**, v. 72, n. 6, 2003. p. 927-940. DOI: 10.1046/j.1365-2656.2003.00765.x.

GARDNER, A. L. Mammals of South America. Volume 1: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. In: **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 2, 2007. p. 521-523. DOI: 10.1644/08-MAMM-R-296.1.

GASC, A. R code for Acoustic indices Calculation – Wildlife Acoustics training class of 2021 [recurso computacional]. 2021. Código fornecido diretamente pela autora para fins educacionais. Acesso em: 11 out. 2024.

GASC, A. Soundscape analysis with R. Disponível em:

<https://github.com/agasc/Soundscape-analysis-with-R>. Acesso em: 11 out. 2024.

GHELIER-COSTA, C.; VETTORAZZI, C. A.; PARDINI, R.; VERDADE, L. M. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. In: **Mammalia**, v. 76, n. 2, 2012. p. 185-191. DOI: 10.1515/mammalia-2011-0109.

GONÇALVES, H.; WALDIR, S.; JÚNIOR, C. R.; DART, O.; LUIZ, M.; ÁGLIO, D.; SILVA DE SOUSA, J.; GUEDES, J.; FONTANA, P. A.; LEONOR, A.; MARTINS, S.; PACOBAHYBA DE OLIVEIRA, A.; ATUALIZADA, L. Documentos 130 – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Solos. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2011.

GOOGLE EARTH. São Paulo, SP: coordenadas 23°30'17.39" S; 46°38'39.95" O.

Angatuba, SP: coordenadas 23°29'21.59" S; 48°24'52.21" O. Disponível em:

<<https://earth.google.com>>. Acesso em: 6 mar. 2026.

GRAIPEL, M.; CHEREM, J.; MONTEIRO-FILHO, E.; CARMIGNOTTO, A. Mamíferos da Mata Atlântica. In: obra coletiva, 2017. p. 391-482.

GREENPEACE Brasil; LERF/ESALQ/USP. Comparação de metodologias de restauração ecológica da vegetação nativa na mitigação dos impactos do despejo de rejeitos de mineração na região de Mariana, MG. Relatório técnico, 2017.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. In: **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 2001. 9 pp.

HAMMER, Ø. Reference manual. Natural History Museum, University of Oslo, 2025.

HANISCH, A. L.; PINOTTI, L. C. A.; LACERDA, A. E. B.; RADOMSKI, M. I.; NEGRELLE, R. R. B. Impactos do pastejo do gado e do manejo da pastagem sobre a regeneração arbórea em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista. In: **Ciência Florestal**, v. 31, n. 3, 2021. p. 1278-1305. DOI: 10.5902/1980509837902.

HARVEY, C. A.; MEDINA, A.; SÁNCHEZ, D. M.; VÍLCHEZ, S.; HERNÁNDEZ, B.; SAENZ, J. C.; MAES, J. M.; CASANOVES, F.; SINCLAIR, F. L. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. In: **Ecological Applications**, v. 16, n. 5, 2006. p. 1986-1999.

HARVEY, C.; GONZÁLEZ VILLALOBOS, J. A. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. In: **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2257-2292, 2007. Disponível em: <<https://conservationevidencejournal.com/individual-study/5400>>. Acesso em: 7 mar. 2026.

HEATH, S. K.; LONG, R. F. Multiscale habitat mediates pest reduction by birds in an intensive agricultural region. In: **Ecosphere**, v. 10, n. 10, e02884, 2019. DOI: 10.1002/ecs2.2884. Disponível em: https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/ecs2.2884?utm_source=copilot.com.

HEATH, B. E.; SETHI, S. S.; ORME, C. D. L.; EWERS, R. W.; PICINALI, L. How index selection, compression, and recording schedule impact the description of ecological soundscapes. In: **Ecology and Evolution**, v. 11, 2021. p. 13206-13217. DOI: 10.1002/ece3.8042.

HEROLDOVÁ, M.; BRYJA, J.; ZEJDA, J.; TKADLEC, E. Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. In: **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 120, n. 2–4, p. 206–210, 2007. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880906003343?utm_source=copilot.com.

HURST, Z. M.; MCCLEERY, R. A.; COLLIER, B. A.; SILVY, N. J.; TAYLOR, P. J.; MONADJEM, A. Linking changes in small mammal communities to ecosystem functions in an agricultural landscape. In: **Mammalian Biology**, v. 79, n. 1, 2014. p. 17-23. DOI: 10.1016/j.mambio.2013.08.008.

IBÁ. Relatório anual 2021. Disponível em: <https://iba.org>. Acesso em: 2021.
KIEREPKA, E.; ANDERSON, S.; SWIHART, R.; RHODES, O. Evaluating the influence of life-history characteristics on genetic structure: a comparison of small mammals inhabiting complex agricultural landscapes. In: **Ecology and Evolution**, v. 6, 2016. DOI: 10.1002/ece3.2269.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification Updated. In: **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, 2006. p. 259-263. DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130.

KRAUSE, B. Bioacoustics, habitat ambience in ecological balance. In: **Whole Earth Review**, n. 57, 1987. p. 14-18.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; PAVÃO, M.; YWANE, M. S. M.; KANASHIRO, M. M.; LIMA, L. P. M. R.; PIRES, A. S.; CHIDA, C. N.; FUKUDA, J. C.; JOLY, C. A.; COUTO, H. T. Z.; GUILLAUMON, J. R.; BARBOSA, O.; BARRADAS, A. M. F.; BORGIO, S. C. Mapeamento e quantificação do reflorestamento no Estado de São Paulo. In: **Florestar Estatístico**, v. 6, n. 14, 2003. p. 19-27.

LACHER, T. E.; DAVIDSON, A. D.; FLEMING, T. H.; GÓMEZ-RUIZ, E. P.; McCRACKEN, G. F.; OWEN-SMITH, N.; PERES, C. A.; VANDER WALL, S. B. The functional roles of mammals in ecosystems. In: **Journal of Mammalogy**, v. 100, n. 3, p. 942–964, 2019. DOI: 10.1093/jmammal/gyy183. Disponível em: <https://academic.oup.com/jmammal/article-abstract/100/3/942/5498004?redirectedFrom=fulltext&login=false>.

LEDA, V. C.; NICOLETE, D. A. P.; PEZZONI FILHO, J. C.; SARTORI, A. A. C.; ZIMBACK, C. R. L. Uso do Solo na Sub-Bacia do Ribeirão da Prata, Lençóis Paulista - SP. In: **Nativa**, v. 2, n. 3, 2014. p. 170-174. DOI: 10.14583/2318-7670.v02n03a08.

LI, Z.; LIU, F.; YANG, W.; PENG, S.; ZHOU, J. A Survey of Convolutional Neural Networks: Analysis, Applications, and Prospects. In: **IEEE Transactions on Neural Networks and Learning Systems**, 2021. p. 1-21. DOI: 10.1109/TNNLS.2021.3084827.

LUIZE, B. G. *et al.* Bioacústica para avaliação de biodiversidade animal aplicada à Floresta Nacional de Carajás. Belém: Instituto Tecnológico Vale, 2020. (Relatório Técnico N041/2020). DOI: 10.29223/PROD.TEC.ITV.DS.2020.41.Luize.

LUZA, A. L.; GONÇALVES, G. L.; HARTZ, S. M. Phylogenetic and morphological relationships between nonvolant small mammals reveal assembly processes at different spatial scales. In: **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 4, 2015. p. 889-902. DOI: 10.1002/ece3.1407.

LYRA-JORGE, M. C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V. R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. In: **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 7, 2008. p. 1573-1580. DOI: 10.1007/s10531-008-9366-8.

LYRA-JORGE, M. C.; PIVELLO, V. R. Combining live trap and pitfall to survey terrestrial small mammals in savanna and forest habitats. In: **Mammalia**, v. 65, 2001. p. 524-530.

MAMBA, M.; FASEL, N. J.; MAHLABA, T. A. M.; AUSTIN, J. D.; MCCLEERY, R. A.; MONADJEM, A. Influence of sugarcane plantations on the population dynamics and community structure of small mammals in a savanna-agricultural landscape. In: **Global Ecology and Conservation**, v. 20, 2019. e00752. DOI: 10.1016/j.gecco.2019.e00752.

MARTIN, P. S.; GHELIER-COSTA, C.; LOPES, P. C.; ROSALINO, L. M.; VERDADE, L. M. Terrestrial non-volant small mammals in agro-silvicultural landscapes of Southeastern Brazil. In: **Forest Ecology and Management**, v. 282, 2012. p. 185-195. DOI: 10.1016/J.FORECO.2012.07.002.

METCALF, O. C.; BACCARO, F.; BARLOW, J.; BERENQUER, E.; BRADFER-LAWRENCE, T.; ROSSI, L. C.; DO VALE, E. M.; LEES, A. C. Listening to tropical forest soils. In: **Ecological Indicators**, v. 158, 2024. 111566. DOI: 10.1016/j.ecolind.2024.111566.

METCALF, O. C.; ABRAHAMS, C.; ASHINGTON, B.; BAKER, E.; BRADFER-LAWRENCE, T.; BROWNING, E.; CARRUTHERS-JONES, J.; DARBY, J.; DICK, J.; ELDRIDGE, A.; ELLIOT, D.; HEATH, B.; HOWDEN-LEACH, P.; JOHNSTON, A.; LEES, A. C.; MEYER, C. F. J.; RUIZ ARANA, U.; SMYTH, S. Good practice guidelines for long-term ecoacoustic monitoring in the UK. UK Acoustics Network, 2023. Disponível em: <https://e-space.mmu.ac.uk/id/eprint/631466>.

MILLAN, C. H.; DEVELEY, P. F.; VERDADE, L. M. Stand-level management practices increase occupancy by birds in exotic Eucalyptus plantations. In: **Forest Ecology and Management**, v. 336, 2015. p. 174-182. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.10.005.

MILLER, N. P. US national parks and management of park soundscapes: A review. In: **Applied Acoustics**, v. 69, 2008. p. 77-92.

MINITAB. Versão 16. Disponível em: <http://www.minitab.com>. Acesso em: nov. 2025.

MOGUEL, P.; TOLEDO, V. M. Biodiversity Conservation in Traditional Coffee Systems of Mexico. In: **Conservation Biology**, v. 13, n. 1, 1999. p. 11-21. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1999.97153.x.

MONTICELLI, P. F.; CUNHA, R. G. T. Vocalizações dos animais. In: *Speech Sciences Entries*, Grupo de Estudos de Prosódia da Fala, 2022. Disponível em: <https://gepf.falar.org/entries/36>. Acesso em: 23 maio 2025.

MORA, A. L.; GARCIA, C. H. A cultura do eucalipto no Brasil. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura (SBS), 2000.

NICOLETTI, A. T. **Caracterização do canto da madrugada de aves em mata atlântica e eucalipto em Angatuba, SP**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Biologia) – Universidade de São Paulo, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, 2022.

OBSERVATÓRIO NACIONAL (Brasil). Anuário Astronômico 2020. Seção B. Rio de Janeiro: Observatório Nacional, 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/observatorio/pt-br/servicos/servicos-astronomia/anuarios-do-observatorio-nacional/anuario-astronomico-2020>. Acesso em: 20 jan. 2026.

O'SHEA, K. An introduction to convolutional neural networks. In: **arXiv preprint**, arXiv:1511.08458, 2015.

PATTON, J. L.; PARDIÑAS, U. F. J.; D'ELÍA, G. Mammals of South America, Volume 2: Rodents. Chicago: University of Chicago Press, 2015. DOI: 10.7208/chicago/9780226169606.001.0001.

PINOTTI, B. T.; PAGOTTO, C.; PARDINI, R. Wildlife Recovery During Tropical Forest Succession: Assessing Ecological Drivers of Community Change. In: **Biotropica**, v. 47, 2015. p. 765-774. DOI: 10.1111/btp.12255.

PINOTTI, B. T.; NAXARA, L.; PARDINI, R. Diet and food selection by small mammals in an old-growth Atlantic forest of south-eastern Brazil. In: **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 46, 2011. p. 1-9. DOI: 10.1080/01650521.2010.535250.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. In: **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205–1223, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-009-9750-z>.

RAMOS, R. As descobertas da bioacústica no reino animal: elefantes que se nomeiam e alfabeto dos cachalotes. In: **Jornal da USP**, 2024. Disponível em: <https://jornal.usp.br/radio-usp/as-descobertas-da-bioacustica-no-reino-animal-elefantes-que-se-nomeiam-e-alfabeto-dos-cachalotes/>.

REIS, R. S. L.; MACHADO, P. C. M. Pré-processamento de Sinais Sonoros de Aves Noturnas. In: Congresso de Pesquisa, Ensino e Extensão – CONPEX, 2011. Universidade Federal de Goiás.

ROSALINO, L. M.; MARTIN, P. S.; GHELIER-COSTA, C.; LOPES, P. C.; VERDADE, L. M. Neotropical small mammals' diversity in the early cycle of commercial Eucalyptus plantations. In: **Agroforestry Systems**, 2014. DOI: 10.1007/s10457-014-9702-9.

RUBEL, F.; BRUGGER, K.; HASLINGER, K.; AUER, I. The climate of the European Alps: Shift of very high resolution Köppen-Geiger climate zones 1800–2100. In: **Meteorologische Zeitschrift**, v. 26, 2017. p. 115-125.

SANTANA, R.; FELIX DE BARROS, N.; LEITE, H.; COMERFORD, N. B.; FERREIRA DE NOVAIS, R. Estimativa de biomassa de plantios de eucalipto no Brasil. In: **Revista Árvore**, v. 32, n. 4, 2008. p. 697-706.

SCHAFER, R. M. *Tuning of the World*. New York: Knopf, 1977.

SETHI, S. S.; BICK, A.; EWERS, R. M.; KLINCK, H.; RAMESH, V.; TUANMU, M.-N.; COOMES, D. A. Limits to the accurate and generalizable use of soundscapes to monitor biodiversity. In: **Nature Ecology e Evolution**, v. 7, n. 9, 2023. p. 1373-1378. DOI: 10.1038/s41559-023-02148-z.

SHANNON, G.; MCKENNA, M. F.; ANGELONI, L. M.; CROOKS, K. R.; FRISTRUP, K. M.; BROWN, E.; WARNER, K. A.; NELSON, M. D.; WHITE, C.; BRIGGS, J.; MCFARLAND, S.; WITTEMYER, G. A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. In: **Biological Reviews**, v. 91, 2016. p. 982-1005. DOI: 10.1111/brv.12207.

SILVA, C. A.; MACHADO, R. B.; SILVEIRA, M.; AGUIAR, L. M. S. Listening in the dark: Acoustic indices reveal bat species diversity in a tropical savannah. In: **Bioacoustics**, v. 32, n. 1, 2022. p. 17-32. DOI: 10.1080/09524622.2022.2053741.

SOUTHWORTH, M. The sonic environment of cities. In: **Environment and Behavior**, v. 1, n. 1, 1969. p. 49-70.

SOUTO, L. de S.; SOUTO, E. de S. Análise de dados ecológicos: um guia simplificado de análises estatísticas para estudantes e profissionais da área ambiental. 1ed. [S.l.]: [s.n.], 2020.

SUEUR, J. Sound analysis and synthesis with R. Cham: Springer International Publishing, 2018. DOI: 10.1007/978-3-319-77647-7.

SUGAI, L. S. M.; COSTA-PEREIRA, R. Opening the Pandora's box of acoustic indices. In: **Trends in Ecology e Evolution**, v. 40, n. 10, 2025. p. 935-936. DOI: 10.1016/j.tree.2025.07.012.

TELIS, A. **Caracterização do canto da madrugada de aves em mata atlântica e eucalipto em Angatuba, SP**. Monografia – Universidade de São Paulo, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, 2022.

TERAMOTO, É. T.; ESCOBEDO, J. F. Evolução diurna e anual da frequência das coberturas de céu em Botucatu/SP. In: **Energia na Agricultura**, v. 27, n. 1, 2012. p. 37-52. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/276508326>. Acesso em: 20 maio 2025.

TIMO, T. P. C.; LYRA-JORGE, M. C.; GHELIER-COSTA, C.; VERDADE, L. M. Effect of the plantation age on the use of eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. In: **iForest**, v. 8, 2014. p. 108-113. DOI: 10.3832/ifor1237-008.

TOWSEY, M.; ZHANG, L.; COTTMAN-FIELDS, M.; WIMMER, J.; ZHANG, J.; ROE, P. Visualization of long-duration acoustic recordings of the environment. In: **Procedia Computer Science**, v. 29, 2014. p. 703-712. DOI: 10.1016/j.procs.2014.05.063.

TRUAX, B. Handbook of Acoustic Ecology. 2. ed. Cambridge Street, 1999. (CD-ROM).

UM SÓ PLANETA. Biodiversidade. Disponível em: <https://umsoplaneta.globo.com/biodiversidade/noticia/2021/08/21/bioacustica-e-usada-para-conservar-biodiversidade-em-ilhas-oceanicas.ghtml>. Acesso em: 2021.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats: evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. In: **Landscape Ecology**, v. 22, n. 4, 2007. p. 517-530. DOI: 10.1007/s10980-006-9041-y.

UNEP-WCMC; IUCN. Protected Planet Report 2020. Cambridge: UNEP-WCMC, 2021.

USER GUIDE. Wildlife Acoustics. Song Meter SM4 Bioacoustic recorder. Manual técnico, 2024.

VERDADE, Luciano M.; GHELIER-COSTA, Carla; LYRA-JORGE, Maria Carolina. The Multiple Facets of Agricultural Landscapes. In: VERDADE, Luciano M.;

GHELER-COSTA, Carla; LYRA-JORGE, Maria Carolina (org.). **Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil**. 1. ed. Warsaw/Berlin: De Gruyter Open Ltd., 2016. p. 2-13.

VERDADE, Luciano M.; PENTEADO, Marli; GHELER-COSTA, Carla; DOTTA, Graziella; ROSALINO, Luís Miguel; PIVELLO, Vânia Regina *et al.* The Conservation Value of Agricultural Landscapes. In: VERDADE, Luciano M.; LYRA-JORGE, Maria Carolina; PIÑA, Carlos I. (org.). **Applied Ecology and Human Dimensions in Biological Conservation**. 1. ed. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag, 2014. p. 91-102.

VERDADE, L., MORAL, R. A., CALABONI, A., DO AMARAL, M. V. S. G., MARTIN, P. S., AMORIM, L. S., GHELER-COSTA, C., PIÑA, C. I. (2020). Temporal dynamics of small mammals in Eucalyptus plantations in Southeast Brazil. **Global Ecology and Conservation**, 24. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01217>

VERDADE, Luciano Martins. Fauna em paisagens agrícolas: padrões e processos. Auxílio à Pesquisa – Programa BIOTA – Temático. Processo 17/01304-4. Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2018-2024. Disponível em: <<https://bv.fapesp.br/pt/auxilios/99382/fauna-em-paisagens-agricolas-padroes-e-processos/>>. Acesso em: 19 jan. 2026.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J. Differences of ACI values between seewave and soundecology. 2015. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/soundecology/vignettes/ACIandSeewave.html>. Acesso em: 01/12/2025.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C. soundecology: soundscape ecology. R package version 1.3. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/soundecology/index.html>>. 2018. Acesso em: 20 fev. 2026.

VÁSQUEZ, Lina *et al.* Diversity of small mammals on the early second commercial cycle of Eucalyptus plantations in southeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, 489, 119052. 2021. doi:10.1016/j.foreco.2021.119052

VÁSQUEZ, L. C. **Use of agro-silvicultural landscapes by small mammals in the state of São Paulo, Brazil**. 2024. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2024. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/91/91131/tde-03022025-153044/>. Acesso em: 06 jan. 2026.

VENABLES, W. N.; SMITH, D. M.; R CORE TEAM. An Introduction to R. 2024. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/doc/manuals/r-release/R-intro.pdf>>. Acesso em: 9 fev. 2026.

VIRIDANS. Victorian Ecosystems – Heathland. Disponível em: <<https://www.viridans.com/ECOVEG/heathland.htm>>. Acesso em: 7 mar. 2026.

WILD Life Acoustic. 2024. Disponível em: <https://www.wildlifeacoustics.co>