

UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL E
MEIO AMBIENTE

Wesley de Oliveira Alves

Análise ecológica da anurofauna sob a influência da monocultura da cana-de-açúcar na região de Araçatuba, Noroeste do Estado de São Paulo

ARARAQUARA-SP
2026

Wesley de Oliveira Alves

Análise ecológica da anurofauna sob a influência da monocultura da cana-de-açúcar na região de Araçatuba, noroeste do estado de São Paulo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, curso de Mestrado, da Universidade de Araraquara – UNIARA – como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente.

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade

Orientado: Wesley de Oliveira Alves

Orientadora: Prof.^a Dra. Vanessa Colombo Corbi

Coorientador: Prof. Dr. Adriano Marques Gonçalves

FICHA CATALOGRÁFICA

A482a Alves, Wesley de Oliveira.

Análise ecológica da anurofauna sob a influência da monocultura da cana-de-açúcar de Araçatuba, noroeste do estado de São Paulo/
Wesley de Oliveira Alves. -Araraquara: Universidade de Araraquara, 2026.

110f.

Dissertação (Mestrado)- Programa de Pós-Graduação em
Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente- Universidade de
Araraquara-UNIARA

Orientador: Profa. Dra. Vanessa Colombo Corbi

1. Anuros. 2. Cana-de-açúcar. 3. Impactos ambientais. 4. Noroeste paulista. I. Título.

CDU 577.4

FOLHA DE APROVAÇÃO

NOME DO(A) ALUNO(A): **Wesley de Oliveira Alves**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente, curso de Mestrado, da Universidade de Araraquara – UNIARA – como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente.

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

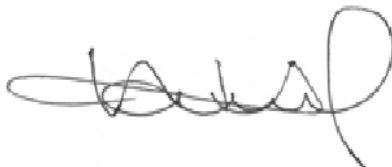
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Vanessa Colombo Corbi
UNIARA - Araraquara



Prof. Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira
UFSCAR – São Carlos



Prof. Dr. Hildebrando Herrmann
UNIARA - Araraquara

Araraquara – SP 20 de fevereiro de 2026.

DEDICATÓRIA

Dedico esta jornada de estudos aos meus pais, Valdir da Silva Alves e Edvânia Maria de Oliveira, que desde a infância me incentivaram a estudar e a perseguir meus objetivos.

Mesmo diante das dificuldades que nos afligiram, permaneceram firmes e esperançosos em um futuro melhor, não apenas para mim, mas também para todos os meus irmãos. Este trabalho é fruto de uma coletividade construída ao longo de gerações. Obrigado por sempre acreditarem em mim, meu amor por vocês é inenarrável.

AGRADECIMENTOS

A jornada de pesquisa ao longo deste trabalho foi repleta de surpresas e momentos únicos. É curioso pensar que tudo começou a partir de uma conversa informal dentro de uma farmácia. Por isso, começo meus agradecimentos ao meu amigo André Augusto Pavan, pelo convite e pelo apoio para ingressar no programa de mestrado em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente.

À minha família, principalmente aos meus irmãos Laiane de Oliveira Alves, Patrícia de Oliveira Alves e Renan de Oliveira Alves, cujo apoio e entusiasmo sempre me mantiveram firme e confiante nessa caminhada.

Aos estimáveis amigos de longa data Samir Gouvea Petean, Ariane Caroline Petean e Elen Renata Gomes Pereira, que sempre me apoiaram em todas as decisões da vida, inclusive no ingresso e permanência no mestrado. Mesmo distantes, estiveram sempre em sintonia com a minha jornada.

Sou também grato aos amigos Emerson Luiz Campagneri e Matheus Carlini Ferreira Gonçalves, que foram fundamentais, especialmente nas coletas de dados em campo. Sem vocês, este trabalho não estaria completo.

Minha gratidão se estende à pessoa que mais me apoiou dia após dia, sem medir esforços, minha eterna namorada e companheira de vida Beatriz Ferreira de Araújo. Sem você, este trabalho não teria sentido, pois seu amor e apoio sempre me deram forças para continuar.

Agradeço ainda aos meus amigos, que posso chamar de família e toda equipe da PROJEC Engenharia Ambiental, empresa em que trabalho, pela compreensão nos momentos de ausência dedicados aos estudos, sempre incentivando essa trajetória.

Aos professores e funcionários do programa, em especial à minha orientadora Vanessa Colombo Corbi e meu coorientador Adriano Marques Gonçalves, que sempre me mantiveram no caminho certo da pesquisa e me auxiliaram em momentos nos quais eu já não encontrava soluções. Agradeço também aos “anjos” da secretaria, Silvinha e Ivani, que foram fundamentais para que este trabalho acontecesse.

A Deus, fonte e apoio de todo o meu discernimento de vida e estudos, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo financiamento e apoio à pesquisa, indispensáveis para a realização deste trabalho.

“Sonho que se sonha só,
é só um sonho que se sonha só,
mas sonho que se sonha junto é realidade.”

Raul Seixas - 1974

RESUMO

Este estudo teve como objetivo analisar a composição, riqueza e estrutura da anurofauna associada à monocultura da cana-de-açúcar em uma porção do noroeste paulista, abrangendo os municípios de Araçatuba, Guararapes, Lavínia, Mirandópolis e Valparaíso, região submetida à intensa expansão canavieira desde a década de 1970. Foram realizadas nove campanhas de campo entre os anos de 2020 e 2024, em 25 pontos amostrais distribuídos em três microbacias hidrográficas, utilizando metodologias quali-quantitativas de busca ativa noturna, com registros visuais e acústicos. O esforço amostral totalizou 225 horas. Foram registradas 21 espécies de anuros, pertencentes a quatro famílias e dez gêneros, com predominância de Leptodactylidae e Hylidae. As espécies *Rhinella diptycha*, *Scinax fuscovarius* e *Leptodactylus fuscus* apresentaram ocorrência constante, sendo típicas de ambientes abertos e tolerantes à antropização. Os estimadores de riqueza Chao 2 e Jackknife de primeira ordem indicaram suficiência amostral, evidenciando correspondência entre a riqueza observada e a estimada. A maioria das espécies registradas apresentou preferência por ambientes abertos (76%), seguida por espécies generalistas (19%) e por espécies associadas a fragmentos florestais (5%), indicando simplificação da comunidade em função da matriz agrícola dominante. A abundância acumulada foi de 907 indivíduos, com destaque para *Dendropsophus nanus*, *Leptodactylus labyrinthicus*, *Leptodactylus fuscus* e *Leptodactylus podicipinus*. Os índices de diversidade variaram entre 0,98 e 2,61, com maiores valores em áreas que apresentaram maior heterogeneidade ambiental. Os resultados demonstram que a monocultura da cana-de-açúcar favorece espécies generalistas e resistentes, enquanto reduz a representatividade de espécies mais sensíveis. Entretanto, a presença de fragmentos florestais, matas ciliares e áreas úmidas mostrou-se fundamental para a manutenção da diversidade local. Conclui-se que a conservação da anurofauna na região depende da integração entre produção agrícola e gestão ambiental, por meio da proteção das Áreas de Preservação Permanente, recuperação de habitats degradados, implantação de corredores ecológicos e fortalecimento das ações de monitoramento e fiscalização ambiental.

Palavras-chave: Anuros, cana-de-açúcar, impactos ambientais, noroeste paulista.

ABSTRACT

This study aimed to analyze the composition, richness, and structure of anuran assemblages associated with sugarcane monoculture in northwestern São Paulo State, Brazil, encompassing the municipalities of Araçatuba, Guararapes, Lavínia, Mirandópolis, and Valparaíso, a region subjected to intense sugarcane expansion since the 1970s. Nine field campaigns were conducted between 2020 and 2024 at 25 sampling sites distributed across three hydrographic microbasins, using qualitative and quantitative nocturnal active search methods with visual and acoustic records. The total sampling effort reached 225 hours. A total of 21 anuran species were recorded, belonging to four families and ten genera, with predominance of Leptodactylidae and Hylidae. *Rhinella diptycha*, *Scinax fuscovarius*, and *Leptodactylus fuscus* showed constant occurrence and are typical of open environments and tolerant to anthropogenic disturbance. Species richness estimators (Chao 2 and first-order Jackknife) indicated sampling sufficiency, with observed richness matching estimated values. Most recorded species showed preference for open environments (76%), followed by generalist species (19%) and species associated with forest fragments (5%), indicating community simplification driven by the agricultural matrix. A total abundance of 907 individuals was recorded, with *Dendropsophus nanus*, *Leptodactylus labyrinthicus*, *Leptodactylus fuscus*, and *Leptodactylus podicipinus* being the most abundant species. Diversity indices ranged from 0.98 to 2.61, with higher values observed in areas with greater environmental heterogeneity. The results demonstrate that sugarcane monoculture favors generalist and disturbance-tolerant species while reducing the representation of more sensitive taxa. However, the maintenance of forest fragments, riparian vegetation, and wetlands proved essential for sustaining local diversity. It is concluded that anuran conservation in the region depends on integrating agricultural production with environmental management through the protection of Permanent Preservation Areas, restoration of degraded habitats, implementation of ecological corridors, and strengthening of environmental monitoring and enforcement actions.

Keywords: Anurans, sugarcane, environmental impacts, northwest São Paulo.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1– Prática metodológica de caminhada aleatório às margens de recurso hídrico e momento de registro fotográfico das espécies estudadas.	30
Figura 2– Localização das microbacias onde estão localizados os pontos de estudos.....	32
Figura 3– Localização dos pontos de estudos inseridos na microbacia Ribeirão Água Fria....	33
Figura 4– Localização dos pontos de estudos inseridos na microbacia Córrego Dezoito.....	34
Figura 5– Localização dos pontos de estudos inseridos na microbacia Ribeirão Jacaré-Catinga.	35
Figura 6 – Diferentes pontos de estudos, bem com suas características específicas.....	37
Figura 7 – Estimadores de riqueza não paramétricos ao longo das campanhas de estudos.	42
Figura 8 – Registros fotográficos das espécies observadas através da metodologia direta de visualização.	45
Figura 9 – Riqueza de espécies distribuídas por ponto de estudo ao longo das campanhas de amostragens (2020-2024)	52
Figura 10 – Análise de Cluster apresentada no Dendrograma de Similaridade proposto por Jaccard.	55
Figura 11 – Distribuição das espécies registradas ao longo das campanhas de estudos, através da abundância acumulada.....	57
Figura 12 – Valores de diversidade obtida em cada ponto de estudo.....	60
Figura 13 – Valores de equitabilidade obtida em cada ponto de estudo.	60
Figura 14 – Localização dos pontos de estudos associado a cobertura e uso da terra (2020)..	64
Figura 15 – Localização dos pontos de estudos associado a cobertura e uso da terra (2021)..	65
Figura 16 – Localização dos pontos de estudos associado a cobertura e uso da terra (2022)..	66
Figura 17 – Localização dos pontos de estudos associado a cobertura e uso da terra (2023)..	67
Figura 18 – Localização dos pontos de estudos associado a cobertura e uso da terra (2024)..	68
Figura 19 – Localização dos pontos de estudos associado ao zoneamento agroambiental	71
Figura 20 – Ponto de estudos P01, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, taboa e fragmento florestal.	98
Figura 21 – Ponto de estudos P02, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, taboa e fragmento florestal.	98
Figura 22 – Ponto de estudos P03, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.	99
Figura 23 – Ponto de estudos P04, caracterizado como riacho represado associado a fragmento florestal limítrofe a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.	99
Figura 24 – Ponto de estudos P05, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e fragmento florestal.	100
Figura 25 – Ponto de estudos P06, caracterizado por poça temporária associada a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.	100
Figura 26 – Ponto de estudos P07, caracterizado por poça temporária e formação brejosa, associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.....	101

Figura 27 – Ponto de estudos P08, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.	101
Figura 28 – Ponto de estudos P09, caracterizado como barramento artificial, associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.	102
Figura 29 – Ponto de estudos P10, caracterizado como poça temporária associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.	102
Figura 30 – Ponto de estudos P11, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.	103
Figura 31 – Ponto de estudos P12, caracterizado como riacho represado associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.	103
Figura 32 – Ponto de estudos P13, caracterizado como riacho represado associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.	104
Figura 33 – Ponto de estudos P14, caracterizado como barramento artificial associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, taboa e arbustos.	104
Figura 34 – Ponto de estudos P15, caracterizado como riacho represado com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.	105
Figura 35 – Ponto de estudos P16, caracterizado como riacho represado e poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.	105
Figura 36 – Ponto de estudos P17, caracterizado como poça temporária com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.	106
Figura 37 – Ponto de estudos P18, caracterizado como poça permanente e formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.	106
Figura 38 – Ponto de estudos P19, caracterizado como várzea com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.	107
Figura 39 – Ponto de estudos P20, caracterizado como barramento artificial com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.	107
Figura 40 – Ponto de estudos P21, caracterizado como barramento artificial associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, taboa, arbustos e fragmento florestal.	108
Figura 41 – Ponto de estudos P22, caracterizado como riacho represado com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.	108
Figura 42 – Ponto de estudos P23, caracterizado como riacho represado com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.	109

Figura 43 – Ponto de estudos P24, caracterizado como barramento artificial com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.....	109
Figura 44 – Ponto de estudos P25, caracterizado como barramento artificial com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.....	110

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	15
2.1. Objetivos Gerais	15
2.2. Objetivos Específicos	15
3. REVISÃO DA LITERATURA	16
3.1. O cultivo da cana-de-açúcar (<i>Saccharum spp.</i>)	16
3.2. Expansão da cana-de-açúcar	17
3.3. Impactos negativos gerados pelo cultivo de cana-de-açúcar	18
3.4. Aspectos ecológicos e biológicos dos anuros	21
3.5. Efeitos adversos do cultivo da cana-de-açúcar aos anuros	23
3.6. Caracterização topográfica e geológica da região de Araçatuba/SP	26
4. MATERIAIS E MÉTODOS	27
4.1. Caracterização da área de estudo	27
4.2. Coleta de dados	29
4.3. Análise de dados	38
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.1. Esforço amostral	40
5.2. Riqueza e composição de espécies	43
5.3. Aspectos ecológicos	50
5.4. Abundância estimada e índices ecológicos	57
5.5. Análises geoespaciais	63
5.6. Impactos negativos associados	72
5.7. Proposição de ações mitigatórias	74
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	79
REFERÊNCIAS	82
APÊNDICE A – CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE ESTUDOS	98

1. INTRODUÇÃO

Ao longo dos anos o avanço agroindustrial tomou proporções elevadas, contribuindo de forma positiva para o crescimento econômico de diversas regiões, em especial do noroeste paulista. Neste sentido a região que na década de 1960 era denominada terra do boi gordo (Fiorin, 2013), atualmente já não carrega esse nome como anteriormente, visto que exibe grande destaque no cultivo da monocultura de cana-de-açúcar (canavicultura) para produção de etanol, açúcar e energia.

A partir do século XVI oriundo da colonização do Brasil, o cultivo da cultura de cana-de-açúcar ganhou espaço no território brasileiro, principalmente na região litorânea do Nordeste, assim desde então ela passou por diversas modificações ao longo dos anos, principalmente nas questões sociais e políticas. No entanto em 1975 com a criação do Programa Nacional do Álcool (Proálcool) a cultura apresentou expressivo aumento, visto que através deste programa o estado ofertava estímulos para produção de etanol à base de cana-de-açúcar em maior proporção (Goldemberg, 2007).

Já no ano de 1979 com a segunda fase do Proálcool, destacada pela alta demanda de produção de álcool, bem como a prospecção de novas terras para o cultivo, o noroeste paulista que apresentava terras ocupadas por outras culturas ganha visibilidade para receber a cultura de cana-de-açúcar, e se desenvolver a partir dela (Bini; Costa; Dias, 2011).

Neste sentido, as ações exercidas pela canavicultura como a aplicação de agrotóxicos, fertilizantes químicos e biológicos, desmatamento, degradação dos ecossistemas com a supressão de árvores isoladas e fragmentos florestais, conversão de solo e paisagem, contaminação de rios, lagos, lagoas e águas subterrâneas através do uso descontrolado de agrotóxicos e seus resíduos, causam prejuízo não só para a saúde humana mas também para toda a biodiversidade local (Geolnova Agro, 2023), resultando em sérios impactos ambientais, principalmente a extinção de espécies benéficas para a produção agrícola como o grupo das abelhas (Barreto, 2021).

Dentre as espécies faunísticas que são afetadas pela canavicultura, destacam-se os anuros, que dependem não só de ambientes terrestres, mas também de ambientes aquáticos, principalmente no início da vida, através da forma de ovos e girinos (Duellman; Trueb, 1994; Wells, 2007; Campos *et al.*, 2013). Anuros são ectotérmicos, possuem pele permeável e, conseqüentemente, são suscetíveis às condições ambientais, que podem afetar sua distribuição e uso de habitat (Duellman; Trueb, 1994). Assim, as ações antrópicas contribuem para que este

grupo seja um dos mais sensíveis a modificações no meio ambiente (Verdade *et al.*, 2010; Preuss, 2018).

Ainda no que se refere aos anuros, a redução das suas populações e suas consequências têm sido amplamente documentadas ao longo dos anos (Houlahan *et al.*, 2000; Gray *et al.*, 2004). A perda de habitat é considerada o fator mais crítico, especialmente para espécies que dependem de micro-habitat e microclimas florestais específicos (Bertoluci *et al.*, 2007). Estudos recentes demonstram que a fragmentação da paisagem e as mudanças climáticas têm impactos negativos significativos sobre a distribuição e a abundância das populações de anuros, especialmente em ecossistemas como a Mata Atlântica e o Cerrado (Rangel, 2024; Santos, 2023). Além disso, pesquisas recentes indicam que variações térmicas e de umidade, resultantes de alterações nos microclimas, têm efeitos diretos sobre a fisiologia e o comportamento reprodutivo das espécies de anuros, ameaçando sua sobrevivência (Scheele *et al.*, 2020; Bonfim, 2023).

A necessidade de caracterizar a composição e estrutura da comunidade de anuros na região de Araçatuba, inserida no noroeste paulista, particularmente em áreas associadas à monocultura de cana-de-açúcar, é premente devido aos impactos significativos sobre esse grupo faunístico. Visto que de acordo com os estudos de Provete *et al.* (2011) o noroeste paulista abriga uma riqueza de espécies distribuída em 37 espécies, representadas por cinco famílias. Sendo assim, o conhecimento da diversidade de espécies em um território específico é essencial para o planejamento de ações eficazes de mitigação de impactos ambientais (Meliadou; Troumbis, 1997; Boulinier *et al.*, 1998; Hurlbert; White, 2005).

Além disso, a ocorrência de espécies endêmicas, ameaçadas ou sensíveis à alteração do habitat, registrada através de estudos de inventários, pode subsidiar a delimitação de zonas de proteção, corredores ecológicos e áreas de amortecimento (Gonçalves, 2021; ICMBio, 2025). Em regiões com a extensa monocultura, alterações ecológicas como a redução de espécies florestais e aumento de espécies generalistas, são considerados indicativos de impactos que as comunidades de anuros sofrem, reforçando assim a necessidade da adoção de práticas conservacionistas previstas nos protocolos agroambientais (Pombal; Haddad, 2007).

Nesse contexto, a comunidade de anuros constitui o grupo focal da presente dissertação, uma vez que esses anfíbios são amplamente reconhecidos como bioindicadores de qualidade ambiental, em função de sua elevada sensibilidade a perturbações antrópicas. Sua pele altamente permeável, ciclo de vida bifásico e dependência de ambientes úmidos tornam-nos

particularmente vulneráveis à contaminação por agentes químicos e à redução de habitats naturais, condições frequentemente associadas às práticas agrícolas intensivas, como a monocultura de cana-de-açúcar (Moreira *et al.*, 2012).

Neste contexto, este estudo realizou o inventário das espécies de anuros nas regiões dos municípios de Mirandópolis, Lavínia, Valparaíso, Guararapes e Araçatuba, no Noroeste Paulista, ao longo de quatro anos (2020 a 2024). Além disso, são identificados os principais impactos ambientais e sugeridas estratégias de mitigação.

Considerando o desenvolvimento do Brasil através do cultivo da cana-de-açúcar, especialmente no noroeste paulista, surgem questões relacionadas a como o atual avanço agroindustrial está interagindo com o meio ambiente regional. Quais são os efeitos negativos sobre o meio ambiente? Grupos faunísticos mais sensíveis, como os anuros, estão sendo afetados? Qual é a riqueza de espécies de anuros na região estudada? A monocultura da cana-de-açúcar contribui para a sobrevivência dessas espécies? Quais são as medidas mitigatórias implementadas pelas agroindústrias? Estas medidas são, de fato, eficazes? Existe fiscalização efetiva sobre as ações das empresas? De que maneira os órgãos ambientais monitoram as operações agroindustriais?

Diante do contexto voltado ao avanço agroindustrial associado à expansão da monocultura da cana-de-açúcar, parte-se da hipótese de que esse modelo agrícola atua de forma negativa sobre a composição e estrutura da anurofauna, ocasionando a simplificação do ambiente bem como das comunidades locais. Espera-se que ambientes dominados pelo cultivo de cana-de-açúcar atuem como filtro ambiental, selecionando espécies com maior resistência e tolerância às perturbações antrópicas, sendo as espécies de áreas abertas, generalistas e com maior plasticidade ecológica, enquanto espécies mais sensíveis, em especial aquelas associadas a ambientes florestais, apresentem menor representatividade. Tal resultado estaria de encontro com a degradação, fragmentação e homogeneização dos habitats naturais, resultantes das práticas agrícolas intensivas relacionado à monocultura de cana-de-açúcar.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos Gerais

O presente estudo teve como objetivo avaliar a riqueza, composição e estrutura da comunidade de anuros associada à cultura de cana-de-açúcar, analisando sua relação com características ambientais em paisagem antropizada.

2.2. Objetivos Específicos

- 1) Inventariar as espécies de anuros registradas na área de estudo.
- 2) Analisar a influência das variáveis ambientais sobre a riqueza, abundância e composição da comunidade.
- 3) Analisar a influência das variáveis ambientais sobre a riqueza, abundância e composição da comunidade.
- 4) Sugerir estratégias de mitigação baseadas nos padrões ecológicos observados.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. O cultivo da cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*)

O cultivo de cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*) destaca-se na matriz agroenergética brasileira, sendo o país o principal produtor mundial de açúcar e etanol derivados de cana-de-açúcar. A produção concentra-se na região Centro-Sul, com destaque para o estado de São Paulo, que responde por parcela significativa da área plantada e da produtividade nacional. A produtividade média brasileira tem oscilado entre 70 e 85 toneladas por hectare, refletindo elevado nível de mecanização, melhoramento genético e intensificação do manejo (CONAB, 2024).

O modelo produtivo da atualidade baseia-se na colheita mecanizada sem queima e na manutenção da palhada sobre o solo, práticas que alteraram a dinâmica do manejo agrônomo. Embora tenham reduzido emissões atmosféricas associadas à queima pré-colheita, essas mudanças ampliaram a dependência de insumos químicos, sobretudo herbicidas empregados no controle de plantas daninhas (Goldemberg; Coelho; Guardabassi, 2008).

Entre os princípios ativos mais utilizados destacam-se glifosato, atrazina, diuron e 2,4-D, aplicados tanto na dessecação pré-plantio quanto no manejo pós-emergente. Monitoramentos realizados em bacias hidrográficas paulistas com predominância de cultivo canavieiro registraram a presença desses compostos em águas superficiais, evidenciando potencial de transporte e dispersão no ambiente (Armas *et al.*, 2005). A aplicação recorrente desses agrotóxicos em extensas áreas de monocultura, combinada com configuração paisagística simplificada, torna plausível a exposição de organismos não alvo, como anfíbios, cujas características fisiológicas e ciclo de vida bifásico os tornam sensíveis às alterações químicas e estruturais do ambiente (Mann *et al.*, 2009).

As aplicações ocorrem majoritariamente por pulverização terrestre mecanizada, admitindo-se, em situações específicas e conforme regulamentação vigente, o emprego de aplicação aérea (Brasil, 2024). No controle de pragas, destaca-se a broca-da-cana (*Diatraea saccharalis*), cujo manejo no Brasil consolidou-se pelo uso do parasitoide *Cotesia flavipes*, estratégia amplamente reconhecida pela eficácia e pela redução do uso de inseticidas sintéticos (Parra *et al.* 2002).

3.2. Expansão da cana-de-açúcar

Introduzida no Brasil através da colonização em meados do século XVI, o cultivo da cana-de-açúcar tomou espaço inicialmente nas áreas litorâneas da costa brasileira e posteriormente foi se expandindo ao longo do continente, sendo que os engenhos para produção açucareira utilizavam como mão de obra a escravidão de indígenas e africanos. Assim, ao longo dos séculos através de diversas transformações paisagísticas, econômicas e políticas, tecnológicas e territoriais em meados do século XX os engenhos foram gradativamente substituídos por usinas sucroalcooleiras, e posteriormente no século XXI renomeados por usinas sucroenergéticas, visto que a demanda da produção de etanol originada da cana-de-açúcar já era um cenário economicamente promissor (Rodrigues; Ross, 2020).

A partir dos anos 2000 se evidenciou o aumento das atividades canavieiras no Brasil, regido por diversos fatores, como a alta demanda por etanol, relacionada ao crescimento de veículos movidos a mais de uma opção de combustível (Flex), demanda por energias de fontes renováveis, elevado preço internacional do açúcar e tratados em função ao protocolo de Kyoto, o qual abordou a importância do controle da emissão de gases de efeito estufa na atmosfera, principalmente o de combustíveis fósseis (Abdala; Ribeiro, 2011).

Estudos de Shikida, Azevedo e Vian (2011) apontam que o estado de São Paulo inicia o destaque na produção de derivados da cana-de-açúcar a partir de 1950, sendo desde então o estado com o maior percentual de produção no Brasil. De acordo com o boletim de safra 2023/2024 divulgadas pela União da Indústria de Cana-de-Açúcar – UNICA e a Companhia Nacional de Abastecimento – CONAB o estado de São Paulo registrou avanço de 23,24% na produção (387,60 milhões de toneladas na safra 2023/2024), estando acima de todos os estados brasileiros (CONAB, 2024).

As preocupações ambientais associadas a diversas atividades e processos econômicos são amplamente reconhecidas, e o cultivo da cana-de-açúcar, e seu processamento industrial, não apresenta exceções (Mardegan, 2023). Nesse contexto, foi sancionada, em 19 de setembro de 2002, a Lei Estadual nº 11.241/2002, que estabeleceu a eliminação gradual da prática de queima da palha da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo (São Paulo, 2002).

Entretanto, a efetiva aplicação da referida legislação enfrentou diversos questionamentos ao longo dos anos, sendo objeto de alterações sucessivas. Isso se deve, em grande parte, à existência de cenários produtivos desiguais, como a distinção entre áreas mecanizáveis e não mecanizáveis. Visto que em áreas com declividades superiores a 12% era

inviável o acesso de máquinas para a colheita mecanizada, assim, nessas áreas a queima continuava permitida como prática operacional (Zanini, 2024).

Em 2007, com a implementação do Protocolo Agroambiental do Estado de São Paulo, conhecido como Protocolo do Etanol Verde encerrou-se a aplicabilidade da Lei Estadual nº 11.241, de 19 de setembro de 2002. Essa nova diretriz, originada a partir de acordos entre o setor sucroenergético e o governo estadual, teve como objetivo principal antecipar o prazo para a eliminação da queima da palha da cana-de-açúcar, reduzindo-o de 2031 para 2017. Em 2017, o programa foi reformulado e passou a ser denominado Etanol Mais Verde, ampliando seu escopo de atuação ambiental (Zanini, 2024)

De acordo com Mardegan (2023), embora o Protocolo Agroambiental represente um avanço na integração entre a produção agrícola e a conservação ambiental, sua implementação não está isenta de contradições. A adoção intensiva de novas tecnologias e a mecanização da colheita, propostas como medidas de redução dos impactos ambientais, também resultaram em efeitos colaterais significativos sobre o meio ambiente e sobre as comunidades locais. Essas repercussões envolvem desde alterações nos ecossistemas até impactos socioeconômicos relacionados à reorganização do mercado de trabalho no campo.

3.3. Impactos negativos gerados pelo cultivo de cana-de-açúcar

Gilio (2015) descreve que os efeitos da expansão da canavicultura impactam diversas áreas como ambientais, sociais, econômicas, alimentares, além de problemáticas hídricas e territoriais.

Dentre elas, a conversão do solo é considerada uma prática transformadora que a humanidade utiliza para sua sobrevivência, bem-estar e produção de alimentos e produtos (Ramankutty *et al.*, 2006). Eventos como a expansão agrícola são oriundas principalmente da conversão de áreas naturais, causando assim impactos negativos ao meio ambiente, tais como perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Vitousek, 1997; Sala *et al.*, 2000; Joseph *et al.*, 2003), degradação do solo (Trimble; Crosson, 2000) bem como a emissão de gases do efeito estufa (Houghton, 2003)

Estudos sobre uso e cobertura do solo no bioma Mata Atlântica no estado de São Paulo demonstram que a expansão da monocultura de cana-de-açúcar, está entre as principais práticas agrícolas que alteram a paisagem natural. Análises do projeto MapBiomas indicam crescimento expressivo da área agrícola na Mata Atlântica nas últimas décadas, com destaque para a cana-

de-açúcar, que representa parcela significativa da lavoura temporária no bioma. Aproximadamente 71% da área cultivada com cana-de-açúcar na Mata Atlântica concentra-se no estado de São Paulo (MAPBIOMAS, 2024). Essa expansão tem se sobreposto a remanescentes florestais e comprometido a vegetação nativa, contribuindo para a fragmentação e redução de habitat natural, com impactos diretos sobre a biodiversidade e processos ecológicos do bioma (Smeets *et al.*, 2008). De acordo com o IBGE no ano de 2023 o Brasil contou com 10.065.599 hectares de cana-de-açúcar colhida (IBGE, 2025a), sendo 5.484.192 hectares colhidos só no estado de São Paulo (IBGE, 2025b).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 1, de 23 de janeiro de 1986, em seu artigo 1^a, define impactos ambientais como:

Considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população; II - as atividades sociais e econômicas; III - a biota; IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; V - a qualidade dos recursos ambientais.

Objetivando a conservação do meio ambiente o zoneamento agroambiental para o setor sucroalcooleiro, instituído pela Resolução SMA nº 88/2008 e Resolução Conjunta SMA – SAA Nº 004, de 18/2008, estabelece critérios e diretrizes para a expansão da cultura da cana-de-açúcar de forma ambientalmente adequada. Seu objetivo é orientar o uso e ocupação do solo visando a proteção de ecossistemas naturais, a conservação dos recursos hídricos e da biodiversidade, bem como a redução de impactos ambientais associados à monocultura e ao uso intensivo do solo. As áreas do estado de São Paulo são classificadas de acordo com sua sensibilidade de uso para a expansão da cultura da cana-de-açúcar, considerando critérios técnicos, legais e ambientais. Essa classificação contempla três categorias principais sendo áreas adequadas com limitações, áreas adequadas com restrições e áreas inadequadas. (São Paulo, 2008a; 2008b)

As áreas adequadas com limitações são aquelas em que o cultivo da cana-de-açúcar é permitido, desde que sejam observadas determinadas condições técnicas e ambientais que limitam seu uso direto. Essas limitações podem incluir fatores como declividades moderadas, solos com baixa fertilidade ou suscetíveis à erosão, além da proximidade com fragmentos de vegetação nativa. Nesses casos, recomenda-se a adoção de práticas conservacionistas, como plantio em nível, manutenção da cobertura do solo, de modo a evitar processos de degradação ambiental (São Paulo, 2008b).

Já as áreas adequadas com restrições apresentam uma maior sensibilidade ambiental e, por isso, sua utilização para o cultivo da cana-de-açúcar depende de uma análise específica por parte dos órgãos competentes. Essas áreas geralmente se localizam próximas a nascentes, matas ciliares, veredas ou zonas de conectividade ecológica. A autorização para plantio nessas áreas está condicionada à realização de estudos ambientais prévios, e à aplicação de medidas de mitigação, compensação e monitoramento ambiental mais rigorosas (São Paulo, 2008b).

As áreas inadequadas são aquelas em que o plantio da cana-de-açúcar é expressamente proibido, devido a sua elevada importância ecológica, legal ou técnica. Incluem-se nesse grupo as áreas cobertas por vegetação nativa preservada ou em estágio avançado de regeneração, as Áreas de Preservação Permanente, as Unidades de Conservação, as terras indígenas, bem como as zonas de recarga aquífera e outras regiões de alta vulnerabilidade ambiental. Nesses locais, o objetivo principal é garantir a proteção dos ecossistemas, da biodiversidade e dos serviços ambientais estratégicos (São Paulo, 2008b).

Segundo Gonçalves (2021), essa política pública se destaca como uma importante ferramenta de planejamento territorial ambiental, ao alinhar os interesses da produção sucroalcooleira com os compromissos ambientais do estado de São Paulo, fortalecendo a governança ambiental e o licenciamento rural sustentável.

Dentre os impactos ambientais negativos oriundos da monocultura de cana-de-açúcar, destacam-se a fragmentação de habitat e redução da biodiversidade local, causada pela conversão do solo e desmatamento no ato da implantação e expansão dos canaviais, contaminação do solo e recursos hídricos (superficial e subterrânea), oriundas da aplicação de defensivos químicos, adubação em excesso, vinhaça e derivados; compactação do solo, originada pelo trânsito de máquinas pesadas; descaracterização e assoreamentos dos corpos hídricos originados por erosões e preparo de solo; danos à fauna e flora em virtude a ocorrência de incêndios (Kitada *et al.*, 2010; Ramos; Luchiari-Junior, 2022).

O cultivo da cana-de-açúcar pode ser afetado por inúmeras pragas, embora poucas causem danos significativos à cultura. Dependendo da espécie de praga diagnosticada e do nível de infestação, a lavoura pode sofrer prejuízos importantes. Pragas de solo, como cupins, nematoides, formigas cortadeiras e besouros (*Selenophorus* sp. e *Migdolus* sp.), causam reduções significativas na produtividade agrícola e industrial. Além disso, o uso de pesticidas abrange não apenas o controle de pragas, mas também a aplicação de herbicidas para controlar ervas daninhas infestantes. Para o manejo dessa cultura, são comumente utilizados cerca de 49

produtos, distribuídos em aproximadamente 38 princípios ativos, muitos dos quais são proibidos em países da Europa. Um exemplo notável é o fipronil, que apresenta alto grau de toxicidade, comprovado pelos problemas sérios registrados em organismos expostos (Tingle *et al.*, 2003).

Estudos realizados por diversos autores (Armas *et al.*, 2005; Corbi *et al.*, 2006; Flores *et al.*, 2008; Fialho *et al.*, 2018) relatam alguns dos principais agrotóxicos utilizados na cultura de cana-de-açúcar, os quais apresentam diversos impactos, sendo referentes ao contato com recursos hídricos, e referentes à exposição dos trabalhadores rurais, que lidam diariamente com os produtos (Fialho *et al.*, 2018).

Verdade *et al.*, (2010) aponta em seus estudos que as agroindústrias no uso irregular de agrotóxicos contaminam o solo e corpos d'água, afetando diretamente a comunidade faunística local, em especial populações de anfíbios, e ressalta que durante as atividades industriais, as altas temperaturas geradas pelas indústrias geram intensas ondas de calor na região, alterando a atmosfera, clima e ciclo de chuvas, gerando assim impactos a todo o meio ambiente.

3.4. Aspectos ecológicos e biológicos dos anuros

A ordem Anura representa o grupo mais diverso entre os anfíbios, com ampla distribuição geográfica e expressiva plasticidade ecológica. Mundialmente apresenta diversidade superior a 5.600 espécies. O Brasil é considerado o país com a maior diversidade de anuros, abrigando 1.144 espécies, das quais aproximadamente 500 são endêmicas, ou seja, exclusivas do território brasileiro (Segalla *et al.* 2021).

Em geral, os anuros apresentam ciclo de vida bifásico, composto por fase larval aquática e fase adulta predominantemente terrestre, conectadas por metamorfose que envolve mudanças morfológicas, fisiológicas e comportamentais significativas (Duellman; Trueb, 1994; Wells, 2007). Essa necessidade funcional de ambientes distintos amplia sua participação nos fluxos de energia e matéria entre sistemas aquáticos e terrestres, ao mesmo tempo em que condiciona sua permanência na paisagem à disponibilidade de ambientes adequados, sobretudo durante a reprodução.

Na região Neotropical, observa-se uma maior diversidade de modos reprodutivos, estratégias que incluem desovas em poças temporárias, construção de ninhos de espuma, desenvolvimento larval em depósitos de água pluvial armazenados em cavidades e depressões de plantas terrestres (fitotelmos) e, em alguns casos, desenvolvimento direto, refletem respostas

evolutivas às variações ambientais locais (Haddad; Prado, 2005). A diversidade dessas estratégias está estreitamente vinculada ao regime hídrico, à estabilidade dos habitats e às pressões seletivas impostas por mudanças climáticas e pela estrutura da paisagem.

Já no que diz respeito a dieta alimentar, os girinos exercem funções variadas nos ecossistemas aquáticos, atuando como raspadores, filtradores ou detritívoros, com contribuição relevante para a ciclagem de nutrientes e para a dinâmica da produtividade primária (Duellman; Trueb, 1994). Os adultos, por sua vez, ocupam predominantemente o papel de predadores de artrópodes, influenciando populações de insetos e outros invertebrados (Toft, 1980; Wells, 2007), além disso estes integram a base alimentar de diferentes vertebrados, conectando níveis tróficos e contribuindo para a manutenção da estabilidade ecológica.

A composição e distribuição das espécies está intimamente associada à estrutura do habitat, incluindo disponibilidade e qualidade de corpos d'água, cobertura vegetal, umidade e regime térmico. Processos de perda e fragmentação têm alterado a composição das assembleias, favorecendo espécies generalistas em detrimento de especialistas associados a ambientes florestais, ou seja, aquelas mais sensíveis a ações antrópicas (Cushman, 2006). Em regiões fragmentadas, a separação espacial entre áreas reprodutivas e áreas de vida adulta, tende a reduzir o sucesso reprodutivo e aumentar a suscetibilidade populacional a perturbações adicionais, elevando a exposição a predadores, reduzindo a disponibilidade hídrica ao longo do trajeto e aumentando a mortalidade durante o deslocamento (Becker *et al.*, 2007).

A movimentação e a dispersão de anuros desempenham papel central na manutenção da conectividade populacional e na preservação da diversidade genética, sobretudo em paisagens submetidas à fragmentação. Ainda que diversas espécies apresentem fidelidade aos sítios reprodutivos (filopatria), são frequentes os deslocamentos sazonais entre áreas de reprodução e ambientes utilizados para abrigo e alimentação. A amplitude desses movimentos pode variar de algumas dezenas a centenas de metros, conforme as características biológicas da espécie e a permeabilidade da matriz paisagística (Wells, 2007).

Sob a perspectiva fisiológica, a permeabilidade cutânea elevada e a dependência de ambientes úmidos tornam os anuros particularmente sensíveis a contaminantes químicos, variações microclimáticas e alterações hidrológicas. Essas características contribuem para explicar os declínios populacionais registrados globalmente nas últimas décadas (Blaustein; Wake, 1990; Stuart *et al.*, 2004). A exposição a pesticidas e outros agroquímicos, por exemplo,

tem sido associada a efeitos letais e subletais, incluindo disfunções endócrinas e redução do desempenho reprodutivo (Hayes *et al.*, 2006).

A associação dos atributos fisiológicos, ecológicos e reprodutivos confere aos anuros elevada sensibilidade a alterações na estrutura e na qualidade química dos ambientes que ocupam. Essa condição os caracteriza como bioindicadores em estudos de qualidade ambiental e em análises de impacto relacionadas a sistemas agrícolas intensivos. Evidências apontam que a intensificação do uso de agroquímicos, aliada à homogeneização da paisagem, pode comprometer parâmetros demográficos, desempenho individual e composição das assembleias de anfíbios (Pelinson *et al.*, 2023; Ferrante; Fearnside, 2020). Estudos realizados no estado de São Paulo indicam que a manutenção da heterogeneidade ambiental e da integridade dos remanescentes naturais está diretamente associada à persistência da diversidade local, reforçando a relevância da estrutura da paisagem como elemento determinante para a conservação do grupo (Rossa-Feres; Sawaya *et al.*, 2011; Maffei, 2010; Valente, 2024).

3.5. Efeitos adversos do cultivo da cana-de-açúcar aos anuros

Entre os grupos faunísticos impactados pela canavicultura, destaca-se os anuros, que são reconhecidos como um dos grupos de animais mais ameaçados de extinção no mundo, enfrentando uma crise significativa desde a década de 1980. Estima-se que cerca de 30% das espécies de anuros estejam em risco de desaparecer nos próximos anos. Aproximadamente 25% dessas espécies são tão pouco conhecidas que não é possível determinar seu estado de conservação, evidenciando que de acordo com o State of the World's Amphibians (IUCN SSC Amphibian Specialist Group, 2023), já foram confirmadas 37 espécies de anfíbios completamente extintas na natureza, além de duas espécies que sobrevivem apenas em cativeiro. Esta segunda avaliação global dos anfíbios apresenta dados atualizados sobre milhares de espécies e suas tendências de risco de extinção, no Brasil são apontados que 26 espécies de anfíbios estão possivelmente extintas, embora ainda não tenham essa classificação formal na IUCN, podendo estar classificadas como Criticamente em Perigo (CR), possivelmente extintas (Luedtke *et al.*, 2023). Visto que no Brasil de acordo com dados da IUCN (2025) atualmente estão catalogadas 1165 espécies de anuros no Brasil, e destes 25% está classificado em algum grau de ameaça de extinção.

De acordo com a portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022, na qual atualiza lista de espécies ameaçadas de extinção no Brasil, destaca-se que 59 espécies de anuros estão classificadas em algum grau de ameaça de extinção. Já no estado de São Paulo, de acordo com

o Decreto Estadual nº 63.853/2018 são apresentadas 10 espécies categorizadas em algum grau de ameaça.

Evidencia-se que a importância ecológica dos anfíbios exhibe múltiplos fatores, em especial os serviços ecossistêmicos, que correspondem aos benefícios diretos e indiretos fornecidos pelos ecossistemas à sociedade, no qual encontra-se diretamente associados à manutenção da biodiversidade e das funções ecológicas, uma vez que diferentes grupos de espécies contribuem de forma complementar para a provisão desses serviços, de modo que a perda de espécies pode resultar na redução da funcionalidade dos ecossistemas (Valencia-Aguilar *et al.*, 2013). Nesse contexto, em ecossistemas neotropicais, anfíbios contribuem para múltiplos processos ecológicos essenciais, incluindo controle de invertebrados e fluxo de energia entre habitats aquáticos e terrestres (Cortes-Gómez *et al.*, 2015). Além disso, a sensibilidade a mudanças físicas e químicas do ambiente faz com que sejam utilizados como indicadores de integridade ecológica em programas de monitoramento (USGS, 2004). Hocking e Babbitt (2014) também reforça que os anuros exercem funções ecológicas associadas a serviços de regulação e suporte, demonstrando sua importância para a estabilidade e sustentabilidade dos ecossistemas.

Estudos indicam que a expansão da monocultura de cana-de-açúcar contribui para a perda de habitats naturais e a diminuição da biodiversidade local. Os anuros, em particular, são altamente vulneráveis às mudanças climáticas e às atividades antrópicas devido à sua dependência de habitats específicos, sensibilidade às alterações ambientais, baixa mobilidade e limitada adaptação às mudanças no ambiente (Bennett *et al.*, 2016; Buckley *et al.*, 2012; Navas *et al.*, 2012).

A presença de monoculturas frequentemente está associada à maior suscetibilidade à ocorrência de incêndios. Esse cenário pode desencadear impactos ambientais negativos, com efeitos diretos e indiretos sobre a fauna silvestre. No caso da comunidade de anuros, os efeitos tendem a ser particularmente significativos, sobretudo em decorrência da alteração e simplificação de seus habitats naturais, perda de micro-habitats úmidos, redução de abrigos e modificação das condições microclimáticas (Blaustein *et al.*, 2010; Walls *et al.*, 2013; Rolland *et al.*, 2018). Tais eventos de fogo expõem os anuros a condições extremas de calor, o que, aliado à sua limitada capacidade de locomoção (Sinsh, 1990), contribui para elevadas taxas de mortalidade. Além disso, os incêndios promovem a desidratação de ovos, especialmente em ambientes reprodutivos como poças temporárias, sensíveis à elevação da temperatura e à redução da umidade (Stebbins; Cohen, 1995). Os efeitos combinados do avanço agropecuário

e das queimadas revelam-se como fatores intimamente relacionados ao declínio populacional das comunidades de anuros, conforme evidenciado por diversos estudos (Silvano; Segalla, 2005; Smith, 2000).

Os impactos dos agrotóxicos utilizados no cultivo da cana-de-açúcar sobre os anuros, podem ser evidenciados em alguns estudos como de Araujo e Malvasio (2016) que relata alterações morfológicas da espécie *Leptodactylus latrans* em decorrência ao contato de glifosato (Roundup® Original), e Costa (2014) e Figueiredo *et al.* (2014) também relatam a existência de toxicidade em larvas das espécies *Physalaemus cuvieri*, *Physalaemus albonotatus* e *Physalaemus centralis*. Outra substância que apresenta impacto à comunidade de anuros é a formulação comercial 2,4-D, sendo que Santos (2020) observou que as concentrações no ambiente natural alteraram a sobrevivência, a mobilidade e causaram má formações na espécie *Physalaemus cuvieri* quando expostas ao 2,4-D.

Estudos de Vitt *et al.* (1990), Duellman e Trueb (1994) e Semlitsch e Ryan (1998) relatam que grande parte dos anfíbios apresenta ciclo de vida bifásico, pele altamente permeável, baixa ação de deslocamento (vagilidade) e forte filopatria, uma vez que, estas e outras condições fazem com que este grupo sejam ótimos bioindicadores e ideais para testar a influência de diferentes matrizes, em especial a cana-de-açúcar.

Os autores Stuart *et al.* (2004) enfatizam em seus estudos que o grupo dos anfíbios é o grupo com a maior proporção de espécies ameaçadas de extinção e enfrentam um declínio global de alta escala causado principalmente pela perda e fragmentação de habitat.

Adicionalmente, a fiscalização das ações mitigatórias por parte dos órgãos ambientais revela-se insuficiente ou falha, em grande medida devido a desafios estruturais e políticos, o que perpetua os problemas ambientais. A fiscalização ambiental desempenha um papel crucial na garantia de práticas sustentáveis. Contudo, no Brasil, a supervisão das atividades agroindustriais é frequentemente inadequada, devido à escassez de recursos e de pessoal capacitado, comprometendo a eficácia das ações de mitigação e conservação (Buainain *et al.*, 2020).

3.6. Caracterização topográfica e geológica da região de Araçatuba/SP

A área de estudos está localizada na região de Araçatuba, situada no noroeste paulista, integrando o domínio geomorfológico do Planalto Ocidental Paulista, compartimento que ocupa a borda centro-oriental da Bacia do Paraná (Almeida, 1964; Ross; Moroz, 2011). O relevo é predominantemente suave ondulado, com interflúvios extensos e tabulares, vertentes de baixa declividade e vales amplos associados a uma rede de drenagem bem distribuída, características típicas desse compartimento geomorfológico no oeste do estado de São Paulo (Ross; Moroz, 2011).

Conforme descrito por Ross e Moroz (2011), o planalto ocidental paulista desenvolve-se sobre rochas sedimentares cretáceas e apresenta superfícies amplas, com colinas de topos suavizados e reduzido grau de dissecação. As altitudes médias variam entre aproximadamente 350 e 500 m, com predomínio de declividades inferiores a 12%, o que contribui para padrões de drenagem pouco encaixados e escoamento difuso em grande parte da paisagem.

Do ponto de vista geológico, a área insere-se na Bacia Bauru, unidade sedimentar continental do Cretáceo Superior que recobre, em discordância, os derrames basálticos da Formação Serra Geral. O arcabouço regional é constituído por sedimentos do Grupo Bauru, representados principalmente por arenitos finos a médios, siltitos e argilitos associados a sistemas fluviais, lacustres e palustres (Fernandes; Coimbra, 2000; Fernandes, 2004). Na região destacam-se as formações Adamantina, composta por arenitos com intercalações finas, vinculados a sistemas fluviais e formações Araçatuba, caracterizada por sedimentos predominantemente finos, relacionados a ambientes lacustres rasos (Fernandes; Giannini; Góes, 2003).

A predominância de arenitos pouco consolidados confere ao substrato elevada porosidade primária e permeabilidade variável, condicionando a dinâmica hídrica subterrânea. Os solos derivados dessas formações, frequentemente classificados como Latossolos e Argissolos na região, apresentam textura média a arenosa e estrutura que pode favorecer tanto a infiltração quanto a mobilidade vertical de água e solutos no perfil (EMBRAPA, 2018).

A drenagem regional integra a bacia do Rio Tietê e caracteriza-se por cursos d'água de baixa energia, com planícies aluviais localmente desenvolvidas, padrão associado às superfícies suavemente onduladas do Planalto Ocidental Paulista (Ross; Moroz, 2011). A combinação entre relevo suavemente ondulado, solos com fração arenosa significativa e substrato sedimentar permeável cria cenário propício à percolação profunda, ao mesmo tempo em que permite

escoamento superficial difuso capaz de transportar partículas e solutos em eventos pluviométricos intensos (Ross, 2005; EMBRAPA, 2018).

Sob a ótica ambiental, essa configuração físico-natural assume relevância na análise de risco associado ao uso agrícola intensivo. A interação entre litologia permeável, declividades suaves e solos estruturalmente favoráveis à infiltração pode ampliar o potencial de lixiviação de compostos solúveis, inclusive defensivos agrícolas, com possível alcance de sistemas aquíferos vinculados ao Grupo Bauru (Fernandes; Coimbra, 2000; Silva, 2003). De modo complementar, o escoamento superficial pode promover o aporte difuso desses insumos às drenagens de primeira ordem, afetando a qualidade das águas superficiais, especialmente em contextos de manejo agrícola intensivo (Spadotto *et al.*, 2004).

A leitura integrada desses elementos evidencia que a vulnerabilidade hidroambiental regional não decorre de um único fator, mas da convergência entre características geomorfológicas, geológicas e padrão de uso do solo, condicionando diferentes vias potenciais de transporte de contaminantes (Ross, 2005; Foster; Hirata; Andreo, 2013).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Caracterização da área de estudo

Os estudos foram realizados na região rural dos municípios Mirandópolis, Lavínia, Valparaíso, Guararapes e Araçatuba, situados na região noroeste do estado de São Paulo, em locais estratégicos com características ambientais propícias para a existência de anuros.

A região estudada abrange a Bacia Hidrográfica do Baixo Tietê (UGRHI-19), caracterizada pelos domínios fitoecológicos de Floresta Estacional Semidecídua, com a presença de áreas de Cerrado. Conforme a Resolução SMA nº 146/2017, que estabelece o Mapa dos Biomas do Estado de São Paulo, a localidade encontra-se na Zona de Tensão ou Ecótono, resultante da interação entre os Biomas Mata Atlântica e Cerrado. De acordo com o Inventário Florestal de 2020 (São Paulo, 2020), que apresenta a distribuição das principais formações florestais do estado de São Paulo, verifica-se que os municípios nos quais estão inseridos os pontos de estudo apresentam distintos percentuais de cobertura vegetal, conforme sintetizado no Quadro 1.

Quadro 1 – Cobertura vegetal nos municípios que abrangem os pontos de estudos

Município	Superfície (hectares)	Cobertura Vegetal (hectares)	Percentual de Cobertura Vegetal
Araçatuba	116.830	7.930	6,8%
Guararapes	95.533	10.420	10,9%
Lavínia	53.817	6.100	11,3%
Mirandópolis	91.858	10.998	12,0%
Valparaíso	85.706	12.066	14,1%

Fonte: Próprio Autor, 2025 adaptado do Inventário Florestal de 2020 (São Paulo, 2020).

Já no que diz respeito a localização dos pontos de estudos, para melhor representação cartográfica os pontos foram organizados em três regiões hídricas, sendo a microbacia do Ribeirão Água Fria, microbacia do Ribeirão Jacaré-Catinga e a microbacia do Córrego do Dezoito. Imprescindivelmente, os pontos de estudo apresentam associação com o cultivo de cana-de-açúcar, bem como exibem características ambientais como ambientes brejosos, aquáticos e/ou florestais associados a recursos hídricos, visto que tais características apresentam maior diversidade de habitats capazes de comportar o grupo de espécies objeto do estudo. No entanto, embora em menor representatividade espacial, também se observa a influência de outros impactos, como a proximidade de estradas vicinais, moradias rurais, áreas de uso agropecuário e a presença de animais exóticos e domésticos, tais como bovinos, equinos, gatos e cães.

Os principais sujeitos da presente pesquisa são os anuros, espécies faunísticas consideradas indicadores de qualidade ambiental devido à sua alta sensibilidade a ações antrópicas. Esses anfíbios são particularmente vulneráveis a agentes químicos e à redução de habitats naturais, consequências frequentemente associadas a práticas agrícolas intensivas, como as monoculturas (Moreira *et al.*, 2012).

4.2. Coleta de dados

O presente estudo utilizou técnicas quali-quantitativas, com as técnicas quantitativas aliadas ao emprego de cadernos de campo. Sendo assim, os dados utilizados foram obtidos a partir de um banco de dados consolidado, construído ao longo de nove campanhas de campo realizadas entre os anos de 2020 e 2024, sendo a primeira campanha realizada em fevereiro de 2020 e a nona campanha em fevereiro de 2024, evidenciando que, as campanhas foram realizadas com periodicidade semestral, ou seja, com foco nos períodos de chuvas e estiagem, consequentemente nos meses de fevereiro e agosto.

As amostragens em campo contaram com 05 dias consecutivos de amostragens cada campanha. Esse banco de dados reúne informações primárias coletadas de forma padronizada em 25 pontos amostrais, incluindo registros visuais e acústicos de anuros, estimativas de abundância relativa, características ambientais dos pontos e informações espaciais associadas.

As técnicas utilizadas seguem a proposta de Crump e Scott Jr. (1994), bem como a estimativa de abundância das espécies, no qual vai de encontro com os estudos de Scott Jr. e Woodward (1994), no qual foram realizados caminhamentos aleatórios às margens do ponto de estudos. Com auxílio de câmeras fotográficas e lanternas essas atividades foram realizadas às margens dos pontos de estudo durante o período noturno, com duração aproximada de 60 minutos, a Figura 1 exibe a metodologia de busca ativa as margens de recurso hídrico. Durante esse intervalo, as espécies foram registradas através de observação visual e análise de vocalizações, ou seja, sons emitidos pelas espécies de anuros, no qual cada espécie exibe um tipo de vocalização característica, conforme descrito por Zimmerman (1994) e Maffei, Ubaid e Jim, (2014).

A estimativa da abundância foi avaliada através da adaptação do índice de intensidade de vocalizações, adotado conforme o protocolo do North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP), comumente aplicada em estudos que envolvem o monitoramento e inventários de anfíbios (Crouch; Paton, 2002). Para estimar a abundância foi utilizada a seguinte classificação, categorizada em: (0) ausência de indivíduos vocalizando; (1) vocalizações esparsas, sem sobreposição, permitindo a estimativa do número de indivíduos entre 01 e 10; (2) vocalizações com sobreposição parcial, ainda passíveis de individualização, possibilitando a estimativa entre 11 e 35 indivíduos; e (3) formação de coro contínuo, no qual as vocalizações individuais tornam-se indistinguíveis, impossibilitando a estimativa precisa do número de indivíduos, caracterizando abundância superior a 35 indivíduos (Crouch; Paton, 2002).

Figura 1– Prática metodológica de caminhada aleatório às margens de recurso hídrico e momento de registro fotográfico das espécies estudadas.



Fonte: Próprio autor, 2025

Os dados provêm de campanhas semestrais de estudo, nas quais foram conduzidas análises para o monitoramento da fauna. Os empreendimentos envolvidos nessas investigações serão preservados de forma anônima, no entanto, os pontos de estudo, serão divulgados, especialmente para contextualizar a região limítrofe.

Foram analisados 25 pontos de estudos que estão distribuídos em três microbacias, sendo a do Ribeirão Água Fria, Córrego do Dezoito e Ribeirão Jacaré-Catinga. Evidencia-se que os pontos de estudos apresentam associação com o cultivo de cana-de-açúcar. Os critérios para a inclusão desses pontos, foi a proximidade mínima de 500 metros em relação ao cultivo de cana-de-açúcar, bem como associação com recursos hídricos. A Tabela 1 apresenta a localização geográfica dos pontos estudados.

Tabela 1 – Coordenadas da localização dos pontos de estudos e tipo da localidade.

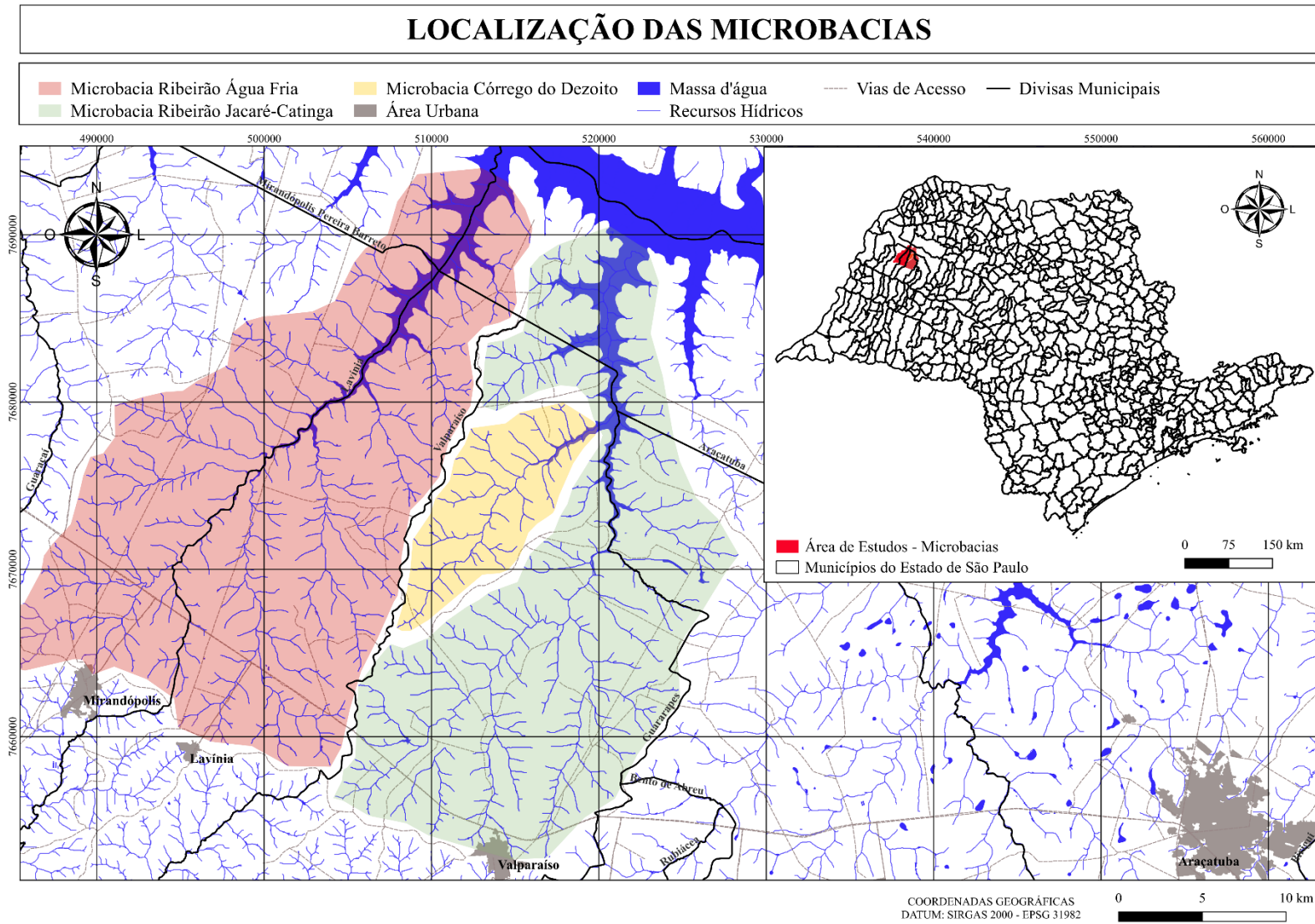
Pontos de estudo	Coordenadas UTM 22 K		Microbacias
	X	Y	
P01	498.359	7.667.374	Ribeirão Água Fria
P02	498.850	7.667.546	Ribeirão Água Fria
P03	497.429	7.667.791	Ribeirão Água Fria
P04	501.126	7.678.332	Ribeirão Água Fria
P05	499.586	7.673.881	Ribeirão Água Fria
P06	500.458	7.670.601	Ribeirão Água Fria
P07	498.730	7.671.556	Ribeirão Água Fria
P08	499.012	7.672.369	Ribeirão Água Fria
P09	497.316	7.668.730	Ribeirão Água Fria
P10	496.089	7.668.172	Ribeirão Água Fria
P11	518.240	7.670.094	Córrego do Dezoito
P12	519.357	7.670.377	Córrego do Dezoito
P13	519.124	7.668.895	Córrego do Dezoito

Pontos de estudo	Coordenadas UTM 22 K		Microbacias
	X	Y	
P14	524.203	7.666.581	Córrego do Dezoito
P15	519.975	7.668.499	Córrego do Dezoito
P16	522.114	7.669.863	Córrego do Dezoito
P17	522.552	7.669.435	Córrego do Dezoito
P18	516.402	7.673.923	Ribeirão Jacaré-Catinga
P19	516.371	7.676.565	Ribeirão Jacaré-Catinga
P20	515.203	7.671.380	Ribeirão Jacaré-Catinga
P21	513.244	7.670.429	Ribeirão Jacaré-Catinga
P22	512.585	7.671.323	Ribeirão Jacaré-Catinga
P23	515.490	7.675.741	Ribeirão Jacaré-Catinga
P24	513.015	7.677.701	Ribeirão Jacaré-Catinga
P25	514.861	7.676.816	Ribeirão Jacaré-Catinga

Fonte: Próprio autor, 2025

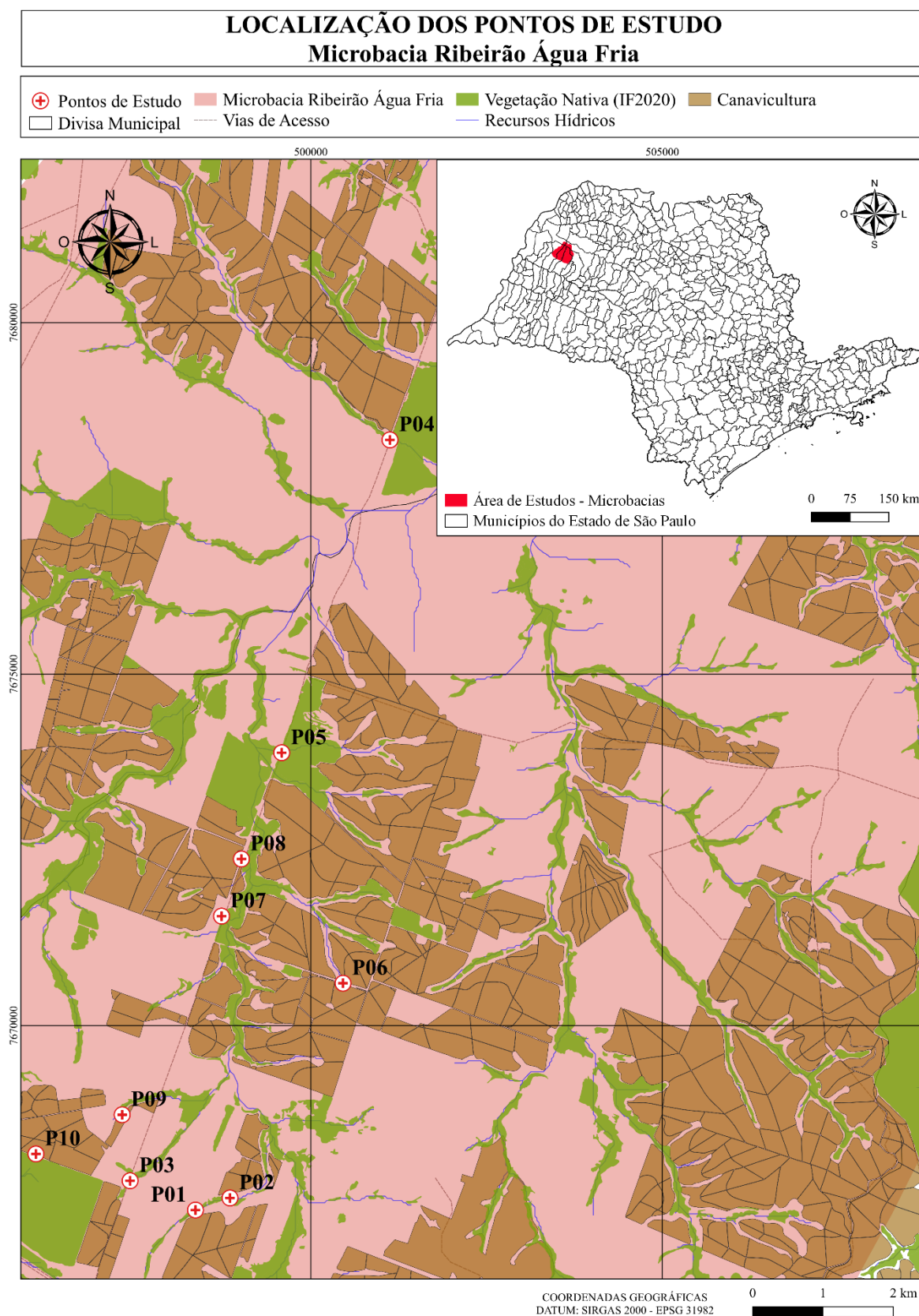
A Figura 2 ilustra a localização das microbacias, as quais apresentam associação direta com o cultivo da cana-de-açúcar e recursos hídricos locais. Já as informações representadas na Figura 3, Figura 4 e Figura 5 estão a localização dos pontos de estudos dispostos nas três microbacias, destacando a associação com a canavicultura, bem como com a vegetação nativa representada pelo inventário florestal de 2020 (São Paulo, 2020).

Figura 2— Localização das microbacias onde estão localizados os pontos de estudos



Fonte: O próprio autor extraído e adaptado do software QGIS (2025).

Figura 3– Localização dos pontos de estudos inseridos na microbacia Ribeirão Água Fria.



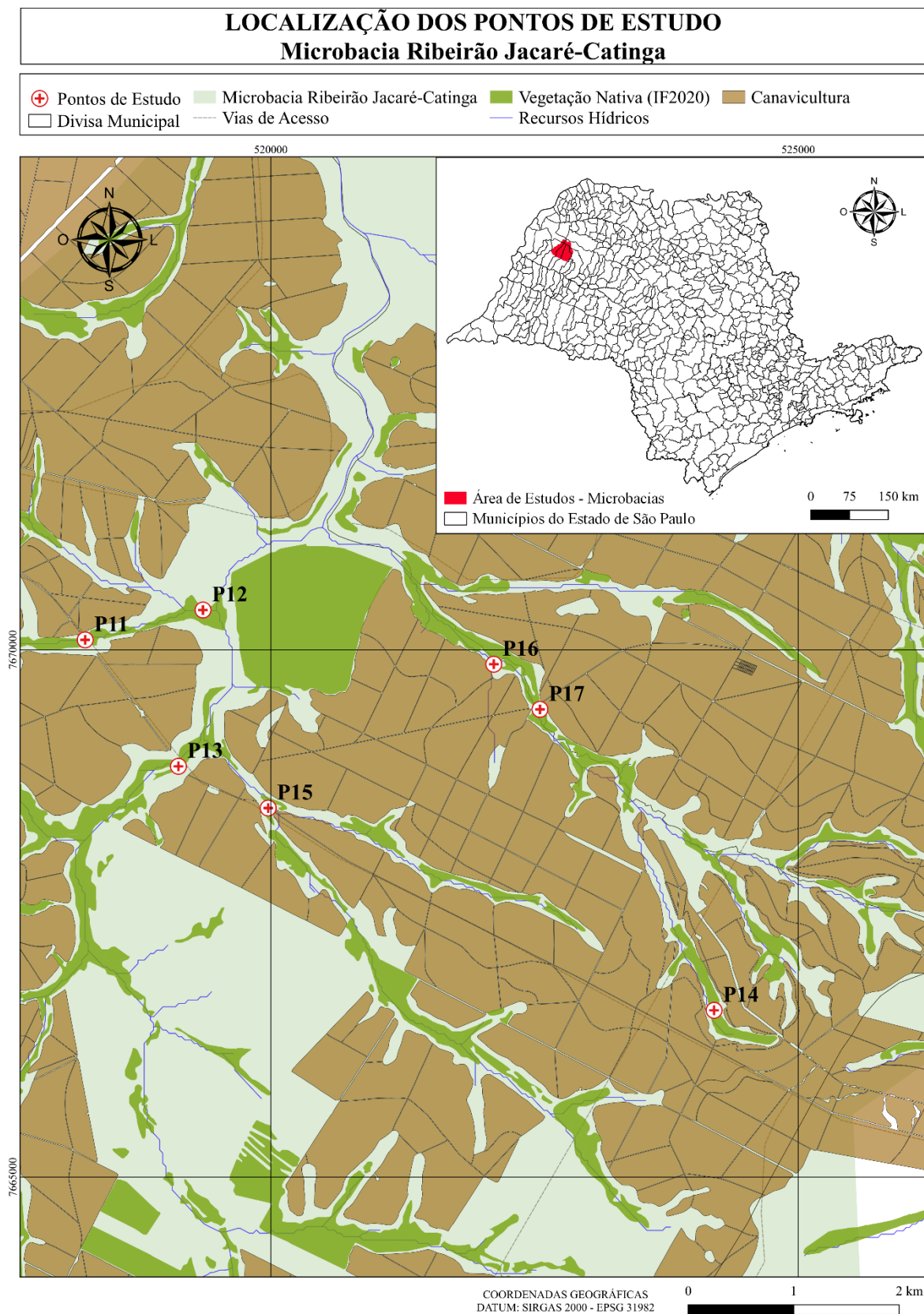
Fonte: O próprio autor extraído e adaptado do software QGIS (2025).

Figura 4– Localização dos pontos de estudos inseridos na microbacia Córrego Dezoito.



Fonte: O próprio autor extraído e adaptado do software QGIS (2025).

Figura 5– Localização dos pontos de estudos inseridos na microbacia Ribeirão Jacaré-Catinga.



Fonte: O próprio autor extraído e adaptado do software QGIS (2025).

Ao longo da grade amostral dos estudos os 25 pontos analisados encontram-se associados ao cultivo de cana-de-açúcar, assim a partir das características pontuais observadas, foi possível agrupá-los em conjuntos com atributos ecológicos semelhantes, bem como suas particularidades.

Em primeiro momento, nota-se o grupo de pontos representados por poças permanentes associadas à canavicultura, apresentando vegetação marginal de estrutura simples, com predominância de herbáceas e arbustos, como observado nos pontos P01, P03, P08, P11 e P18. Esses ambientes exibem forte influência da matriz agrícola, apresento baixa diversidade vegetal. Destacam-se, entre eles, o ponto P01 pela presença de taboa (*Typha* sp.) e o ponto P03 associado a fragmento florestal.

Nota-se um outro agrupamento, sendo composto pontos que caracterizados por poças permanentes com presença de fragmentos florestais, como nos pontos P02 e P05. Nestes locais, embora a influência agrícola seja predominante, a vegetação marginal revela maior heterogeneidade estrutural. Evidencia-se que limítrofe ao ponto P02 também está áreas de pastagens, enquanto o ponto P05 está intimamente associado a canavicultura associada e vegetação nativa.

Destacam-se, ainda, os pontos caracterizados pela presença de poças temporárias, ou seja, áreas que acumulam água durante o período chuvoso e que, nos períodos de estiagem, permanecem total ou parcialmente secas. Nesse contexto, enquadram-se os pontos P06, P07, P10 e P17. Tais pontos apresentam vegetação marginal formada por herbáceas e arbustos, com porte variando de baixo a médio. Ressalta-se o ponto P10, que se diferencia pela presença de fragmento florestal. Já os pontos P07 e P17 apresentam formações brejosas.

Os pontos de estudos caracterizados por riachos represados, estão representados pelos pontos P04, P12, P13, P15, P16, P22 e P23. Dentre suas características está a vegetação marginal variada, incluindo herbáceas, arbustos e fragmentos florestais, compondo ambientes com maior complexidade estrutural e funcional. Em especial os pontos P15, P22 e P23, que apresentam o represamento à formação brejosa, elevando ainda mais sua relevância para conservação da biodiversidade. Já o ponto P16 apresenta simultaneamente, características de riacho represado e poça permanente.

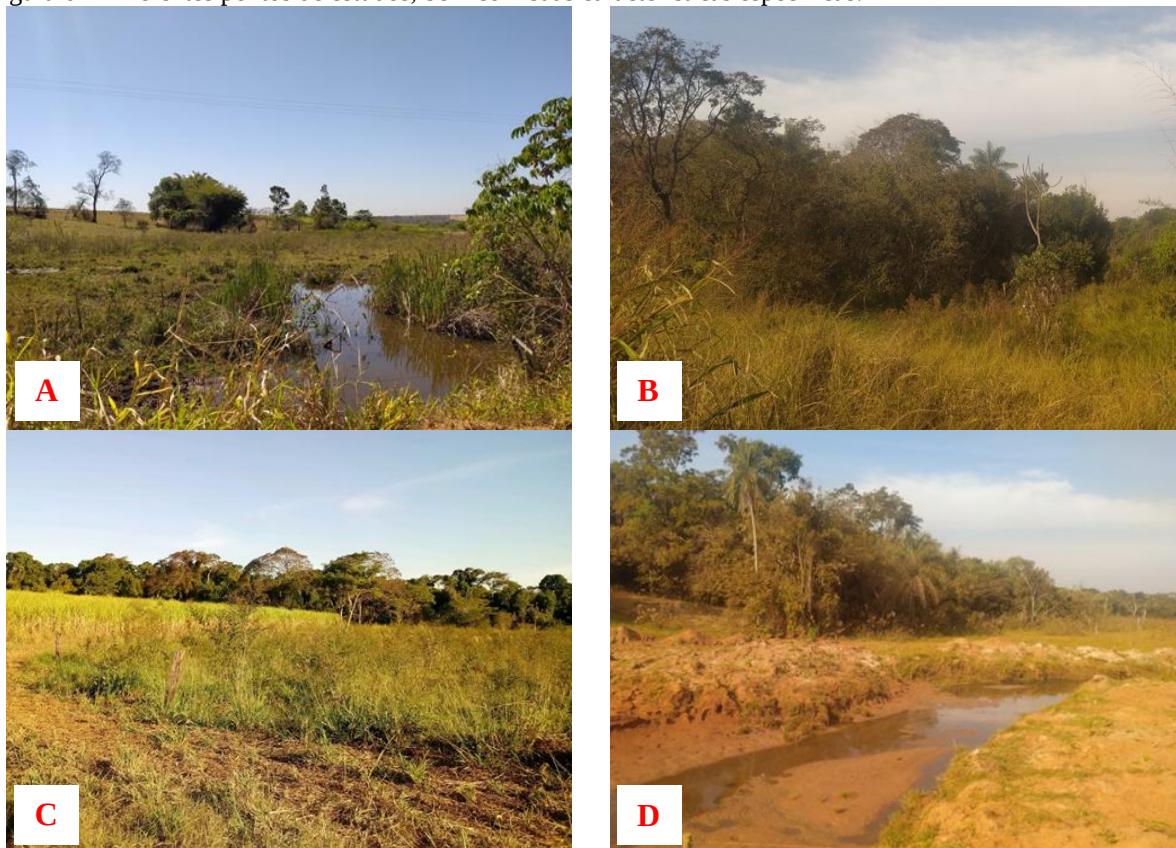
A presença de barramentos artificiais foi observada ao longo dos estudos, sendo que os pontos P09, P14, P20, P21, P24 e P25 estão representados por essa característica estrutural. Tais pontos apresentam vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos, taboa, bem

como associação a fragmentos florestais. Estas características exibem heterogeneidade ambiental significativa, sendo que os pontos P21, P24 e P25 são os mais representativos no que diz respeito a diversidade estrutural da vegetação. A formação de áreas brejosas é marcante em nesses ambientes.

Por fim, entre os ambientes naturais, destaca-se o ponto P19, caracterizado como várzea com formação brejosa, apresentando vegetação marginal heterogênea. Composta por herbáceas, arbustos e fragmentos florestais.

A Figura 6 apresenta os registros fotográficos dos diferentes pontos amostrados, destacando suas características específicas e permitindo a comparação entre as semelhanças e diferenças observadas nas áreas de estudo. No entanto, de forma mais detalhada e complementar, no Apêndice A encontra-se a caracterização de todos os pontos de estudo, bem como os respectivos registros fotográficos locais.

Figura 6 – Diferentes pontos de estudos, bem com suas características específicas.





Legenda: A - Ponto de Estudos (P01), B - Ponto de Estudos (P05), C - Ponto de Estudos (P10), D - Ponto de Estudos (P04), E - Ponto de Estudos (P24), F - Ponto de Estudos (P19).

Fonte: Próprio autor, 2025

Ao longo da coleta de dados, foram quantificadas a riqueza de espécies na localidade, bem como a estimativa da abundância indivíduos por espécies. A abundância estimada de indivíduos foi coletada de forma acumulativa ao longo das campanhas de estudos por ponto amostral. As espécies registradas não identificadas em campo foram fotografadas para posterior identificação. Também foram quantificadas as vocalizações das espécies, no entanto, na impossibilidade de identificação em campo, as vocalizações foram gravadas com auxílio de celular, para posterior identificação.

Não houve coleta de material biológico para identificação posterior, as espécies foram identificadas *in loco*, ou posteriormente através de registro fotográfico, com auxílio de chaves de identificação e guias de campo sonoros e de imagens (Haddad *et al.*, 2008; Provete *et al.*, 2011; Cohen *et al.*, 2020; Toledo *et al.*, 2021). Destaca-se que a nomenclatura e classificação taxonômica seguem a proposta pela Sociedade Brasileira de Herpetologia (Segalla *et al.*, 2021).

4.3. Análise de dados

As espécies registradas foram minuciosamente classificadas quanto ao habitat preferencial e frequência de registros (Haddad *et al.*, 2008; Cohen *et al.*, 2020; Provete *et al.*, 2011; Toledo *et al.*, 2021) e status de ameaça com base na listagem do estado de São Paulo, sendo o Decreto Estadual nº 63.853/2018, e a portaria nacional MMA Nº 148, de 7 de junho de 2022.

Através dessa abordagem, pretendeu-se destacar não apenas a diversidade biológica associada às áreas de cultivo de cana-de-açúcar, mas também compreender as interações complexas entre as espécies e seu ambiente. Ao explorar o habitat preferencial, foi possível delinear os fatores críticos para a sobrevivência dessas populações.

A eficiência das amostragens foi avaliada por meio de curva de acumulação de espécies gerada a partir dos dados de presença/ausência das espécies em cada campanha de estudos, utilizando estimadores não paramétricos disponíveis no software EstimateS (Colwell, 2013). As curvas de acumulação de espécies foram geradas por meio de randomizações ($n=100$) da ordem das campanhas, permitindo a interpolação do número esperado de espécies em função do esforço amostral, procedimento amplamente empregado para avaliar a suficiência amostral em inventários biológicos (Colwell; Coddington, 1994; Gotelli; Colwell, 2001).

A estimativa da riqueza foi baseada principalmente no estimador Chao 2, considerado o mais adequado para dados de incidência, por incorporar a frequência de espécies raras registradas em poucas campanhas, reduzindo o viés associado à subdetecção de espécies (Chao, 1984; Colwell *et al.*, 2012). O estimador adicional de Jackknife de 1ª ordem foi utilizado de forma complementar, permitindo a comparação entre métodos e a avaliação da robustez das estimativas obtidas.

Destaca-se que foram empregadas as análises de diversidade (H') e uniformidade (J') por ponto de estudos. A diversidade de espécies foi calculada através do índice de Shannon (H'), que assume que os indivíduos são uma amostra aleatória de uma população indefinidamente grande e que todos os indivíduos estão representados na amostra, já a uniformidade da distribuição das espécies foi obtida pela medida de uniformidade de Pielou (J') (Pielou, 1969; 1975; Magurran, 2011). A análise de similaridade entre os pontos foi realizada pela análise de Cluster utilizando o coeficiente de similaridade através do método da média não ponderada, aplicado na matriz do coeficiente de similaridade de Jaccard (Krebs, 1989). Tais análises foram realizadas através do software Past, versão 5.2.1 (Hammer; Harper; Ryan, 2001).

O processamento dos dados foi conduzido por meio de planilhas digitais elaboradas no software Excel, o uso desse software foi empregado para a organização inicial e a manipulação dos dados coletados, permitindo uma visualização clara e a aplicação de fórmulas para cálculos básicos como contagem de espécies por ponto amostral, total de espécies registradas ao longo dos estudos.

O software QGIS, versão 3.28 foi utilizado na geração de mapas no modelo cartográfico ecológico, a fim de auxiliar na compreensão da riqueza de espécies associadas à localização dos pontos estudados (Johnston, 1998). A partir de bases como bioma no estado de São Paulo de acordo com a Resolução SMA nº 146 de 08 novembro de 2017 (São Paulo, 2017), presença

de vegetação a partir do Inventário Florestal de 2020 (São Paulo, 2020), disposição de recursos hídricos (Hidrografia do Estado de São Paulo), Monitoramento da Cobertura e Uso da Terra do Brasil (MAPBIOMAS, 2025) e o Zoneamento Agroambiental para o Setor Sucroalcooleiro de acordo com a Resolução SMA nº 88/2008 (São Paulo, 2008a; Gonçalves, 2021) e bases de dados pessoais com a localização das áreas agrícolas de cana-de-açúcar, serão correlacionadas às relações para entender a dinâmica ecológica local em contato com a canavicultura.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Esforço amostral

Ao longo da realização das nove campanhas de coleta de dados, foram obtidos o esforço amostral acumulado de 225 horas, visto que em cada ponto de estudos foram realizadas 60 minutos de busca ativa por campanha. Oriundo deste esforço amostral, foi possível registrar a riqueza acumulada de 21 espécies de anuros.

A suficiência do esforço amostral foi examinada por meio de estimadores não paramétricos de riqueza, notadamente Chao 2 e Jackknife de primeira ordem, amplamente empregados em inventários biológicos. Ambos utilizam a incidência de espécies raras, particularmente aquelas registradas em apenas uma ou duas amostras, como base para estimar o contingente de espécies potencialmente não detectadas.

Por meio dos estimadores não paramétricos de Chao 2 e Jackknife de 1ª ordem, os resultados demonstraram que os valores estimados de riqueza foram de 21 espécies, ou seja, foram próximos à riqueza acumulada observada, indicando a eficácia do esforço amostral empregado, sendo suficiente para captar a maioria da biodiversidade local.

Segundo Chao *et al.* (2014), estimador Chao 2 parte do pressuposto de que a elevada frequência de espécies com baixa incidência indica maior probabilidade de subamostragem, ajustando a riqueza observada a partir desse padrão. O estimador Jackknife de primeira ordem, por sua vez, aplica correção baseada na ocorrência de espécies únicas, buscando reduzir o viés associado à detecção incompleta.

Quando as estimativas convergem para valores próximos à riqueza registrada, interpreta-se que o número de espécies não amostradas tende a ser reduzido, o que indica representatividade adequada do levantamento. Diferenças acentuadas entre valores observados e estimados, em contraste, sinalizam possível insuficiência amostral.

Sendo assim, no presente estudo, a proximidade entre os valores estimados e riqueza acumulada, associada à estabilização da curva de acumulação de espécies, aponta para um inventário consistente, com baixa probabilidade de subdetecção relevante e adequada representação da comunidade analisada.

Com base nas análises realizadas através dos estimadores de riqueza, o Quadro 2 exhibe os valores encontrados de riqueza estimada bem como os desvios padrões para cada campanha de estudos.

Quadro 2 – Valores obtidos através dos estimadores de riqueza Chao 2 e Jackknife 1ª ordem

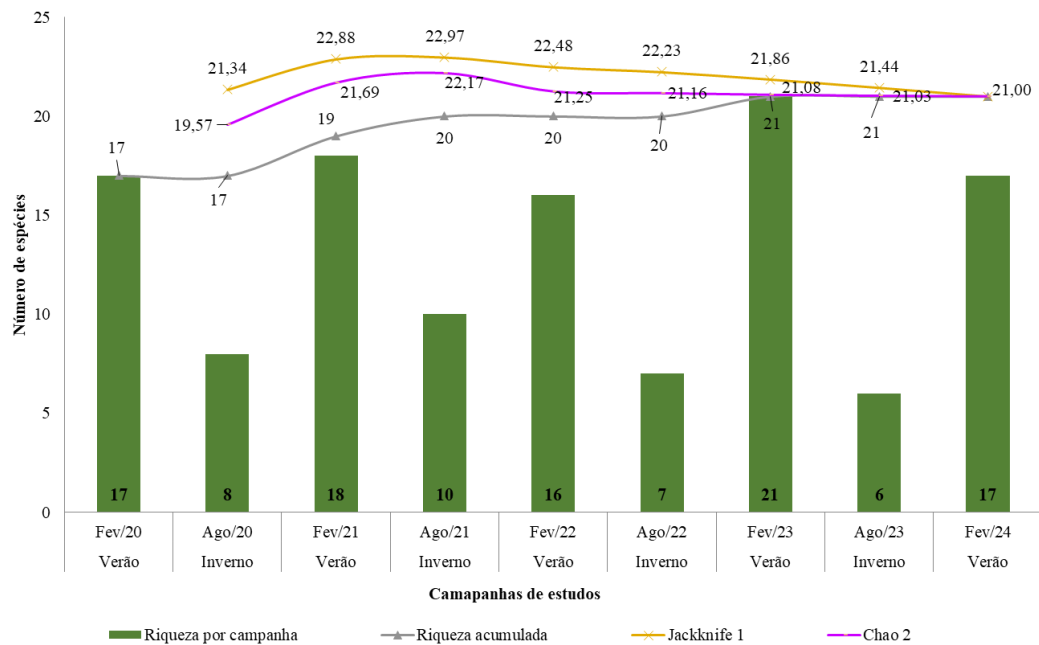
Estimadores	Campanhas de estudos								
	1ª	2ª	3ª	4ª	5ª	6ª	7ª	8ª	9ª
Estações climáticas	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão
Chao 2	0	19,57	21,69	22,17	21,25	21,16	21,08	21,03	21,00
Desvio Padrão (Chao 2)	0	2,04	2,52	0,00	0,00	0,00	0,50	0,44	0,50
Jackknife 1ª ordem	0	21,34	22,88	22,97	22,48	22,23	21,86	21,44	21,00
Desvio Padrão (Jackknife 1ª ordem)	0	3,27	2,96	2,26	1,46	1,09	0,76	0,35	0,00

Fonte: Próprio Autor, 2025 adaptado do software EstimateS (Colwell, 2013).

Além disso, a consistência dos resultados sugere que a comunidade monitorada possui composição relativamente estável e ausência de espécies raras, fator que, conforme Colwell e Coddington (1994), favorece a precisão dos estimadores não paramétricos. Isso é especialmente relevante em contextos ambientais, pois reforça a confiabilidade dos dados para subsidiar programas de manejo e conservação da biodiversidade local.

A Figura 7 apresenta a comparação entre a riqueza acumulada e os valores estimados ao longo das campanhas, evidenciando a estabilidade dos dados. As campanhas com maior número de espécies registradas foram a sétima, com 21 espécies, a terceira, com 18 espécies, e a primeira e nona, ambas com 17 espécies.

Figura 7 – Estimadores de riqueza não paramétricos ao longo das campanhas de estudos.



Fonte: Próprio autor, 2025 adaptado do software EstimateS (Colwell, 2013).

Conforme observado, as maiores riquezas de espécies de anuros apresentam relação direta com períodos específicos do ano, especialmente durante a estação chuvosa (verão). A atividade reprodutiva da maioria dos anuros brasileiros está fortemente vinculada às chuvas, pois este período oferece condições ambientais favoráveis, como o aumento da umidade relativa do ar e a formação de corpos d'água temporários, elementos essenciais para o acasalamento, postura dos ovos e desenvolvimento larval dos indivíduos (Narvaes *et al.*, 2003).

Essa correlação entre sazonalidade e reprodução em anuros é amplamente documentada por estudos como os de Haddad e Prado (2005), que destacam a dependência de ambientes aquáticos temporários para o sucesso reprodutivo de muitas espécies, e de Valdujo *et al.* (2012), que evidenciam como o regime de chuvas influencia diretamente a riqueza e a atividade da anurofauna.

5.2. Riqueza e composição de espécies

Através dos estudos distribuídos em 09 campanhas de coleta de dados, associados a 25 localidades com associação direta da cultura de cana-de-açúcar e recursos hídricos, foram registradas 21 espécies de anuros, distribuídos em 04 famílias e 10 gêneros.

Ao longo dos estudos, em termos de números de espécies a família com maior representatividade foi Leptodactylidae, responsável por 47,6% dos registros, seguida por Hylidae, com 42,8%. As famílias Bufonidae e Microhylidae apresentaram participação igual, com 4,76% cada. O cenário de representatividade das famílias Leptodactylidae e Hylidae vai ao encontro com o apresentado por Frost (2024), sendo que o mesmo aponta que o Brasil abriga 1.195 espécies de anuros nativos, sendo que as famílias com maior número de espécies catalogadas são Hylidae, com 36,2% do total, e Leptodactylidae, com 15,9%. Já as famílias Bufonidae e Microhylidae correspondem a 8% e 4,69% das espécies, respectivamente.

No que se refere à distribuição por gênero, destaca-se *Leptodactylus*, com 33,3% de representatividade entre os indivíduos registrados. Em seguida, o gênero *Dendropsophus* apresenta 14,39% de ocorrência, enquanto *Boana*, *Physalaemus* e *Scinax* compartilham representatividade equivalente, de 9,52% cada. Os gêneros com menor ocorrência, todos com 4,76% de representatividade, foram *Dermatonotus*, *Pseudis*, *Pseudopaludicola*, *Rhinella* e *Trachycephalus*.

Das 1.195 espécies de anuros registradas no Brasil, os gêneros *Boana*, *Dendropsophus* e *Leptodactylus* destacam-se como os mais representativos na herpetofauna nacional, correspondendo, respectivamente, a 6,11%, 5,94% e 5,27% do total, já demais gêneros apresentam representatividade intermediária, como *Scinax* (4,77%), *Physalaemus* (3,85%) e *Rhinella* (3,18%), em menor proporção, observam-se os gêneros *Pseudopaludicola* (2,09%), *Trachycephalus* (1,26%), *Pseudis* (0,92%) e *Dermatonotus*, com apenas 0,08% do total de espécies catalogadas (Frost, 2024). O Quadro 3 apresenta a listagem de espécies registradas ao longo das 09 campanhas de estudos.

Quadro 3 – Listagem de espécies registradas durante 09 campanhas de estudos (2020 -2024).

Família	Gênero	Nome Científico	Nome Popular	Campanhas								
				fev/20	ago/20	fev/21	ago/21	fev/22	ago/22	fev/23	ago/23	fev/24
				1°	2°	3°	4°	5°	6°	7°	8°	9°
Bufonidae	<i>Rhinella</i>	<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	Sapo-cururu	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Hylidae	<i>Boana</i>	<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)	Perereca-cabrinha	X	X	X	X	X		X	X	X
Hylidae	<i>Boana</i>	<i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)	Perereca-cabra	X	X	X	X	X	X	X		X
Hylidae	<i>Dendropsophus</i>	<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	Perereca-ampulheta	X	X	X		X		X	X	X
Hylidae	<i>Dendropsophus</i>	<i>Dendropsophus elianae</i> (Napoli & Caramaschi, 2000)	Pererequinha-do-brejo	X	X	X	X	X	X	X		X
Hylidae	<i>Dendropsophus</i>	<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	Pererequinha-do-brejo			X				X		
Hylidae	<i>Scinax</i>	<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. Lutz, 1925)	Perereca-do-brejo	X		X	X			X		X
Hylidae	<i>Scinax</i>	<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	Perereca-de-banheiro	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Hylidae	<i>Pseudis</i>	<i>Pseudis platensis</i> (Gallardo, 1961)	Rã-d'água	X		X		X		X		X
Hylidae	<i>Trachycephalus</i>	<i>Trachycephalus typhonius</i> (Linnaeus, 1758)	Perereca-grudenta			X				X		X
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus macrosternum</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	Rã-manteiga	X		X		X		X		
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	Rã-assobiadora	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	Rã-pimenta	X		X		X		X		X
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	Rã-manteiga				X		X	X		
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix, 1824)	Rã-marrom	X		X		X		X		X
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	Rã-de-bigodes	X		X	X	X	X	X		X
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus</i>	<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	Rã-gota	X	X	X	X	X		X	X	X
Leptodactylidae	<i>Physalaemus</i>	<i>Physalaemus cuvieri</i> (Fitzinger, 1826)	Rã-cachorro	X		X		X		X		X
Leptodactylidae	<i>Physalaemus</i>	<i>Physalaemus nattereri</i> (Steindachner, 1863)	Rã-quatro-olhos	X		X		X		X		X
Leptodactylidae	<i>Pseudopaludicola</i>	<i>Pseudopaludicola falcipes</i> (Hensel, 1867)	Rã-pulga	X				X		X		
Microhylidae	<i>Dermatonotus</i>	<i>Dermatonotus muelleri</i> (Boettger, 1885)	Sapo-bode							X		X
Riqueza de espécies				17	8	18	10	16	7	21	6	17

Legenda: fev-fevereiro; ago-agosto; X – Presença de espécie na campanha.

Fonte: Próprio autor, 2025

De acordo com a listagem de 21 espécies registradas, na Figura 8 é apresentado o registro fotográfico de 14 espécies fotografadas ao longo dos estudos. As demais espécies não foram fotografadas, em virtude que seus registros foram realizados através da metodologia de identificação por vocalizações.

Figura 8 – Registros fotográficos das espécies observadas através da metodologia direta de visualização.



Rhinella diptycha
(Sapo-cururu)



Boana raniceps
(Perereca-cabrona)



Boana albopunctata
(Perereca-cabrinha)



Dendropsophus minutus
(Pererequinha-do-brejo)



Dendropsophus nanus
(Pererequinha-do-brejo)



Scinax fuscomarginatus
(Perereca-do-brejo)



Scinax fuscovarius
(Perereca-de-banheiro)



Trachycephalus typhonius
(Perereca-grudenta)



Leptodactylus fuscus
(Rã-assobiadora)



Leptodactylus mystaceus
(Rã-marrom)



Leptodactylus mystacinus
(Rã-de-bigodes)



Leptodactylus podicipinus
(Rã-gota)



Leptodactylus labyrinthicus
(Rã-pimenta)



Physalaemus nattereri
(Rã-quatro-olhos)



Dermatonotus muelleri
(Sapo-bode)

Fonte: Próprio autor, 2025

Diante das campanhas de estudos, destaca-se o registro constante de três espécies, sendo que estas foram registradas em todas as campanhas, sendo as espécies *Rhinella diptycha* (Sapo-cururu), *Scinax fuscovarius* (perereca-de-banheiro) e *Leptodactylus fuscus* (Rã-assobiadora). De acordo com estudos de Haddad *et al.* (2008), Provete *et al.* (2011), Cohen *et al.* (2020) e Toledo *et al.* (2021) estas espécies compartilham preferências ecológicas semelhantes, como o habitat preferencial por áreas abertas e hábitos terrícolas. Evidencia-se que nos estudos de Oyamaguchi (2006), Margarido *et al.* (2013) e De Souza (2022) estas espécies estão comumente relacionadas com resistência a ambientes antropizados.

5.3. Aspectos ecológicos

As espécies faunísticas, especialmente os anuros, demonstram preferência por habitats específicos que atendam às suas preferências ecológicas, sendo fundamentais para sua sobrevivência, reprodução e perpetuação da espécie. Esses ambientes comumente incluem áreas com disponibilidade de água para reprodução, cobertura vegetal que ofereça abrigo e alimentação, além de condições microclimáticas favoráveis, como elevada umidade e temperaturas adequadas (Wells, 2007). Segundo Duellman e Trueb (1994), a distribuição e abundância dos anuros estão diretamente relacionadas à qualidade e à estrutura dos habitats disponíveis, sendo altamente sensíveis a alterações ambientais.

No presente estudo, os 25 pontos amostrais avaliados apresentaram associação direta com recursos hídricos e cultivo de cana-de-açúcar. Entretanto, foi observada uma diversidade de características locais, com variação na presença e tipo de cobertura vegetal, que inclui desde vegetação nativa arbórea e arbustiva até a completa ausência de vegetação, sendo dominados por pastagens ou monoculturas agrícolas. Entre os pontos avaliados, 44% apresentaram associação com fragmentos florestais, 72% com vegetação arbustiva e 96% com vegetação herbácea, incluindo áreas de pastagens.

A seguir no Quadro 4 é possível observar a listagem de espécies registradas nos pontos de estudos.

Quadro 4– Riqueza das espécies registradas nos 25 pontos de estudos.

Família	Nome Científico	Nome Popular	Pontos de Estudos																								
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Bufonidae	<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	Sapo cururu	X		X	X			X	X		X									X		X				X
Hylidae	<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)	Perereca cabrinha		X			X			X					X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	
Hylidae	<i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)	Perereca cabra		X		X	X		X		X				X	X	X		X		X		X	X	X		
Hylidae	<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	Perereca ampulheta	X	X	X	X	X					X									X						
Hylidae	<i>Dendropsophus elianeae</i> (Napoli & Caramaschi, 2000)	Pererequinha do brejo	X		X	X		X	X	X					X												
Hylidae	<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	Pererequinha do brejo	X		X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	X
Hylidae	<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. Lutz, 1925)	Perereca do brejo	X		X				X						X						X					X	
Hylidae	<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	Perereca de banheiro	X	X															X		X		X				X
Hylidae	<i>Pseudis platensis</i> (Gallardo, 1961)	Rã d'água	X						X																		
Hylidae	<i>Trachycephalus typhonius</i> (Linnaeus, 1758)	Perereca grudenta	X								X																
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus macrosternum</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	Rã manteiga	X			X			X		X			X						X				X		X	
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	Rã assobiadora	X		X	X		X	X	X	X			X			X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	Rã pimenta	X	X	X			X	X	X	X		X				X	X			X			X	X		
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	Rã		X				X						X		X	X							X			
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix, 1824)	Rã marrom		X	X		X	X		X						X	X							X			
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	Rã de bigodes	X			X			X										X		X						X
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	Rã gota	X		X	X		X			X			X	X			X	X		X		X	X	X	X	X
Leptodactylidae	<i>Physalaemus cuvieri</i> (Fitzinger, 1826)	Rã cachorro	X	X		X			X		X		X							X	X						
Leptodactylidae	<i>Physalaemus nattereri</i> (Steindachner, 1863)	Rã quatro olhos		X			X					X				X		X	X		X	X		X			
Leptodactylidae	<i>Pseudopaludicola falcipes</i> (Hensel, 1867)	Rã pulga	X							X																	
Microhylidae	<i>Dermatonotus muelleri</i> (Boettger, 1885)	Sapo bode			X												X										
Riqueza de espécies			15	9	10	10	5	7	11	8	7	4	3	5	6	6	8	5	8	4	13	3	7	10	5	6	6

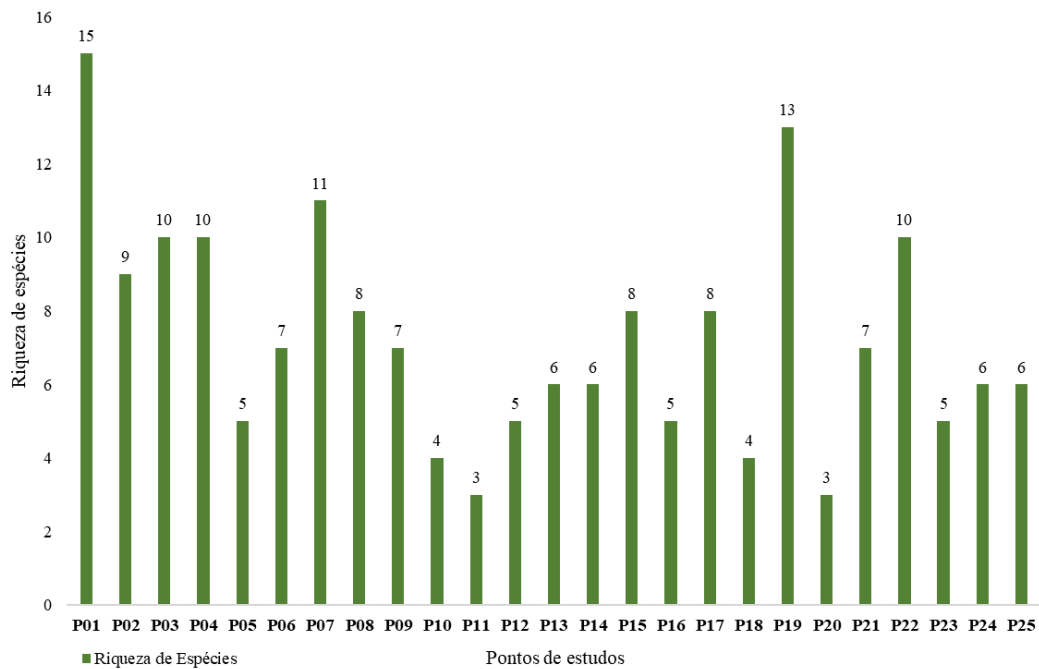
Legenda: X – Presença de espécie no ponto.

Fonte: Próprio autor, 2025

O ponto P01 apresentou a maior riqueza relativa, com 71% de representatividade (15 espécies), localidade esta que exibem em sua composição vegetativa, áreas de pastagens, espécies arbóreas nativas isoladas, vegetação arbustiva e aquática.

A segunda maior riqueza foi notada em P19, com 62% (13 espécies), esta por sua vez exibe semelhança ao ponto de estudo P01, porém com alguns fatores em maior relevância sendo a maior concentração hídrica além da proximidade com formações florestais. Consideraram-se de riqueza mediana os pontos que apresentaram entre 33% e 43% de representatividade: P02, P03, P04, P06, P08, P09, P15, P17, P21 e P22. Já os pontos com menor riqueza, entre 14% e 29%, foram: P05, P10, P11, P13, P14, P16, P18, P20, P23, P24 e P25. A Figura 9 exibe a riqueza e percentual de espécies registradas em cada ponto de estudos de forma acumulativa ao longo das nove campanhas de amostragens.

Figura 9 – Riqueza de espécies distribuídas por ponto de estudo ao longo das campanhas de amostragens (2020-2024)



Fonte: Próprio autor, 2025

A composição faunística observada ao longo dos pontos de estudos evidencia a relação direta entre ocorrência e riqueza de espécies e as características estruturais dos ambientes avaliados. Áreas com maior complexidade e cobertura vegetal favoreceram o registro de espécies associadas a formações florestais, refletindo maior disponibilidade de abrigo, recursos tróficos e estabilidade microclimática.

Em contraste, ambientes com estrutura simplificada e maior grau de alteração apresentaram predominância de espécies generalistas e típicas de áreas abertas, cuja

plasticidade ecológica permite tolerar variações ambientais mais intensas. Esse padrão reforça a influência da heterogeneidade estrutural da paisagem na organização das assembleias locais e na distribuição dos táxons registrados.

Sendo assim, de acordo com a classificação das espécies através de estudos de Haddad *et al.* (2008), Provete *et al.* (2011), Cohen *et al.* (2020) e Toledo *et al.* (2021), as 21 espécies registradas foram classificadas através de seu habitat preferencial e seu hábito, cenário este que pode ser observado no Quadro 5.

Quadro 5– Classificação das espécies registradas de acordo com seu habitat preferencial e hábito.

Nome Científico	Nome Popular	Hábito	Habitat preferencial
<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	Sapo cururu	Terrícola	Áreas abertas
<i>Boana albopunctata</i> (Spix, 1824)	Perereca cabrinha	Arborícola	Áreas abertas
<i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)	Perereca cabra	Arborícola	Áreas abertas
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	Perereca ampulheta	Arborícola	Áreas abertas
<i>Dendropsophus elianae</i> (Napoli & Caramaschi, 2000)	Pererequinha do brejo	Arborícola	Áreas abertas
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	Pererequinha do brejo	Arborícola	Áreas abertas
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (A. Lutz, 1925)	Perereca do brejo	Arborícola	Áreas abertas
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)	Perereca de banheiro	Arborícola	Áreas abertas
<i>Pseudis platensis</i> (Gallardo, 1961)	Rã d'água	Aquática	Áreas abertas
<i>Trachycephalus typhonius</i> (Linnaeus, 1758)	Perereca grudenta	Arborícola	Generalistas
<i>Leptodactylus macrosternum</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	Rã manteiga	Terrícola	Áreas abertas
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	Rã assobiadora	Terrícola	Áreas abertas
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	Rã pimenta	Terrícola	Áreas abertas
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	Rã	Terrícola	Generalistas
<i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix, 1824)	Rã marrom	Criptozóico	Áreas Florestadas
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	Rã de bigodes	Terrícola	Áreas abertas
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope, 1862)	Rã gota	Criptozóico	Áreas abertas
<i>Physalaemus cuvieri</i> (Fitzinger, 1826)	Rã cachorro	Terrícola	Generalistas
<i>Physalaemus nattereri</i> (Steindachner, 1863)	Rã quatro olhos	Terrícola e Fossorial	Áreas abertas
<i>Pseudopaludicola falcipes</i> (Hensel, 1867)	Rã pulga	Criptozóico	Áreas abertas
<i>Dermatonotus muelleri</i> (Boettger, 1885)	Sapo bode	Terrícola	Generalistas

Fonte: Próprio autor, 2025

De acordo com a classificação de habitat preferencial, ao longo dos estudos 76% das espécies apresentam preferência por ambientes de áreas abertas, representados por 16 espécies, 19% são consideradas generalistas (04 espécies), ou seja, se adaptam tanto a ambientes abertos quanto florestais, e somente 5% apresentam preferência por ambientes florestais (01 espécie).

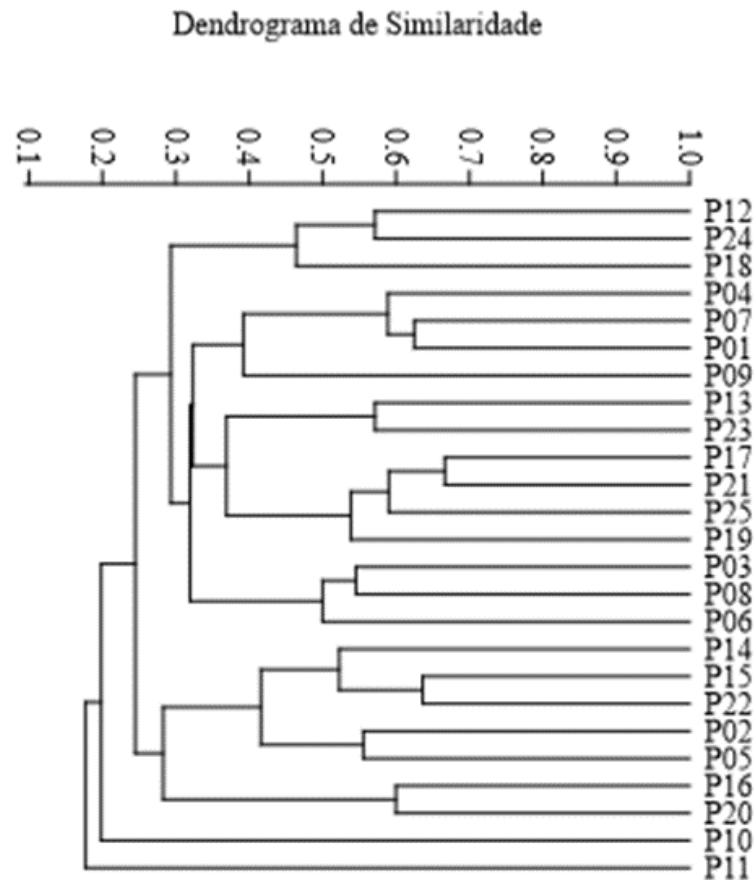
Esse cenário corrobora com as características encontradas nos pontos de estudos, visto que em todos os pontos de estudos a riqueza de espécies com habitat preferencial por áreas abertas são evidenciadas em maior destaque, já as espécies generalistas são registradas em 14 pontos de estudos, representando 56% dos pontos estudados, sendo os pontos P01, P02, P03, P04, P06, P07, P09, P11, P12, P14, P15, P18, P19 e P22. E por fim a espécie específica de ambientes florestais foi registrada em apenas 08 pontos de estudos, ou seja, em somente 32% deles, sendo os pontos P02, P03, P05, P06, P08, P14, P15 e P22, sendo que, com a exceção dos pontos P02, P03 e P06 todos apresentam associação com ambientes florestais.

Já no que diz respeito ao hábito das espécies, aquelas com hábitos terrestres são aquelas que comumente em sua maior parte da vida habita ambientes terrestres, as arborícolas, por sua vez são consideradas aquelas que tem como preferência localidades acima do solo, em galhos, arbustos e árvores; as criptozóicas habitam ambientes poucos explorados, como cavernas, abaixo de pedras e solo, as terrícolas/fossoriais frequentam não só ambientes no solo como também ambientes abaixo do solo, já as aquáticas que raramente habitam os solos, com preferência em ambientes aquáticos de preferência os lênticos (Haddad *et al.*, 2008; Provete *et al.*, 2011; Cohen *et al.*, 2020; Toledo *et al.*, 2021).

Sendo assim, evidencia-se que das espécies registradas ao longo dos estudos, as terrícolas e arborícolas compartilham representatividades semelhantes, com 38% de representatividade cada, seguido pelas espécies criptozóicas (14%), já as aquáticas e terrícolas/fossoriais exibem o menor percentual (05%), representando uma espécie cada.

Diante das particularidades e semelhanças existente entre os pontos de estudos, através da análise de Cluster observada no dendrograma de similaridade proposto por Jaccard (Krebs, 1989), torna-se possível evidenciar quais são as similaridades entre os pontos de estudos, considerando principalmente a composição de espécies em cada um dos pontos de estudos, nesse sentido a Figura 10 exibe o dendrograma de similaridade com as análises geradas.

Figura 10 – Análise de Cluster apresentada no Dendrograma de Similaridade proposto por Jaccard.



Fonte: Próprio autor, 2025

Os valores iguais ou superiores a 0,5 indicam pontos de estudos similares, ou seja, exibem semelhanças seja na composição de espécies bem como nas características vegetativas de cada ponto de estudo. Já os valores inferiores a 0,5 indicam baixa ou nenhuma similaridade, assim, como observado na Figura 10 no qual apresenta padrões heterogêneos na composição biológica entre os pontos de estudos.

Os valores de similaridade encontrados variaram de baixos a moderados, com poucos agrupamentos com valores superiores a 0,5. Esse padrão indica que a maioria das áreas compartilha um número reduzido de espécies, havendo alta diversidade beta, ou seja, elevada presença de espécies ao longo da localidade amostrada, visto que valores baixos de similaridade entre comunidades são característicos de paisagens ambientalmente heterogêneas, nas quais apresentam diversos gradientes ecológicos atuando de forma simultânea na estruturação das assembleias biológicas (Whittaker, 1972).

Denota-se que o dendrograma de similaridade apresentou coeficiente de correlação cofenética (CCC) de 0,668, indicando assim, uma representação satisfatória da matriz original

de similaridade. O coeficiente covenético avalia o grau de fidelidade com que o dendrograma preserva as distâncias ou similaridades originais entre as unidades amostrais (Sokal; Rohlf, 1995). Os valores de CCC superiores a 0,6 são considerados aceitáveis, especialmente quando são utilizados dados binários de presença e ausência (Legendre; Legendre, 2012). Diante de tais resultados, o valor obtido sugere que o agrupamento é ecologicamente interpretável e reflete padrões reais de compartilhamento de espécies entre os pontos amostrados.

A presença de agrupamentos com maior similaridade, como observado entre determinados pares de pontos, em especial entre P17 e P21 que apresentou o maior valor de similaridade (0,67), resultados como esse aponta a ocorrência de condições ambientais semelhantes, como estrutura da vegetação, disponibilidade de recursos, microclima, bem como histórico de perturbação comum, indo de encontro ao cenários destes pontos, visto que ambos compartilham de ambientes ecologicamente estruturados, bem com a proximidade com fragmentos florestais. Este cenário também é semelhante aos agrupamentos de pontos P15 e P22 (0,64), P16 e P20 (0,60), sendo que segundo Legendre e Legendre (2012) comunidades biologicamente semelhantes tendenciam ao agrupamento quando compartilham características ambientais equivalentes, o que auxilia a interpretação de que os pontos analisados representam unidades ecológicas funcionalmente próximas.

Em contrapartida, observa-se a representatividade de valores reduzidos de similaridade entre a maioria dos pontos de estudos, com similaridade menor que 0,5. De acordo com a teoria dos filtros ambientais, nela é proposta que apenas espécies com atributos ecológicos compatíveis conseguem se estabelecer em determinadas condições, resultando em conjuntos biológicos distintos mesmo em escalas espaciais relativamente próximas (Keddy, 1992).

Neste contexto evidencia que os pontos P10 e P11 não exibem nenhuma similaridade significativa com nenhum outro ponto de estudo, nestes pontos foram registradas as menores riquezas de espécies, mesmo com características ambientais favoráveis para a presença de um maior número de espécies, os pontos não apresentaram resultados esperados voltado a composição de espécies. Assim, diferenças sutis em fatores edáficos, hidrológicos e estruturais da paisagem podem atuar como filtros ambientais na determinação da composição de comunidades de anuros, resultando em baixa sobreposição de espécies observada entre os pontos de estudos (Ferreira-Dória *et al.*, 2015).

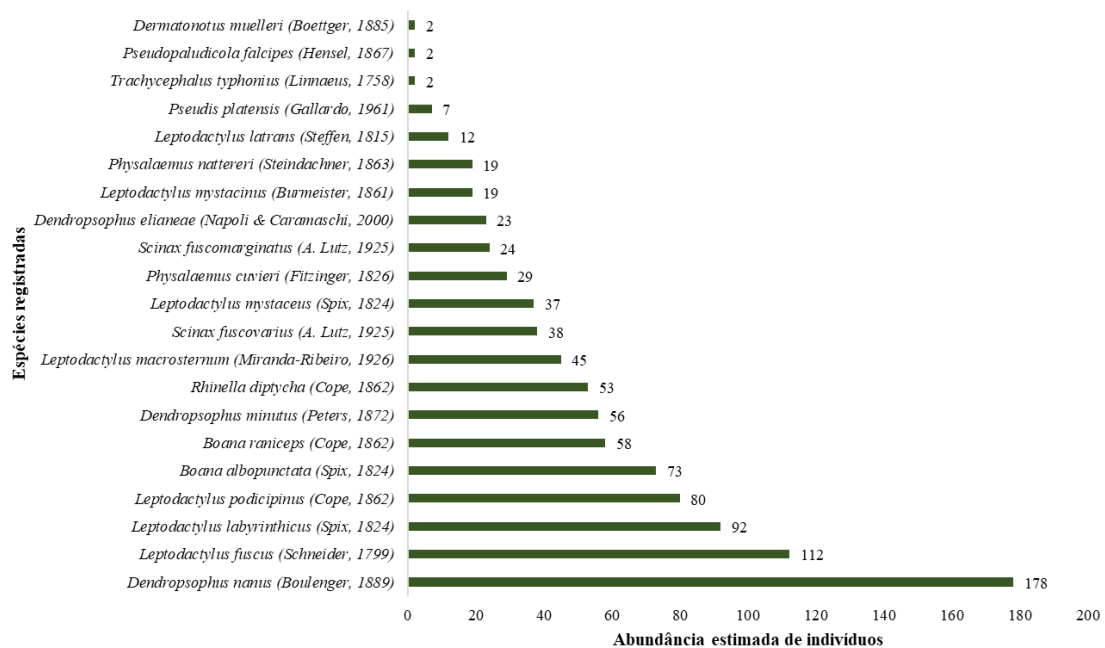
5.4. Abundância estimada e índices ecológicos

Diante das observações realizadas ao longo das campanhas de estudos, evidencia-se que a riqueza e abundância estimada das espécies nos pontos de estudos. Os resultados encontrados demonstram que a abundância estimada acumulada ao longo as campanhas em todos os pontos de estudos foram de 907 indivíduos distribuídos nas 21 espécies. Evidencia-se que os pontos os com maiores valores de abundância foram P07 com 73 indivíduos distribuídos em 11 espécies, P01 com 72 indivíduos distribuídos em 15 espécies e P04 com abundância de 61 indivíduos representados por 10 espécies.

Dentre as espécies registradas que se destacaram quanto a abundância acumulada estão *Dendropsophus nanus* com 178 indivíduos registrados, *Leptodactylus fuscus* representado por 112 indivíduos, *Leptodactylus labyrinthicus* com 92 indivíduos registrados, e *Leptodactylus podicipinus* com 80 indivíduos. As demais espécies exibem abundância variada de 02 a 73 indivíduos. A

Figura 11 exibe os valores de abundância acumulada das espécies ao longo das campanhas de estudos.

Figura 11 – Distribuição das espécies registradas ao longo das campanhas de estudos, através da abundância acumulada.



Fonte: Próprio autor, 2025

A representatividade da espécie *Dendropsophus nanus* vai ao encontro com seu habitat, tendo preferências por recursos hídricos associados a áreas abertas, principalmente associado a gramíneas e vegetação baixa (Rossa-Feres; Jim, 2001; Toledo *et al.* 2003), além da sua alta taxa de reprodução ao longo das estações chuvosas e quentes (Toledo *et al.* 2003; Santos *et al.* 2007), bem como sua ampla distribuição em todo Brasil (Frost, 2024).

A espécie *Leptodactylus fuscus* exibe preferência por abertos com associação a recursos hídricos, principalmente em poças temporárias (Rossa-Feres; Jim, 2001; Bertoluci; Rodrigues 2002b; Brasileiro *et al.*, 2005), seus ovos ficam em ninhos cobertos por espuma, o que gera maior proteção durante os primeiros estágios de desenvolvimento (Toledo *et al.* 2003), sendo que esta espécie também efetua a reprodução em temporadas de calor e chuvas (Vasconcelos; Rossa-Feres, 2005).

Associada a diversos ambientes a espécie *Leptodactylus labyrinthicus* exibe preferência por áreas abertas associado a poças temporárias a lagoas permanentes associado a vegetação (Zina; Haddad, 2005), evidenciando que sua reprodução também exibe associação a estações chuvosas e de altas temperaturas (Brasileiro *et al.*, 2005; Vasconcelos; Rossa-Feres, 2005).

Por sua vez a espécies *Leptodactylus podicipinus*, tem com preferência ambiente ripários, com vegetação baixa associada a lago e poças temporárias e permanentes (Santos *et al.*, 2007), evidenciando que a vocalização dos machos é percebida ao longo de todo ano, no entanto com período de reprodução marcado durante as estações chuvosas. (Bernarde; Kokubum, 1999; Santos *et al.*, 2007).

De acordo com a representatividade observada nas espécies *Dendropsophus nanus*, *Leptodactylus fuscus*, *Leptodactylus labyrinthicus* e *Leptodactylus podicipinus*, evidencia-se o papel dessas espécies nos serviços ecossistêmicos, com destaque para o controle biológico de insetos, uma das principais contribuições da anurofauna. Segundo Hocking e Babbitt (2014), a dieta predominantemente insetívora dos anuros adultos atua como um mecanismo de controle natural da superpopulação de artrópodes, especialmente de insetos considerados pragas agrícolas e vetores de doenças. Em ambientes tropicais e agrícolas, a atuação trófica dos anfíbios contribui para a redução da abundância de insetos herbívoros, diminuindo indiretamente a dependência do uso intensivo de pesticidas (Pankaj; Nath, 2023).

Autores como Whiles *et al.* (2006) demonstraram que os girinos também desempenham papel relevante na estrutura trófica de ecossistemas aquáticos, ao consumirem algas e detritos e influenciarem os fluxos de energia e nutrientes. De forma complementar Hocking e Babbitt

(2014) também ressaltam que o ciclo de vida bifásico dos anuros promove a transferência de matéria e energia entre ambientes aquáticos e terrestres, uma vez que indivíduos adultos redistribuem nutrientes no ambiente terrestre por meio da predação e excreção.

O inventário conduzido no noroeste paulista registrou 37 espécies de anuros para a região (Provete *et al.*, 2011). No presente estudo, a ocorrência de 21 espécies em áreas associadas à canavieira corresponde a cerca de 57% da riqueza potencial regional. Esse percentual indica que parcela expressiva da anurofauna ainda se mantém na paisagem agrícola, embora não de forma integral.

A composição observada revela predominância de espécies generalistas e tolerantes a ambientes abertos, padrão compatível com processos de filtragem ambiental induzidos pela matriz agrícola. Ainda que a riqueza absoluta não seja irrelevante, a substituição de espécies especialistas por espécies de maior plasticidade ecológica sugere simplificação estrutural e funcional da assembleia. Tal reorganização pode repercutir sobre a diversidade funcional e sobre interações tróficas, especialmente na regulação de populações de invertebrados.

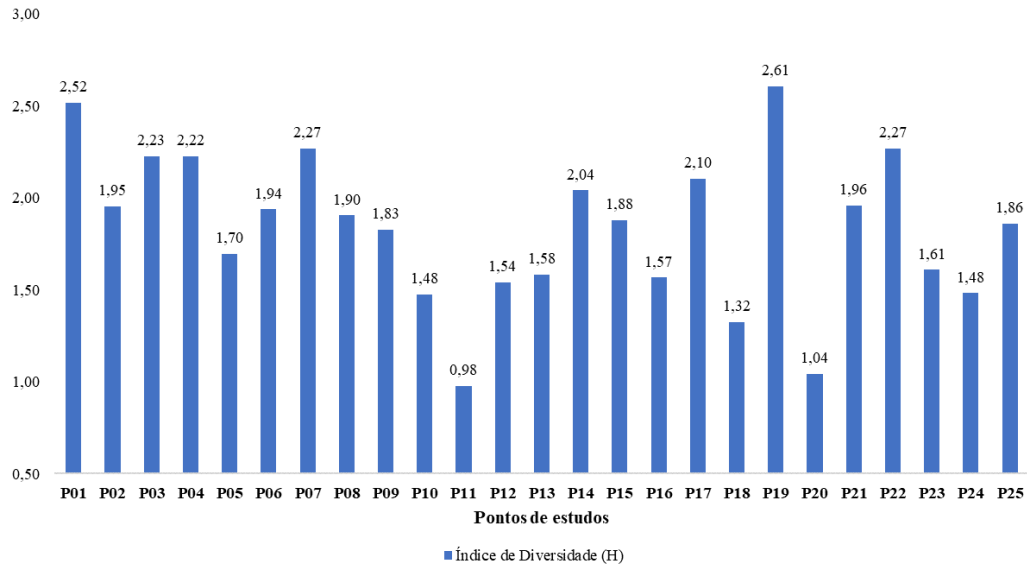
A comparação com o cenário regional, portanto, indica que a cultura de cana-de-açúcar não reduz por completo a anurofauna, mas exerce influência na estrutura e na composição das comunidades, condicionando sua organização a espécies mais adaptadas às condições impostas pela paisagem agrícola.

Com os resultados obtidos a partir das análises dos índices de diversidade (H) e equitabilidade (J), torna-se possível observar variações na estrutura das comunidades biológicas entre os diferentes pontos amostrados. De acordo com Pielou (1969, 1975), o índice de diversidade expressa a heterogeneidade da comunidade, sendo influenciado simultaneamente pelo número de espécies e pela equitabilidade, enquanto o índice de equitabilidade permite avaliar o quão uniformemente os indivíduos estão distribuídos entre as espécies presentes. Magurran (2011) reforça que a interpretação conjunta desses índices é fundamental, pois valores elevados de H' podem decorrer tanto de alta riqueza quanto de elevada uniformidade, ao passo que valores reduzidos geralmente indicam dominância ecológica ou simplificação ambiental.

Em linhas gerais, os valores de diversidade oscilaram entre 0,98 e 2,61, enquanto os índices de equitabilidade variaram de 0,80 a 0,99. O atual cenário encontrado indica a presença de áreas com comunidades ecológicas mais complexas e equilibradas, em contrapartida, outras exibem sinais de simplificação estrutural, possivelmente relacionados a distúrbios ambientais.

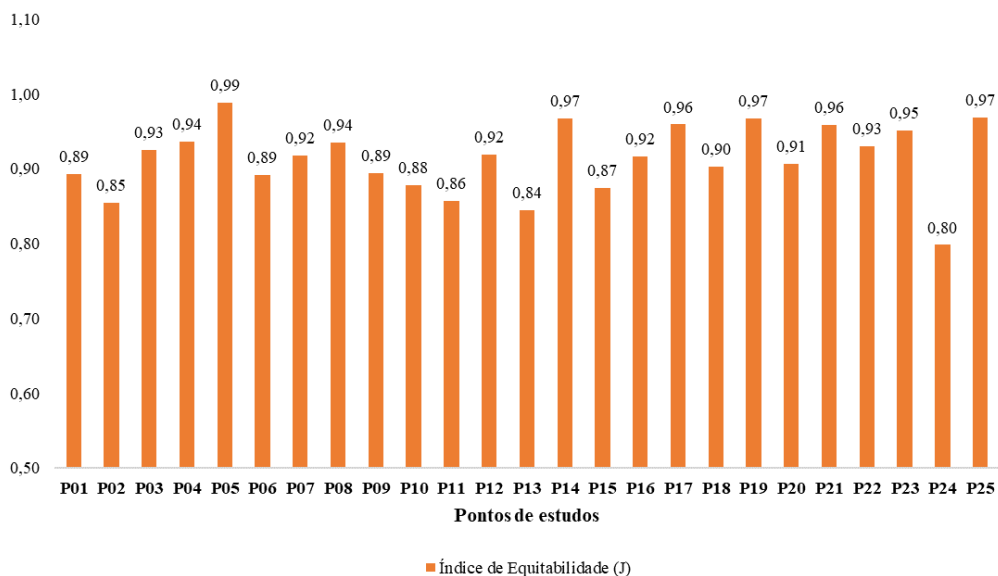
A Figura 12 e Figura 13 exibem os valores de diversidade e equitabilidade para cada ponto de estudos.

Figura 12 – Valores de diversidade obtida em cada ponto de estudo.



Fonte: Próprio autor, 2025

Figura 13 – Valores de equitabilidade obtida em cada ponto de estudo.



Fonte: Próprio autor, 2025

Conforme descrito por Pielou (1969), a equitabilidade indica o grau de uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies, sendo um reflexo direto da estrutura ecológica e da estabilidade da comunidade. Valores próximos de 01 sugerem uma comunidade com distribuição equitativa, sem forte dominância, enquanto valores mais baixos indicam desequilíbrio ecológico, possivelmente causado por pressões ambientais. Já Magurran (2011) aponta que valores de diversidade acima de 02 refletem comunidades com alta riqueza

específica e menor dominância, frequentemente associadas a ambientes bem conservados ou pouco perturbados.

Os pontos P19, P01 e P22 se destacaram por apresentarem maiores valores de diversidade ($H' = 2,61; 2,52; 2,27$ respectivamente) bem como elevados níveis de equitabilidade ($J' = 0,97; 0,89; 0,93$ respectivamente). Tais resultados vão ao encontro com o proposto por Pielou (1969) e Magurran (2011) sugerindo tais pontos exibem comunidades mais estáveis, com riqueza significativa de espécies e distribuição relativamente uniforme de indivíduos entre elas. O presente cenário evidencia que estes pontos exibem associação com ambientes menos impactados, com maior heterogeneidade de micro-habitats e disponibilidade de recursos, favorecendo o estabelecimento e coexistência de diferentes espécies, visto que estes pontos apresentam associação com ambientes florestais, principalmente o P19.

O ponto P19 destaca-se por apresentar o maior valor de diversidade entre todos os pontos aliado a uma equitabilidade muito alta. De acordo com o apontado por Pielou (1969), este cenário representa uma comunidade altamente diversa e ecologicamente equilibrada, com baixa dominância e elevada complexidade estrutural.

Em contrapartida, os pontos P11, P20 e P24 apresentaram os menores valores de diversidade ($H' = 0,98; 1,04; 1,48$ respectivamente), com equitabilidade também reduzida em relação aos demais ($J' = 0,86; 0,91; 0,80$ respectivamente), exibem comunidades simplificadas, sob influência de perturbações antrópicas. Ainda sobre o ponto P11, o cenário encontrado em seus resultados segundo Pielou (1975) aponta que essa combinação indica uma comunidade com baixa riqueza específica, porém com distribuição relativamente homogênea entre as espécies remanescentes. Já conforme discutido por Magurran (2011), que associa baixa diversidade e equitabilidade à dominância de poucas espécies oportunistas em áreas impactadas. O resultado obtido nestes pontos de estudos pode ser reflexo de pressões antrópicas locais, como alterações no uso e cobertura do solo, fragmentação de habitats ou ocorrência de eventos perturbadores, principalmente nos pontos de P20 e P11, os quais exibem associação significativa a estradas não pavimentadas de grande fluxo, bem como proximidade ao parque industrial de usina de cana-de-açúcar.

Evidencia-se que os pontos P18 ($H' = 1,32; J' = 0,90$) e P20 ($H' = 1,04; J' = 0,91$) apresentam valores relativamente baixos de diversidade, associados a altos índices de equitabilidade. De acordo com Pielou (1969; 1975), essa combinação indica comunidades com baixa riqueza específica, mas com distribuição relativamente uniforme dos indivíduos entre as

espécies presentes, sem forte dominância ecológica. Conforme discutido por Magurran (2011), esse padrão é típico de ambientes sob restrição ambiental ou perturbação moderada, nos quais poucas espécies conseguem se estabelecer, porém coexistem de forma equilibrada.

Em contraste, o ponto P24 ($H' = 1,48$; $J' = 0,80$), embora apresente diversidade moderada em relação a P18 e P20, destaca-se pelo menor valor de equitabilidade entre os pontos analisados. Segundo Pielou (1975), valores reduzidos de J' refletem acentuada dominância de uma ou poucas espécies, indicando desequilíbrio na estrutura da comunidade. Magurran (2011) ressalta que esse tipo de padrão é frequentemente associado a processos de simplificação ecológica, favorecendo espécies oportunistas ou mais tolerantes a distúrbios, em detrimento da diversidade funcional do sistema.

Ainda que alguns pontos amostrais tenham apresentado baixa riqueza, os elevados índices de equitabilidade ($J' > 0,85$) indicam distribuição relativamente homogênea das abundâncias entre as espécies registradas, sem evidência de dominância acentuada por poucos táxons. Esse padrão sugere organização estrutural equilibrada da comunidade sob as condições atuais.

Contudo, a predominância de espécies generalistas e tolerantes a ambientes abertos indica que tal equilíbrio ocorre em contexto ambiental já filtrado pela matriz agrícola. Assim, a uniformidade na distribuição das abundâncias não deve ser interpretada como sinônimo de elevada resiliência ecológica, mas como expressão de uma assembleia estruturada dentro dos limites impostos pelo uso do solo, possivelmente com menor sensibilidade às perturbações correntes, porém também com menor complexidade ecológica.

Segundo Pielou (1966), a equitabilidade reflete o grau de uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies e pode permanecer alta mesmo em comunidades com baixa riqueza, como uma resposta adaptativa ao estresse ambiental (Magurran, 2011). A uniformidade relativa encontrada na abundância específica pode representar a reorganização funcional das espécies em virtude às condições antrópicas, característica comum de sistemas com resiliência ecológica parcial (Holling, 1973; Odum, 1985), embora não compense totalmente a perda de complexidade estrutural e funcional da comunidade (Clarke; Warwick, 2001).

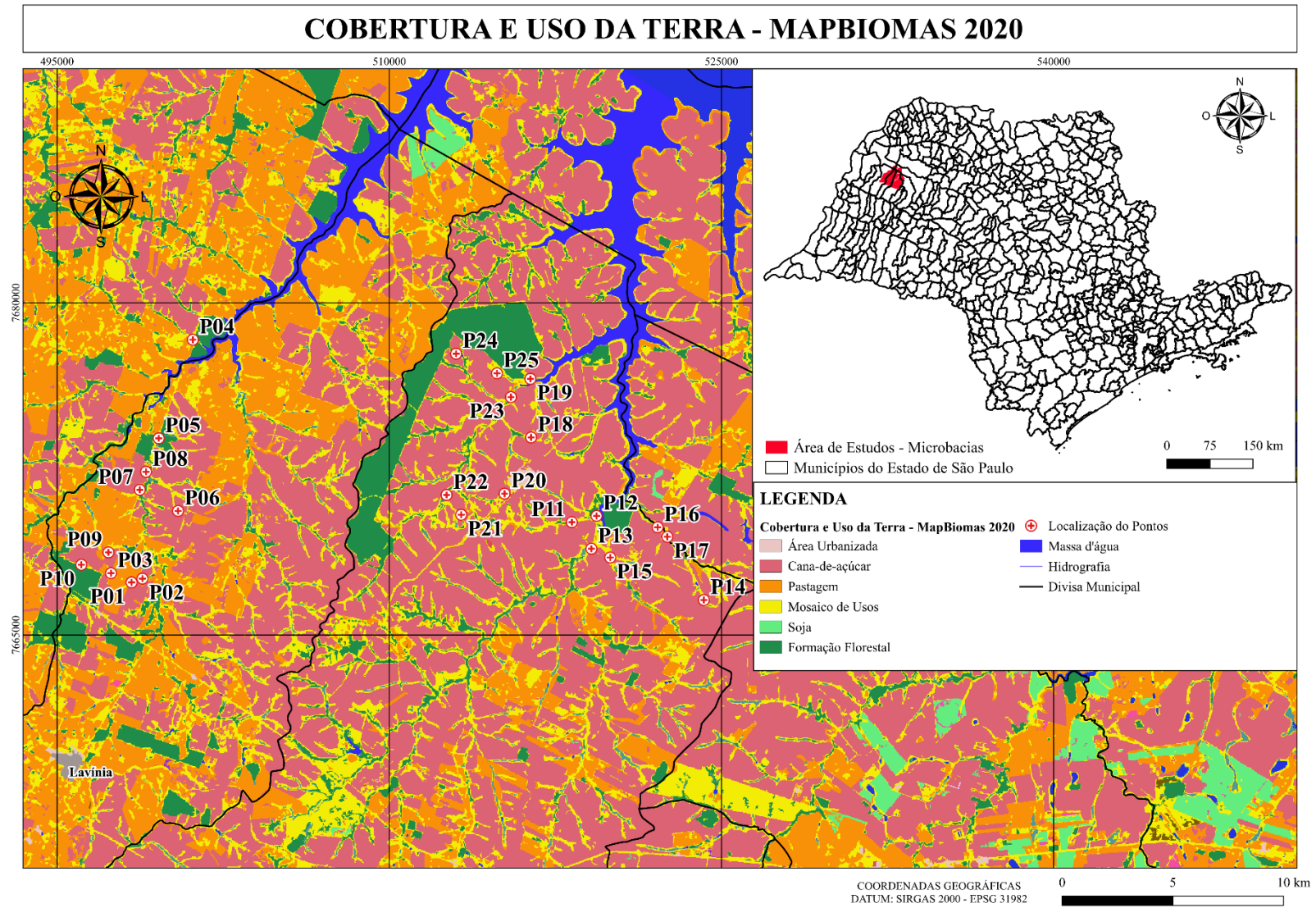
Assim, a análise geral dos índices de diversidade e equitabilidade aponta áreas com potencial de conservação por apresentarem comunidades estruturadas, e outras que demandam atenção especial quanto à mitigação de impactos (Margalef, 1974; Magurran, 2004). A

diversidade biológica, aliada à equitabilidade, configura-se como indicador sensível do estado de conservação dos ecossistemas, sendo recomendada como ferramenta confiável em programas de monitoramento e avaliação ambiental contínua (Karr, 1991; Dimitrakopoulos, 2010).

5.5. Análises geoespaciais

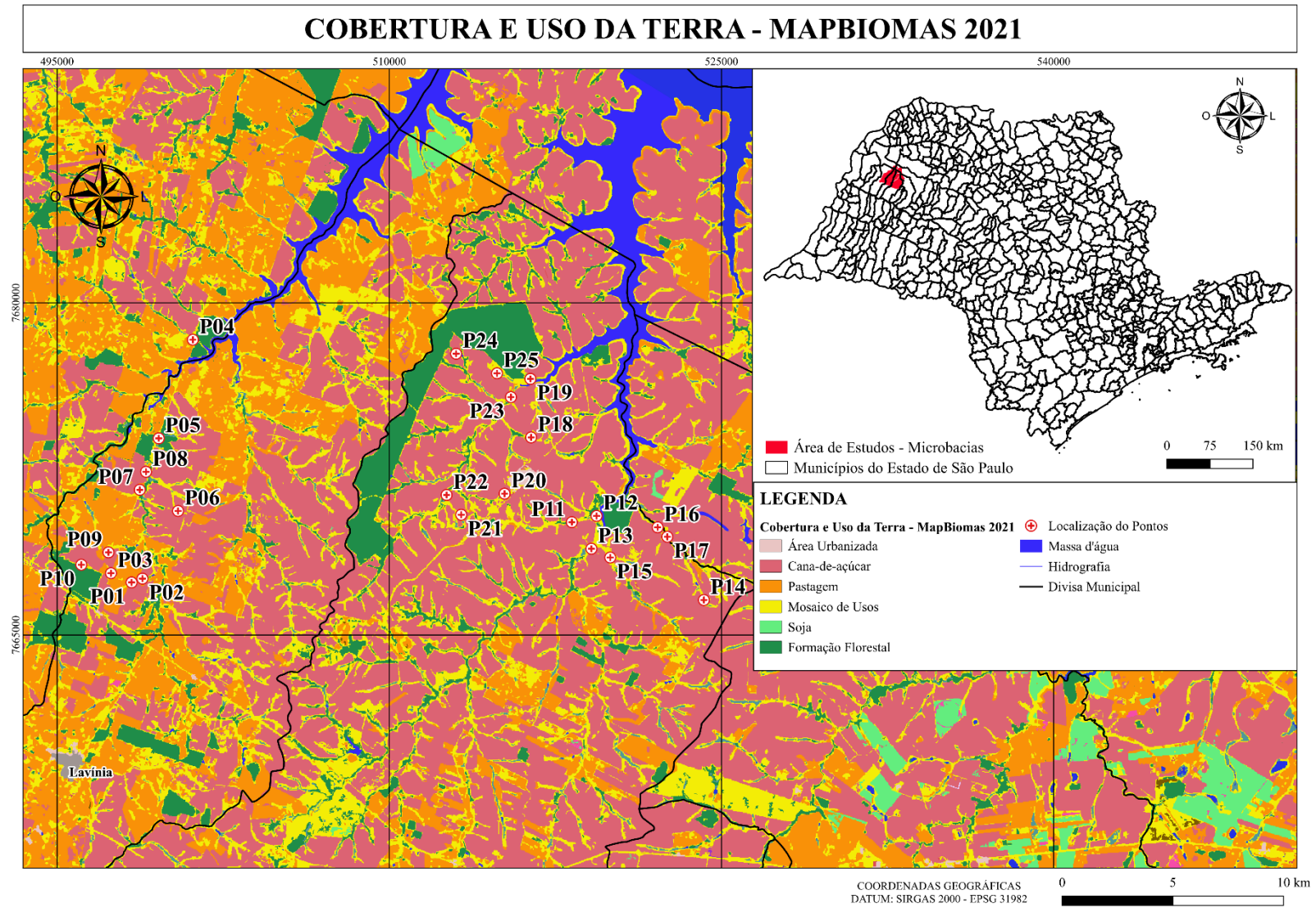
Ao associar os pontos de estudos com suas características lindeiras notam-se que imprescindivelmente existe a associação direta com o cultivo de cana-de-açúcar, no entanto através as informações da cobertura e uso da terra, disponibilizada através do MapBiomas Coleção 10 (MAPBIOMA, 2025) são evidenciadas outras associações com menor representatividade, sendo assim na Figura 14, Figura 15, Figura 16, Figura 17 e Figura 18 são apresentadas a cobertura e uso do solo ao longo dos anos de 2020 a 2024.

Figura 14 – Localização dos pontos de estudos associado a cobertura e uso da terra (2020)



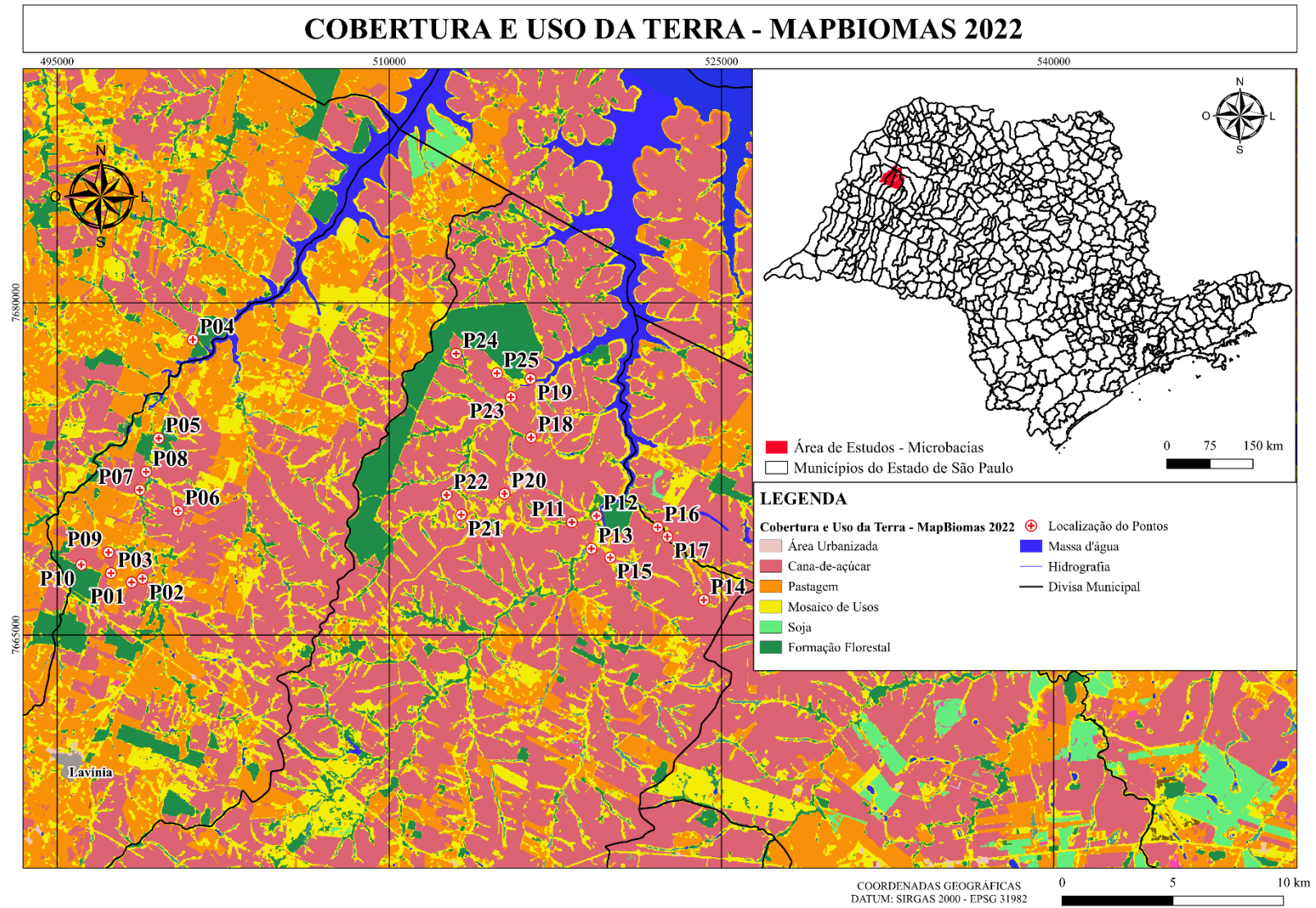
Fonte: Próprio autor, 2025 adaptado de Qgis (MapBiomias Collection 10 Cobertura e Uso da Terra 2020)

Figura 15 – Localização dos pontos de estudos associado a cobertura e uso da terra (2021)



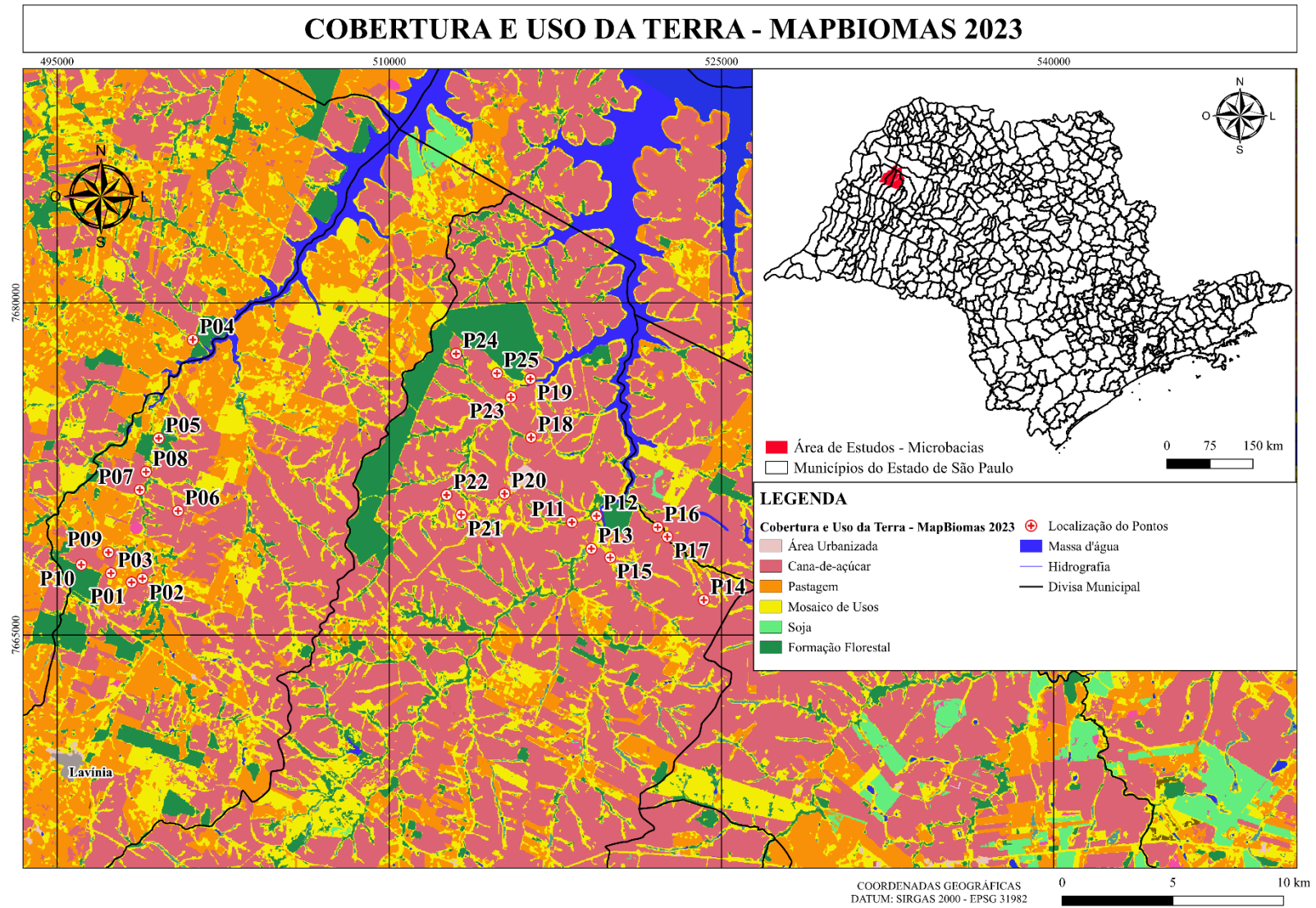
Fonte: Próprio autor, 2025 adaptado de Qgis (MapBiomas Collection 10 Cobertura e Uso da Terra 2021)

Figura 16 – Localização dos pontos de estudos associado a cobertura e uso da terra (2022)



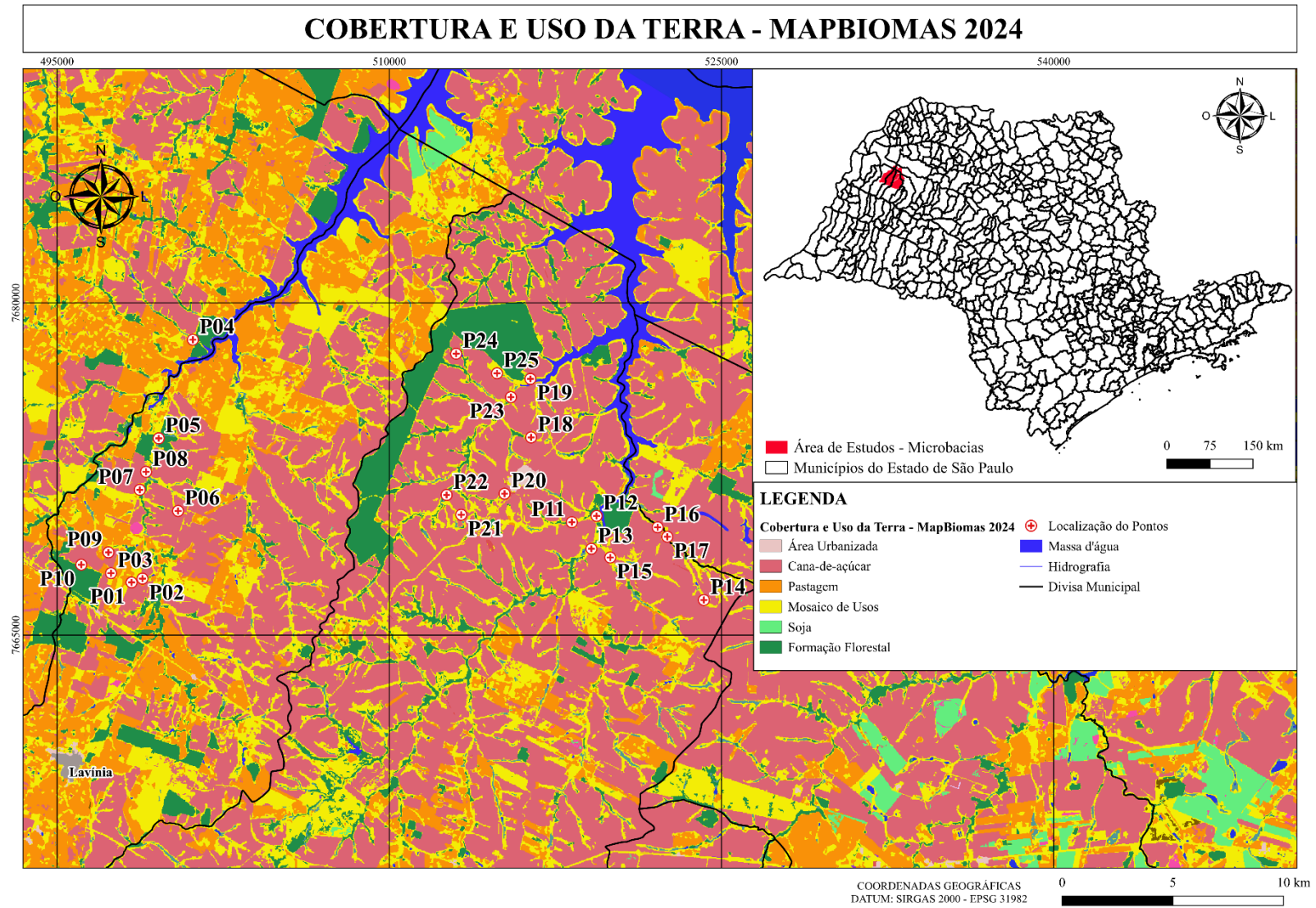
Fonte: Próprio autor, 2025 adaptado de Qgis (MapBiomas Collection 10 Cobertura e Uso da Terra 2022)

Figura 17 – Localização dos pontos de estudos associado a cobertura e uso da terra (2023)



Fonte: Próprio autor, 2025 adaptado de Qgis (MapBiomas Collection 10 Cobertura e Uso da Terra 2023)

Figura 18 – Localização dos pontos de estudos associado a cobertura e uso da terra (2024)



Fonte: Próprio autor, 2025 adaptado de Qgis (MapBiomas Collection 10 Cobertura e Uso da Terra 2024)

De acordo com a linha histórica de cobertura e uso da terra entre os períodos de 2020 a 2024 evidencia a paisagem antropizada, no qual há a predominância de sistemas produtivos intensivos, especialmente a cultura da cana-de-açúcar, associada a áreas de pastagens, mosaico de usos agrícolas e, em menor proporção, cultivo de soja, intercalados com remanescente de formações florestais.

A presença da monocultura da cana-de-açúcar é notada como principal uso do solo ao longo de todo o período analisado. As variações espaciais observadas entre cana-de-açúcar, e mosaico de usos refletem, sobretudo, ao ciclo produtivo da cultura, no qual inclui a reforma de canaviais, preparo do solo e rotação pontual com culturas anuais. Esse padrão vai de encontro com o que descrevem Sparovek *et al.* (2009), ao apontarem que mudanças detectadas por sensoriamento remoto em áreas canavieiras muitas vezes representam mudanças temporais de manejo, e não conversões permanentes de uso.

Nota-se a redução e fragmentação das áreas de pastagem ao longo do período analisado, tal cenário está alinhada a um processo descrito em literatura, visto que comumente ocorre a substituição da pecuária por sistemas agrícolas mais intensivos, especialmente em regiões com maior aptidão agrícola e infraestrutura consolidada (Lapola *et al.*, 2014)

A variação observada, bem como o aumento das áreas classificadas como mosaico de usos indicam elevada dinamicidade espacial, característica de paisagens agrícolas intensivas. Essa classe geralmente engloba áreas em transição, sucessão de culturas, funcionando como indicador indireto de instabilidade temporal do uso da terra (Sano *et al.*, 2019). Já a presença variável e em menor representatividade da soja ao longo do período analisado não apresenta associação significativa aos pontos de estudos.

Conforme evidenciado pela linha histórica de cobertura e uso do solo ao longo dos anos analisados, os resultados contam com a composição da riqueza de espécies é predominantemente formada por espécies associadas a ambientes abertos ($n = 16$) e generalistas ($n = 04$). Esse padrão reflete a baixa complexidade ecológica dos pontos de estudo, os quais, em função da ausência de condições ambientais especializadas, não oferecem suporte adequado para espécies com maior exigência ecológica, como as florestais. Tal cenário está diretamente relacionado à elevada representatividade da monocultura de cana-de-açúcar na região, conforme demonstrado na análise temporal do uso do solo. Esse cenário vai ao encontro com os estudos de Campos *et al.* (2008), que observaram predominância de espécies oportunistas

em agroecossistemas no Cerrado, e de Maffei *et al.* (2011), no qual observaram composição semelhante em áreas abertas no interior paulista.

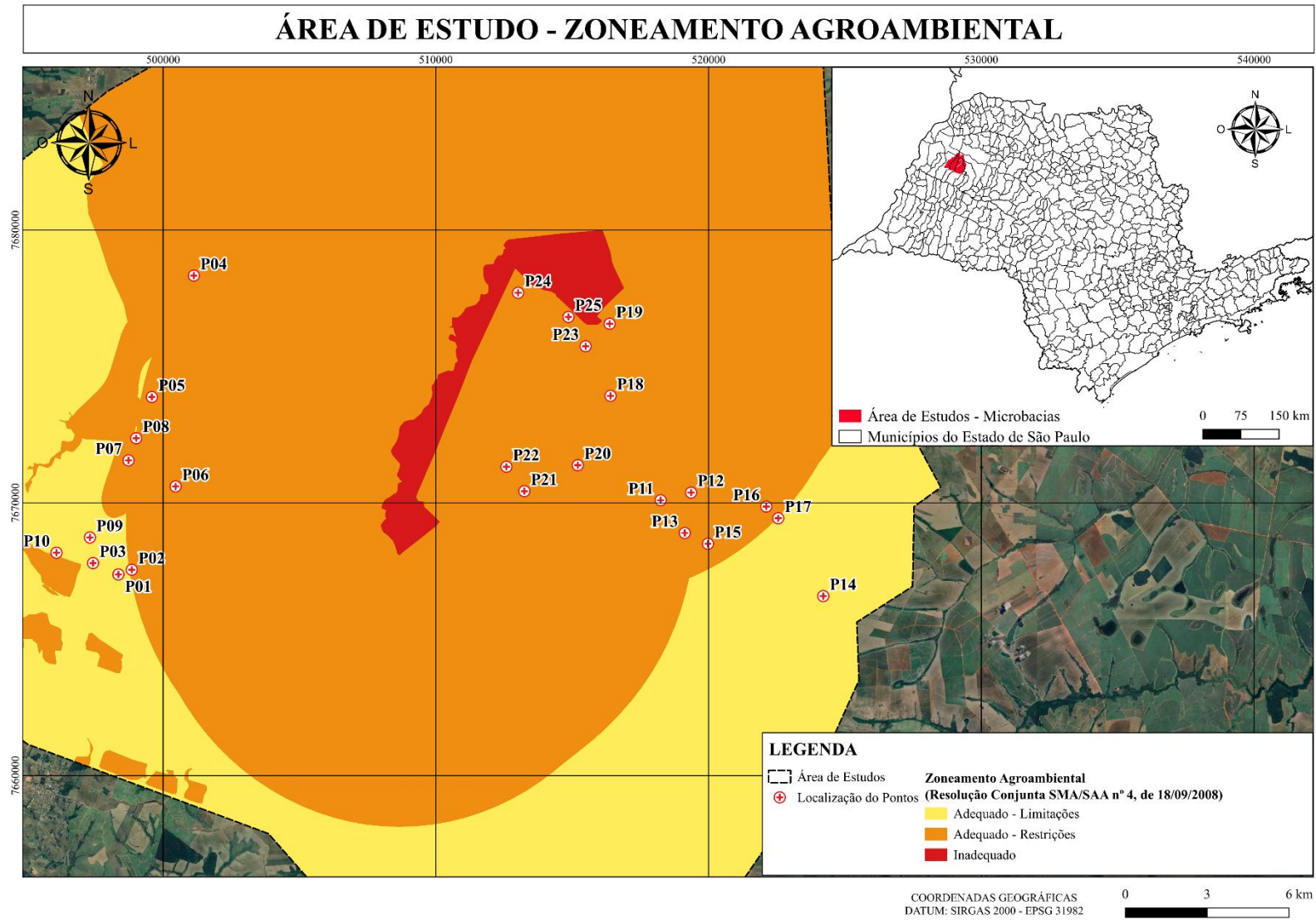
Os estudos de Souza *et al.* (2014) destacaram também que a heterogeneidade ambiental reduzida, associada a ambientes agrícolas favorece a ocorrência de poucas espécies amplamente distribuídas, com menor sensibilidade a alterações ambientais. Tais espécies se adaptam com facilidade a ambientes antropizados, atuando de forma oportunista a disponibilidade de recursos generalistas, como abrigos temporários e corpos d'água artificiais.

A reduzida representatividade de fragmentos florestais e de vegetação nativa na região, decorrente principalmente do processo contínuo de fragmentação dos habitats ao longo dos anos, afeta diretamente a fauna silvestre, sobretudo as espécies com maior exigência ambiental. Essa condição limita a disponibilidade de abrigo e alimento, além de comprometer a conectividade entre os fragmentos remanescentes, conforme destacado por Kitada *et al.* (2010) e Ramos e Luchiari-Junior (2022).

De acordo com o zoneamento agroambiental voltado ao setor sucroalcooleiro, os pontos estudados estão localizados em áreas autorizadas à expansão da cana-de-açúcar segundo a Resolução Conjunta SMA-SAA nº 4, de 18 set. 2008, embora classificadas como “adequadas com limitações ou restrições”. A Figura 19 apresenta os pontos de estudos associados a classificação do zoneamento agroambiental para o setor sucroalcooleiro.

Esse cenário implica que o órgão ambiental licenciador prescreveu diretrizes conservacionistas durante o processo de conversão do uso do solo. No entanto, evidencia-se que tais medidas em linhas gerais beneficiaram, majoritariamente o empreendimento. A conversão da vegetação original para monocultura resulta em perda de diversidade ambiental, havendo redução ou eliminação do habitat de espécies nativas da região (Teófilo, 2012), além da redução de cobertura florestal remanescente, incluindo áreas de preservação permanente (Azevedo, 2013).

Figura 19 – Localização dos pontos de estudos associado ao zoneamento agroambiental



Fonte: Próprio autor, 2025 adaptado de Resolução Conjunta SMA-SAA nº 4, de 18 set. 2008.

5.6. Impactos negativos associados

Com base em quatro anos de estudos distribuídos em nove campanhas de campo, observa-se que a riqueza de espécies está diretamente relacionada a ambientes abertos, refletindo a paisagem dominada por cana-de-açúcar no entorno das áreas amostradas.

A ausência significativa de vegetação ciliar ao longo dos corpos hídricos compromete severamente os serviços ecossistêmicos das áreas marginais. A redução de vegetação em riachos de baixa ordem, principalmente em localidades associadas a cultivos agrícolas, intensifica os processos erosivos, promove o assoreamento e reduz a biodiversidade local, afetando especialmente anfíbios que dependem dessas margens vegetadas para reprodução e abrigo (Junk *et al.*, 2024).

A presença de vegetação ciliar, mesmo que em menor representatividade ainda assim consegue manter o equilíbrio ambiental necessário para comportar as espécies de anuros da localidade, visto que a retirada dessa vegetação altera de forma significativa a composição faunística (Almeida-Gomes *et al.*, 2014). No que diz respeito a ambientes formados por cultivos agrícolas encontrados ao longo dos estudos, os resultados encontrados corroboram com os estudos de Sabbag e Zina (2011) realizado no município de São Carlos/SP, visto que as espécies generalistas como *Scinax fuscovarius* e *Physalaemus cuvieri* ocorrem preferencialmente em ambientes abertos, enquanto espécies florestais dependentes de vegetação ripária, são pouco representadas em trechos com ausência de vegetação ciliar, cenário este encontrado ao longo dos estudos, visto que somente uma espécie registrada exibe preferência por ambientes florestais sendo a *Leptodactylus mystaceus*, registrada em apenas 32% dos pontos estudados.

Embora a literatura aponte diversos estudos que evidenciam os impactos negativos dos agrotóxicos sobre comunidades de anuros, o presente trabalho não identificou efeitos diretos dessa natureza. Isso se deve às limitações metodológicas da pesquisa, que não incluiu análises laboratoriais nem coleta de espécimes voltadas à detecção de sinais fisiológicos ou bioquímicos relacionados à exposição a tais substâncias. No entanto, estudos como de Armas *et al.* (2005), Corbi *et al.* (2006), Flores *et al.* (2008) e Fialho *et al.* (2018), apontam que culturas agrícolas, principalmente de cana-de-açúcar utilizam agrotóxicos a fim de mitigar e neutralizar pragas agrícolas. Além disso estudos de Costa (2014), Figueiredo *et al.* (2014), Araujo e Malvasio (2016), Sánchez-Domene (2019) e Santos (2020) citam substâncias químicas como glifosato,

2,4-D, nenzimidazol, triazinona, triazina, neonicotinoide e azole, que apresentaram impactos para a comunidade de anuros, seja na sua fase larval como na fase adulta.

Diversas espécies de insetos associadas ao cultivo de cana-de-açúcar, frequentemente classificadas como “pragas”, compõe a dieta dos anuros presentes nestes ambientes agrícolas. A redução dessas populações de insetos, seja pelo uso de agrotóxicos ou alteração do habitat, compromete significativamente a disponibilidade alimentar da comunidade de anuros, impactando assim a cadeia trófica local (Sánchez-Domene, 2019).

Outro aspecto é a redução de habitat originada pela fragmentação dos ambientes florestais, que influencia diretamente a perda de cobertura florestal, a baixa conectividade, o isolamento de populações e a baixa diversidade de espécies de anuros (Vancine, 2015).

Evidencia-se que a conversão do solo para cultivo de monoculturas, como a cana-de-açúcar, contribui para a redução das espécies de anuros típicas de ambientes florestais, favorecendo a colonização por espécies generalistas ou adaptadas a ambientes abertos, menos sensíveis à perturbação antrópica (Baldi, 2015), como observado no presente trabalho. Estudos realizados por Schiesari *et al.* (2016) apontam que o uso de colheitas mecanizadas, utilização demasiada de agrotóxicos, bem como distúrbios físicos no solo impactam de forma negativa os ambientes aquáticos, influenciando na mortalidade de anuros na fase inicial da vida (girinos).

De acordo com os resultados encontrados ao longo dos estudos, com o destaque significativo por espécies generalistas e de ambientes abertos, nota-se que a região estudada está dominada por ambientes com baixa associação a vegetação original, demonstrando que, com o passar dos anos, com as pretéritas mudanças do solo, as espécies faunísticas que originalmente habitavam a localidade perderam espaço, principalmente as que apresentavam sensibilidade a ações antrópicas e as especializadas em ambientes conservados como ambientes florestais, cenário este corrobora com os estudos de Moraes, Sawaya e Barrela (2007).

Diante disto, observando as características principais do anuros sendo, a elevada permeabilidade cutânea, a dependência de ambientes e a baixa capacidade de dispersão tornam esse grupo particularmente vulnerável à contaminação química, às alterações microclimáticas e à perda de habitats (Valencia-Aguilar *et al.*, 2013), esses padrões reforçam o uso da anurofauna como ferramenta eficaz para o monitoramento ambiental em paisagens dominadas por monoculturas.

Por fim, os impactos voltados a transformação da paisagem local em virtude a dominância da cultura da cana-de-açúcar, bem como a redução da vegetação de áreas de preservação permanente reduz de forma significativa a biodiversidade local, principalmente o grupo de anuros. A redução de vegetação contribui para processos erosivos e assoreamentos, no qual altera a composição da fauna local, reduzindo espécies florestais e favorecendo espécies generalistas e de áreas abertas, bem como aquelas com menor sensibilidade a ações antrópicas. Já quanto ao uso dos agrotóxicos, embora no presente estudo não foram notadas ações diretas, a literatura aponta impactos negativos para a anurofauna oriundo dos agrotóxicos, que vai desde a contaminação dos corpos hídricos a mortandade das espécies.

5.7. Proposição de ações mitigatórias

Em paisagens agrícolas dominadas pela canavicultura, a conservação da anurofauna assume relevância estratégica não apenas sob a perspectiva da biodiversidade, mas também da manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais. O manejo agrícola influencia não apenas a riqueza, mas também a diversidade funcional de comunidades de anuros, indicando que práticas agrícolas e a estrutura do habitat determinam fortemente a prestação de funções ecológicas essenciais, como controle de invertebrados, transferência de energia e resposta funcional às perturbações ambientais em agroecossistemas intensivos (Castillo-Peñarredonda, 2024). A persistência de anfíbios em agroecossistemas está diretamente relacionada à presença de áreas úmidas, matas ciliares e fragmentos florestais (Hocking; Babbitt, 2014), nesse contexto, a adoção de práticas agrícolas menos impactantes pode favorecer a conservação dos serviços de regulação e suporte prestados pelos anuros, conforme destacado por Pankaj e Nath (2023).

Com base nos resultados encontrados, nota-se a fragilidade do ambiente em comportar espécies especializadas, principalmente aquelas que exibem associação e dependência a ambientes conservados como as áreas florestais. Sendo assim, a proposta de ações de mitigação, vão ao encontro da conservação destas áreas, bem como as espécies registradas ao longo dos estudos, sendo elas de ambientes abertos, aquáticos e florestais. O Quadro 6 exibe oito ações de mitigação recomendadas para conservação ambiental local, bem como as partes responsáveis por executá-las.

Quadro 6 –Ações mitigatórias recomendadas bem como os responsáveis pela sua execução.

Ação mitigatória		Responsável
1ª	Parceria com propriedades a fim de incentivar o reflorestamento em área de preservação permanente (APP).	Empreendimentos do setor sucroalcooleiro.
2ª	Rigidez nos protocolos de uso de agrotóxicos às margens de corpos hídricos e áreas florestais.	Órgão ambiental.
3ª	Educação ambiental rural e corporativa.	Empreendimentos do setor sucroalcooleiro.
4ª	Rigidez na fiscalização ambiental.	Órgão ambiental
5ª	Conservação das áreas de florestas.	Empreendimentos do setor sucroalcooleiro.
6ª	Conservação dos corpos hídricos associados a monoculturas.	Empreendimentos do setor sucroalcooleiro.
7ª	Incentivo aos empreendimentos que apresentarem na sua área de atuação áreas de fragmentos conservados.	Órgão ambiental.
8ª	Incentivo a proprietários rurais que apresentarem fragmentos florestais conservados com diversidade de espécies equilibradas.	Órgão ambiental.
9ª	Criação e manutenção de corredores ecológicos, principalmente entre fragmentos florestais associados a recursos hídricos	Empreendimento.
10ª	Capacitação periódica voltada ao licenciamento ambiental para agentes autuantes, como polícia ambiental	Órgão ambiental.

Fonte: Próprio autor, 2025

Evidencia-se que a seguir serão apresentadas as recomendações práticas das mitigações propostas com o intuito de reduzir os impactos a comunidade de anuros, tendo como objetivo a conservação ambiental.

1º. Parceria com propriedades a fim de incentivar o reflorestamento em área de preservação permanente (APP).

Na esfera federal, o cadastro ambiental rural (CAR) é obrigatório para as propriedades rurais (BRASIL, 2012), no qual as propriedades devem estar regularizadas ambientalmente com APP's vegetadas, bem como áreas de reserva legal dominadas por vegetação florestal.

Nesse sentido a parceria dos empreendimentos com os proprietários afim de regularizar suas propriedades, bem como facilitar a promoção de reflorestamento em áreas de APP atuaria como ação de grande importância para manutenção da biodiversidade local, principalmente para a presença de espécies com preferência a ambientes florestados.

Esta parceria também auxiliaria pequenos proprietários que não possuem poder monetário suficiente para fazer planos de reposição florestal, bem como a regularização ambiental de sua propriedade.

2º. Rigidez nos protocolos de uso de agrotóxicos as margens de corpos hídricos e áreas florestais.

No Brasil o uso de agrotóxicos é regido pela Lei nº 7.802/1989, bem como o Decreto Federal nº 4.074/2002 e Portaria MAPA nº 298/2021. Já no estado de São Paulo existe os complementos através das leis nº 17.054/2019, Decreto nº 68.107/2023 e Resolução SAA nº 47/2023.

No entanto, as ações práticas destas diretrizes muitas vezes não são aplicadas de forma correta, principalmente no que diz respeito a aplicação de agrotóxicos de forma aérea. Nesse sentido, recomenda-se que o órgão ambiental do estado atribua ações práticas de fiscalização afim de mitigar eventos como deriva de agrotóxicos para as áreas florestadas e corpos hídricos.

3º. Educação ambiental rural e corporativa.

Desenvolver programa contínuo que fomente a execução de circuitos de ações educativas com a população rural associada a área de atuação do empreendimento, bem como aos colaboradores do empreendimento. O programa tem como objetivo de sensibilizar a importância da conservação das áreas florestadas, corpos hídricos, além da importância dos anuros no ecossistema, visto que, muitas vezes são espécies subestimadas pela população em geral.

4º. Rigidez na fiscalização ambiental.

No que diz respeito a fiscalização de agroindústrias, observa-se que os empreendimentos são licenciados pelo órgão ambiental estadual, sendo que em São Paulo, essa prática é executada pela CETESB. Para realização da instalação, operação e ampliação de usinas de cana-de-açúcar, torna-se necessário atender diversas exigências ambientais previstas nas licenças. Contudo, devido à elevada demanda de processos de licenciamentos ambientais associado ao quadro técnico reduzido da CETESB, as análises ambientais podem apresentar

menor rigor técnico, ou demora na análise processual, o que contribui para a execução e atividades sem o devido licenciamento.

Dessa maneira, como forma de mitigar ações impactantes ao meio ambiente, recomenda-se que as esferas governamentais adotem com maior periodicidade diretrizes e processos seletivos para a contratação e reciclagem de profissionais capacitados, garantindo maior eficácia nas análises ambientais e contribuindo para a conservação ambiental, além de reduzir práticas clandestinas que possam afetar a biodiversidade local.

5°. Conservação das áreas de florestas.

Desenvolver programa de ações contínuas voltadas à conservação de fragmentos florestais e APP's presentes na área de atuação do empreendimento, desde o plantio de mudas nas bordaduras florestais que apresentarem predominância de vegetação herbácea exótica, à manutenção de carreadores entre o cultivo de cana-de-açúcar e áreas florestadas, a fim de reduzir a chance de incêndios florestais nas áreas vegetadas, bem como apoio à restauração destas áreas caso as mesmas sejam acometidas por incêndios florestais.

6°. Conservação dos corpos hídricos associados a monoculturas.

Manutenção eficaz em curvas de níveis, nas áreas de cana-de-açúcar, a fim de reduzir a lixiviação de agrotóxicos e solo para dentro dos corpos hídricos, visto que tais materiais auxiliam na degradação dos corpos hídricos e nas comunidades faunísticas dependentes deles.

7°. Incentivo aos empreendimentos que apresentarem em sua área de atuação áreas de fragmentos florestais conservados.

Promover incentivos fiscais para os empreendimentos que comprovarem que em sua área de atuação existem áreas de fragmentos florestais conservados pelas ações do empreendimento.

Essa ação tem como objetivo incentivar as agroindústrias a conservarem de forma eficaz as áreas florestais da sua área de atuação.

8°. Incentivo a proprietários rurais que apresentarem fragmentos florestais conservados com diversidade de espécies equilibradas.

Incentivar as propriedades rurais a terem o CAR devidamente atualizado, bem como terem em sua propriedade áreas de APP e fragmentos florestais conservados e ecologicamente equilibrados.

Essa estratégia tem como objetivo beneficiar o meio ambiente, uma vez que o engajamento dos proprietários na regularização do CAR tende a aumentar quando há incentivos, especialmente aqueles relacionados à redução de impostos., ou ganhos financeiros.

9º. Criação e manutenção de corredores ecológicos, principalmente entre fragmentos florestais associados a recursos hídricos.

Na necessidade da realização do licenciamento ambiental de grandes empreendimentos como usinas sucroalcooleiras, são necessárias diversas exigências ambientais para que operem de forma equilibrada com o meio ambiente.

Diante dessa operação equilibrada, comumente o órgão ambiental exige que o empreendimento realize a compensação ambiental, como o plantio de árvores em áreas sem vegetação arbórea. Nesse sentido, como estratégia para conservação da biodiversidade, em especial a comunidade de anuros, recomenda-se que o órgão ambiental exija que o empreendimento realize a implementação e manutenção de corredores ecológicos, ou seja, interliguem fragmentos florestais, bem como áreas associadas a recurso hídricos com fragmentos florestais próximos. Ações como essas ofertam atributos para conservação da biodiversidade local, além de promover o equilíbrio ecológico da área.

10º. Capacitação periódica voltada ao licenciamento ambiental para agentes da polícia militar ambiental.

Que o órgão ambiental estadual (CETESB) estabeleça parcerias efetivas com a polícia militar ambiental, promovendo capacitações e ações conjuntas voltadas à identificação de brechas no processo de licenciamento de empreendimentos do setor sucroalcooleiro, bem como à detecção de crimes ambientais que muitas vezes não são perceptíveis pelo órgão técnico estadual.

Ressalta-se que a compreensão e o cumprimento das exigências e deveres ambientais devem ser semelhantes entre os dois órgãos, considerando que a polícia militar ambiental possui atuação operacional e presença mais direta nas áreas rurais e de atividade destes empreendimentos.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento do estudo possibilitou a compreensão da composição, dinâmica e diversidade da comunidade de anuros associadas a monocultura de cana-de-açúcar inserida nos municípios de Mirandópolis, Lavínia, Valparaíso, Guararapes e Araçatuba. No qual foi encontrado não só a riqueza de espécies, mas também a interação destas com o meio agrícola e fatores ambientais. Evidencia-se que foram registradas 21 espécies de anuros, que mesmo com as ações antrópicas oriundas do cultivo da cana-de-açúcar, as localidades estudadas exibem condições de manter as espécies, no entanto, representada majoritariamente por espécies com menor sensibilidade a ações antrópicas, sendo espécies generalistas e de ambientes abertos.

Diante deste cenário voltado à distribuição espacial e abundância de espécies, os resultados apontam a predominância dos ambientes abertos, os quais favorecem as espécies generalistas, porém apresenta menor representatividade de espécies florestais. Sendo assim, torna-se claro que a presença e a expansão da monocultura de cana-de-açúcar exibem efeitos de simplificar os habitats, reduzindo a representatividade de espécies especializadas em ambientes conservados como as áreas florestais, bem com as sensíveis as alterações ambientais.

A influência sazonal foi um fator relevante observado ao longo dos estudos, apresentando relação direta na composição das espécies, sendo que durante períodos de chuvas houve o maior registro de espécies, cenário este que corrobora com a hipótese de que quando há a maior disponibilidade hídrica, bem como condições favoráveis para reprodução, existe a maior presença de espécies, o que acontece comumente em estações chuvosas. Diante disso, os resultados apontam a importância de ambientes com associação hídrica, sejam eles perenes ou intermitentes, sendo que esses ambientes são imprescindíveis para a manutenção da diversidade de espécies em uma determinada localidade, uma vez que qualquer alteração nesse ambiente pode impactar de forma direta na comunidade dos anuros, seja na redução ou extinção de uma determinada espécie naquele local.

Durante a abordagem voltada aos serviços ecossistêmicos, tornou-se possível observar, de forma ampliada, os impactos da cana-de-açúcar sobre a anurofauna, para além da análise estrutural das comunidades, uma vez que, com base nos estudos de Valencia-Aguilar *et al.* (2013), a redução de espécies fragiliza funções ecológicas essenciais, das quais o próprio setor sucroalcooleiro se beneficia indiretamente. Nesse sentido, os serviços prestados pelos anuros, como o controle biológico de insetos, a ciclagem de nutrientes e o papel como bioindicadores

da qualidade ambiental (Hocking; Babbitt, 2014), assumem caráter estratégico para a sustentabilidade das paisagens agrícolas.

No que diz respeito à relação entre a monocultura de cana-de-açúcar e a biodiversidade local, os resultados encontrados apontam que as práticas de manejo agrícola utilizadas de forma intensiva como o uso de agrotóxicos, fragmentação de vegetação nativa e habitats exercem influência negativa para a comunidade de anuros. Sendo assim, ações mitigatórias como práticas de conservação em áreas de preservação permanente, brejos e fragmentos florestais, mesmo que de pequena magnitude, atuam como estratégias para garantir o equilíbrio ecológico para a manutenção das espécies locais.

Através dos resultados encontrados, torna-se evidente a importância e a necessidade de fortalecer as políticas públicas voltadas à conservação ambiental bem como às diretrizes do licenciamento ambiental, além das ferramentas que atuam na gestão entre produção agrícola e conservação ambiental. Evidencia-se que a implementação de ações voltadas à conservação de áreas ambientais como fragmentos florestais, áreas de preservação permanente, recursos hídricos, manutenção de corredores ecológicos, práticas educativas, capacitação periódica para agentes da polícia ambiental, bem como maior rigidez na fiscalização voltada ao atendimento de exigências impostas pelo do órgão ambiental, são indispensáveis para mitigação dos impactos ambientais oriundos com cultivo da monocultura de cana-de-açúcar não só sobre a comunidade de anuros, mas para toda biodiversidade. Além disso, a ampliação de programas de monitoramento de fauna, enfatizando espécies sensíveis como os anuros, que podem ser utilizados como bioindicadores, pode complementar as ações de fiscalização com melhor eficácia, além de auxiliar na definição de estratégias de ações sustentáveis e mitigatórias.

Nesse sentido, a presente pesquisa reafirma a extrema importância dos anuros como indicadores ambientais sensíveis e destaca que a conservação da biodiversidade em regiões dominadas por monoculturas depende do equilíbrio entre a produção agrícola e a preservação ambiental, reforçando a necessidade de um olhar voltado para a anurofauna como componente funcional do próprio sistema agroindustrial. Tal perspectiva evidencia a necessidade de estratégias de manejo que conciliem a produção agrícola e a conservação da biodiversidade. Também, torna-se imprescindível a continuidade e o fomento de estudos com essa temática, especialmente aqueles associados a monitoramentos de longo prazo e desenvolvidos em diferentes contextos de monoculturas, uma vez que são fundamentais para aprofundar o conhecimento sobre as interações entre a fauna e a paisagem antrópica, contribuindo para um

desenvolvimento territorial efetivamente mais sustentável e alinhado às necessidades socioambientais do século atual.

REFERÊNCIAS

- ABDALA, K. O.; RIBEIRO, F. L. Análise dos impactos da competição pelo uso do solo no estado de Goiás durante o período 2000 a 2009 provenientes da expansão do complexo sucroalcooleiro. **Revista Brasileira de Economia**, Rio de Janeiro, v. 65, n. 4, p. 373-400, dez. 2011.
- ALMEIDA, F. F. M. **Fundamentos geológicos do relevo paulista**. São Paulo: Instituto Geográfico e Geológico, 1964.
- ALMEIDA-GOMES, M.; ROCHA, C. F. D.; VIEIRA, M. V. Anuran community composition along two large rivers in a tropical disturbed landscape. **Zoologia (Curitiba)**, v. 32, n. 1, p. 9–13, jan. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1984-46702015000100002>. Acesso em: 25 set. 2025.
- ARAUJO, Y. P.; MALVASIO, A. Avaliação dos efeitos do glifosato em anuros da espécie *Leptodactylus latrans*. In: III Seminário Integrado de Ensino, Pesquisa, Extensão e Cultura – UFT, 2016.
- ARMAS, E. D., MONTEIRO, R. T. R., AMÂNCIO, A. V., CORREA, R. M. L., GUERCIO, M. A. Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do Rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. **Química Nova [online]**, v. 28, n. 6, p. 975-982, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000600008>. Acesso em: 13 nov. 2021.
- AZEVEDO, Thaís Nícia. **Efeito da expansão do cultivo de cana-de-açúcar na composição da paisagem do estado de São Paulo**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-15102013-140418/publico/Thais_Nicia_Azevedo.pdf. Acesso em: 03 ago. 2025.
- BALDI, L. C. *et al.* Anuran communities in different riparian habitats: native forest, secondary forest, and sugar-cane. **South American Journal of Herpetology**, São Paulo, v. 10, n. 3, p. 195-204, 2015. DOI: <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-14-00036.1>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/288903870_Anuran_Communities_in_Different_Riparian_Habitats_Native_Forest_Secondary_Forest_and_Sugarcane. Acesso em: 10 ago. 2025.
- BARRETO, J. A. S. **Impactos ambientais causados pela aplicação de agrotóxicos nos canaviais nordestinos**. 2021. 31 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Gestão em Meio Ambiente) – Universidade Federal de Alagoas, Penedo, AL, 2021.
- BECKER, C. G. *et al.* Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, Washington, v. 318, n. 5857, p. 1775–1777, 2007. Disponível em: DOI: 10.1126/science.1149374. Acesso em: 22 fev. 2026
- BENNETT, J., BENJAMIN, G. Contrasting beta diversity among regions: how do classical and multivariate approaches compare? **Global Ecology and Biogeography**, 2016. DOI: 10.1111/geb.12413. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/geb.12413>. Acesso em: 19 ago. 2024
- BERNARDE, P.S., KOKUBUM, M.N.C. 1999. Anurofauna do município de Guararapes, estado de São Paulo, Brasil (Amphibia:Anura). **Acta Biol. Leopoldensia**, 21(1):89-97. Disponível em https://www.researchgate.net/publication/304353686_Anurofauna_do_Municipio_de_Guararapes_Estado_de_Sao_Paulo_Brasil_Amphibia_Anura. Acesso em 19 jul. 2025.

BERTOLUCI, J. *et al.* Species composition and similarities among anuran assemblages of forest sites in southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 364-374, 2007. Disponível em: <https://revistas.usp.br/sa/article/download/22262/24286>. Acesso em 20 jul. 2025.

BERTOLUCI, J., RODRIGUES, M. T. Utilização de habitats reprodutivos e micro-habitats de vocalização em uma taxocenose de anuros (Amphibia) da Mata Atlântica do sudeste do Brasil. **Pap. avulsos zool.** S. Paulo, 42(11):287-297. Disponível em <https://doi.org/10.1590/S0031-10492002001100001>. Acesso em 19 jul. 2025.

BINI, D. L. C.; COSTA, E. I.; DIAS, D. A lavoura canavieira no noroeste paulista: um estudo de caso no município de Clementina (SP). **Acta Geográfica** (UFRR), p. 33-46, 2011. Disponível em: <https://revista.ufrr.br/actageo/article/view/332/438>. Acesso em: 05 mar. 2024

BLAUSTEIN, A. R. *et al.* Direct and Indirect Effects of Climate Change on Amphibian Populations. **Diversity**, v. 2, n. 2, p. 281-313, 2010. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1424-2818/2/2/281>. Acesso em: 07 ago. 2025

BLAUSTEIN, A. R.; WAKE, D. B. Declining amphibian populations: a global phenomenon? **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 5, n. 7, p. 203–204, 1990. Disponível em: DOI: 10.1016/0169-5347(90)90129-2. Acesso em: 22 fev. 2026

BONFIM, V. M. G. **O efeito da variação térmica e da umidade sobre os mecanismos de osmorregulação em *Rhinella diptycha* e *Leptodactylus labyrinthicus***. Tese de Doutorado – Universidade de São Paulo (USP), 2023. doi:10.11606/T.59.2023.tde-30062023-142535. Acesso em: 14 set. 2025.

BOULINIER, T. *et al.* Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. **Ecology**, v. 79, n. 3, p. 1018-1028, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[1018:ESRTIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[1018:ESRTIO]2.0.CO;2). Acesso em: 27 jun. 2024.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, 17 fev. 1986, p. 2548-2549.

BRASIL. Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, quanto ao registro, uso e controle de agrotóxicos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 7 jan. 2002.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa (Código Florestal) e altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. **Diário Oficial da União**, Brasília, 28 maio 2012.

BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre o uso, a fiscalização e o controle de agrotóxicos, seus componentes e afins. **Diário Oficial da União**, Brasília, 12 jul. 1989.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. AGROFIT: **Sistema de agrotóxicos fitossanitários**. Brasília, 2024. Disponível em: https://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Acesso em: 1 mar. 2026.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Portaria nº 298, de 27 de julho de 2021. Estabelece procedimentos para o registro, controle e fiscalização de agrotóxicos no âmbito do MAPA. **Diário Oficial da União**, Brasília, 28 jul. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA nº 148, de 07 de junho de 2022. **Diário Oficial da União**, n. 108, 08 jun. 2022, Seção 1, p. 74.

BRASILEIRO, C. A.; SAWAYA, R. J.; KIEFER, M. C. & MARTINS, M. 2005. Amphibians of the Cerrado of Itirapina Ecological Station, Southeastern Brazil. **Biota Neotropica** 5(2):1-17. Disponível em <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000300006>. Acesso em 19 jun. 2025.

BUAINAIN, A. M. *et al.* **Desafios para agricultura nos biomas brasileiros**. Brasília, DF: Embrapa, 2020. 1. ed. Publicação digital. 69 p. ISBN: 978-65-86056-61-7. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1125300/1/DESAFIOS-PARA-AGRICULTURA-NOS-BIOMAS-BRASILEIROS-ed01-2020.pdf>. Acesso em 28 ago. 2025.

BUCKLEY, L. B.; HURLBERT, A. H.; JETZ, W. Broad-scale ecological implications of ectothermy and endothermy in changing environments. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, p. 873-885, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00737.x>. Acesso em: 16 set. 2025.

CAMPOS, V. A. *et al.* Composition and species richness of anuran amphibians in three different habitat in an agrosystem in Central Brazilian Cerrado. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000100014>. Acesso em: 29 ago. 2025.

CASTILLO-PENARREDONDA, C. J. **Efeitos do manejo agrícola na diversidade taxonômica e funcional de anuros: um caso de estudo na Pampa brasileira**. 2024. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2024. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/289677>. Acesso em: 27 dez. 2025.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Licenciamento ambiental. Estudo de Impacto Ambiental**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/licenciamentoambiental/eia-rima/#1598901772503-adcfbeb3-b87e>. Acesso em: 15 mai. 2024.

CHAO, A. *et al.* Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, [s.l.], v. 84, n. 1, p. 45-67, fev. 2014. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/13-0133.1>. Acesso em: 04 nov. 2025.

CHAO, A. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics**, v. 11, n. 4, p. 265–270, 1984. Disponível em: DOI:10.2307/4615964. Acesso em 04 jan. 2026.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2. ed. Plymouth: **PRIMER-E Ltd**, 2001. Disponível em: https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjrl7yLyNGQAxXylZUCHR-Mg8QFnoECAwQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.vliz.be%2Fimisd%2Fpublications%2Focrd%2F213560.pdf&usg=AOvVaw1yyAPY5hd0-IBOxvPZ_8j2&opi=89978449. Acesso em 03 mar. 2025.

COHEN, J. *et al.* Herpetofauna da cuesta paulista. v. 1. **Anolis Books**, 2020. 444 p.

COLWELL, R. K. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0. User's guide and application published online. [S. l.]: [s. n.], 2013. Disponível em: <https://www.robertkcolwell.org/pages/1407>. Acesso em 15 dez. 2025.

COLWELL, R. K. *et al.* Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v. 5, n. 1, p. 3–21, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>. Acesso em 04 jan. 2026.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 345, n. 1311, p. 101-118, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>. Acesso em 26 jul. 2025.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar. Brasília, DF, v. 11, n. 4, abr. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/conab/pt-br/atuacao/informacoes-agropecuarias/safras/safra-de-cana-de-acucar/arquivos-boletins/4o-levantamento-safra-2024-25/boletim-cana-de-acucar-4o-levantamento-2024-25>. Acesso em 19 out. 2024.

CORBI, J. J. *et al.* Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova [online]**, v. 29, n. 1, p. 61-65, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000100013>. Acesso em: 13 jan. 2024.

CORTES-GÓMEZ, A.; RUIZ-AGUDELO, C.; VALENCIA-AGUILAR, A.; LADLE, R. Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. **Universitas Scientiarum**, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC20-2.efna>. Acesso em: 27 dez. 2025.

COSTA, R. N. **Medindo os Impactos do Glifosato e do Estresse Ambiental com uma Régua: Assimetria Flutuante e Mortalidade em Girinos (Amphibia: Anura) de *Physalaemus cuvieri* (Leptodactylidae) e *Scinax fuscomarginatus* (Hylidae)**. 2014. Tese (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014. Disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/teseserver/api/core/bitstreams/f29022e2-5748-44ce-8215-f5d55c5ca01f/content>. Acesso em 23 ago. 2023.

CROUCH, W.B.; PATON, P. W. C. Assessing the Use of Call Surveys to Monitor Breeding Anurans in Rhode Island. **Journal of Herpetology** 36(2), 185-192, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1670/0022-1511\(2002\)036\[0185:ATUOCS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1670/0022-1511(2002)036[0185:ATUOCS]2.0.CO;2). Acesso em 04 de jan. 2026.

CRUMP, M. L.; SCOTT JR, N. J. Visual encounter surveys. In: HEYER, W. R. *et al.* (ed.). Measuring and monitoring biological diversity – Standard methods for amphibians. Washington D.C.: **Smithsonian Institute Press**, 1994. p. 84-92.

CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 128, n. 2, p. 231–240, 2006. Disponível em: DOI: 10.1016/j.biocon.2005.09.031. Acesso em: 22 fev. 26

DE SOUSA, T. R; BENÍCIO, R. A; FONSECA, M. G. Polimorfismo em *Rhinella diptycha* (anura: bufonidae) em uma área de caatinga, estado do Piauí, nordeste do Brasil. **Biosphere Comunicações Científicas** ISSN: 2965-1115, v. 1, n. 2, p. 16-22, 2022. Disponível em: <https://www.periodicos.ufpi.br/index.php/bcc/article/view/5128> . Acesso em 19 jun. 25

DIMITRAKOPOULOS, P. G. Influence of evenness on the litter-species richness–decomposition relationship in Mediterranean grasslands. **Journal of Plant Ecology**, v. 3, n. 2, p. 71-78, 2010. DOI: 10.1093/jpe/rtq009. Disponível em: <https://academic.oup.com/jpe/article/3/2/71/906849>. Acesso em: 04 nov. 2025.

DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore: The Johns Hopkins University, 1994.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. Brasília: **Embrapa**, 2018. Disponível em: <https://www.agroapi.cnptia.embrapa.br/portal/assets/docs/SiBCS-2018-ISBN-9788570358004.pdf>. Acesso em 01 mar. 26.

FERNANDES, L. A. Mapa litoestratigráfico da parte oriental da Bacia Bauru (PR, SP, MG), escala 1:1.000.000. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, n. 55, p. 53-66, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.5380/geo.v55i0.4283>. Acesso em 01 mar. 206.

FERNANDES, L. A.; COIMBRA, A. M. Revisão estratigráfica da parte oriental da Bacia Bauru (Neocretáceo). **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 717-728, 2000. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/directbitstream/eb0e2792-85a3-4b83-bbd8-8f27bb0cb853/1225992.pdf>. Acesso em 01 mar. 26.

FERNANDES, L. A.; GIANNINI, P. C. F.; GÓES, A. M. Araçatuba Formation: palustrine deposits from the initial sedimentation phase of the Bauru Basin. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 75, n. 2, p. 173-187, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0001-37652003000200006>. Acesso em 01 mar.26.

FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Evidence of mutagenic and lethal effects of herbicides on amphibians in Brazil. 2020. **Acta Amazonica**, 50(4), 363–366. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392202000562>. Acesso em: 22 fev. 2026.

FERREIRA-DÓRIA, T. A. *et al.* Environmental variables influence the composition of frog communities in riparian and semi-deciduous forests of the Brazilian Cerrado. **South American Journal of Herpetology**, v. 10, n. 2, p. 90-103, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-14-00029.1>. Acesso em: 26 dez. 2025.

FIALHO, M. L. *et al.* O uso de agrotóxicos na cultura de cana-de-açúcar e os principais riscos à saúde do trabalhador rural. **Revista Científica Integrada – UNAERP**, v. 3, n. 4, 2018. Disponível em: <https://www.unaerp.br/revista-cientifica-integrada/edicoes-anteriores/volume-3-edicao-4/2986-rci-o-uso-de-agrotoxicos-na-cultura-de-cana-de-acucar-e-os-principais-riscos-a-saude-do-trabalhador-rural-06-2018/file>. Acesso em: 13 jun. 2024.

FIGUEIREDO, J.; RODRIGUES, D. J. Effects of four types of pesticides on survival, time and size to metamorphosis of two species of tadpoles (*Rhinella marina* and *Physalaemus centralis*) from the southern Amazon, Brazil. **Herpetological Journal**, v. 24, 2014. Disponível em: <https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/10.0000%40ingentaconnect.com%40content%40bhs%40thj%402014%4000000024%4000000001%40art00003.pdf>. Acesso em 06 nov. 2024.

FIORIN, E. Territórios de rastros: um caminho pelas transformações urbanas de Araçatuba-SP. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, n. 35, p. 26-38, 2013. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/2316>. Acesso em: 23 jul. 2025.

FLORES, A. V., RIBEIRO, J. N., NEVES, A. A., QUEIROZ, E. L. R. Organoclorados: um problema de saúde pública. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, n. 2, jul./dez. 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2004000200007>. Acesso em 25 nov. 2023.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; ANDREO, B. The aquifer pollution vulnerability concept: aid or impediment in promoting groundwater protection? **Hydrogeology Journal**, v. 21, p. 1389–1392, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10040-013-1019-7>. Acesso em 01 mar. 26.

FROST, D. R. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.2. New York: **American Museum of Natural History**, 2024. Disponível em: <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. DOI: 10.5531/db.vz.0001. Acesso em: 13 abr. 2025.

GEOLNOVA AGRO. **O cultivo da cana-de-açúcar no Brasil e sua importância econômica**. 2023. Disponível em: <https://geoinova.com.br/o-cultivo-de-cana-de-acucar-no-brasil-e-sua-importancia-economica>. Acesso em: 25 ago. 2024.

GILIO, L. **Análise dos impactos socioeconômicos da expansão do setor sucroenergético**. 2015. 86 f. Dissertação (Mestrado em Economia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015. Disponível em: <https://www.cepea.org.br/br/documentos/texto/academico-51.aspx>. Acesso em 17 ago. 2024.

GOLDEMBERG, J. Ethanol for a sustainable energy future. **Science**, v. 315, p. 808–810, 2007. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1137013>. Acesso em: 15 out. 2024.

GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, Amsterdam, v. 36, n. 6, p. 2086–2097, 2008. Disponível em: DOI: 10.1016/j.enpol.2008.02.028. Acesso em 28 fev. 26.

GONÇALVES, E. C. Zoneamento Territorial para a Cana-de-açúcar no estado de São Paulo (ZTC): Uma proposta crítica ao Zoneamento Agroambiental para o Setor Sucroalcooleiro (ZAA). **REVISTA NERA**, [S. l.], n. 56, p. 139–161, 2021. DOI: 10.47946/rnera.v0i56.6902. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/nera/article/view/6902>. Acesso em: 22 mar. 2025.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379–391, 2001. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>. acesso em 04 jan.2026.

GRAY, M. J.; SMITH, L. M.; LEYVA, R. I. Influence of agricultural landscape structure on a Southern High Plains, USA, amphibian assemblage. **Landscape Ecology**, v. 19, p. 719–729, 2004. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-005-1129-3>. Acesso em: 16 ago. 2024.

HADDAD, C. F. B. *et al.* **Anfíbios da Mata Atlântica: guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica: guide for the Atlantic Forest anurans**. São Paulo: Neotrópica, 2008. 243 p. ISBN 9788599049037 (broch.).

HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207–217, 2005. Disponível em: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0207:RMIFAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0207:RMIFAT]2.0.CO;2). Acesso em: 29 set. 2025.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 2001. 9 p. Disponível em: <https://www.nhm.uio.no/english/research/resources/past/>. Acesso em: 06 abr. 2025.

HAYES, T. B. *et al.* Pesticide mixtures, endocrine disruption, and amphibian declines: are we underestimating the impact? **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, v. 114, suppl. 1, p. 40–50, 2006. Disponível em: DOI: 10.1289/ehp.8051. Acesso em: 22 fev. 2026

HERPETO. O maior site de herpetologia do Brasil. Disponível em: <https://herpeto.org/>. Acesso em: 01 abr. 2025.

HOCKING, D. J.; BABBITT, K. J. Amphibian contributions to ecosystem services. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 9, n. 1, p. 1-17, 2014. Disponível em: https://www.academia.edu/27678505/Amphibian_contributions_to_ecosystem_services. Acesso em 26 dez. 2025.

HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4, p. 1–23, 1973. Disponível em: <https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/26/1/RP-73-003.pdf>. Acesso em 10 mar. 2025.

HOUGHTON, R. A. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. **Tellus**, v. 55, n. 2, p. 378-390, 2003. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1034/j.1600-0889.2003.01450.x>. Acesso em: 26 jul. 2024.

HOULAHAN, J. E. *et al.* Quantitative evidence for global amphibian population declines. **Nature**, v. 404, p. 752-755, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/35008052>. Acesso em: 30 set. 2025.

HURLBERT, A. H.; WHITE, E. P. Disparity between range map- and survey-based analyses of species richness: patterns, processes and implications. **Ecology Letters**, v. 8, p. 319-327, 2005. Disponível em: <https://labs.bio.unc.edu/hurlbert/pubs/Hurlbert%20and%20White%202005.pdf>. Acesso em: 16 jun. 2025.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção de Cana-de-açúcar – São Paulo**. 2025b. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/cana-de-acucar/sp>. Acesso em: 31 mar. 2025.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Monitoramento da Cobertura e Uso da Terra (2000-2020)**: São Paulo. Arquivo shapefile. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/cobertura-e-uso-da-terra/15831-cobertura-e-uso-da-terra-do-brasil.html>. Acesso em: 19 jul. 2025.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção de Cana-de-açúcar – Brasil**. 2025a. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/cana-de-acucar/br>. Acesso em: 31 mar. 2025.

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Anfíbios Ameaçados da Mata Atlântica Central**. Brasília: ICMBio, 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan>. Acesso em: 28 ago. 2025.

IUCN SSC AMPHIBIAN SPECIALIST GROUP. **State of the World's Amphibians**. Gland: **International Union for Conservation of Nature**, 2023. Disponível em: <https://www.iucn-amphibians.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/10/SOTWA-final-10.4.23.pdf>. Acesso em: 26 dez. 2025.

IUCN. The IUCN **Red List of Threatened Species**. Version 2025-1. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 12 abr. 2025.

JOHNSTON, C. A. **Geographic information systems in ecology**. Oxford: Blackwell Science, 1998. 239 p.

JOSEPH, A. *et al.* Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: A framework for assessment. Washington, D.C.: **Island Press**, 2003. 245 p. Disponível em: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/8768/Ecosystem_and_human_well_being_a_framework_for_assessment.pdf?sequence=3&%3BisAllowed=. Acesso em: 14 fev.2025.

JUNK, W. J. *et al.* Riparian wetlands of low-order streams in Brazil: extent, hydrology, vegetation cover, interactions with streams and uplands, and threats. **Hydrobiologia**, v. 851, n. 7, p. 1657-1678, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05056-8>. Acesso em: 23 ago. 2025.

KARR, J. R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, v. 1, n. 1, p. 66–84, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1941848>. Acesso em 18 mai. 2025.

KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, 3, 157–164, 1992. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3235676>. Acesso em 26 dez. 2025.

KITADA, C. F.; KITADA, M.; OLIVEIRA, A. H. **Impactos ambientais do cultivo de cana-de-açúcar**. 2010. Trabalho de Conclusão de Curso (Técnico em Produção de Cana-de-Açúcar) – Escola Técnica (ETEC) “Frei Arnaldo Maria de Itaporanga”, Votuporanga-SP, 2010. Disponível em: <https://ric.cps.sp.gov.br/bitstream/123456789/9340/3/Impactos%20ambientais%20do%20cultivo.pdf>. Acesso em 22 jun. 2025.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper & Row, 1989. 652 p.

LAPOLA, D. M *et al.* Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 27–35, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>. Acesso em: 25 dez. 2025.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier. 2012, 853p. Disponível em: https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/417/o/Numerical_Ecology.pdf?1458165083. Acesso em 26 dez. 2025.

LUEDTKE, J. A.; *et al.* Ongoing declines for the world’s amphibians in the face of emerging threats. **Nature**, v. 622, p. 308–314, 04 out. 2023. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-023-06578-4>. Acesso em: 26 dez. 2025.

MAFFEI, F. **Diversidade e uso do habitat de comunidades de anfíbios anuros em Lençóis Paulista, Estado de São Paulo**. 2010. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, 2010. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstreams/db0e22f9-69a5-49d7-a3f8-fda9ddb8da72/download>. Acesso em: 22 fev. 2026.

MAFFEI, F.; UBAID, F. K.; JIM, J. **Anfíbios da Fazenda Rio Claro**, Lençóis Paulista, SP. Canal 6, 2014. DOI: 10.13140/2.1.4843.8406. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Flavio-Ubaid/publication/381116235_Anfibios_da_Fazenda_Rio_Claro_-

[Lençois Paulista SP Brasil/links/665dc5a0479366623a3a78e9/Anfibios-da-Fazenda-Rio-Claro-Lençois-Paulista-SP-Brasil.pdf](#). Acesso 10 jan. 2025.

MAFFEI, F.; UBAID, F. K.; JIM, J. Anurans in an open cerrado area in the municipality of Borebi, São Paulo state, Southeastern Brazil: habitat use, abundance and seasonal variation. **Biota Neotropica**, São Paulo, Brazil, v. 11, n. 2, 2011. Disponível em: <https://www.biotaneotropica.org.br/BN/article/view/770>. Acesso em: 02 nov. 2024.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Tradução: VIANNA, D. M. Curitiba: Editora da UFPR, 2011. 261 p.

MANN, R. M.; HYNE, R. V.; CHOUDHURY, G. W.; WHELAN, M. J. Amphibians and agricultural chemicals: review of the risks in a complex environment. **Environmental Pollution**, Amsterdam, v. 157, n. 11, p. 2903–2927, 2009. Disponível em: DOI: 10.1016/j.envpol.2009.05.015. Acesso em: 27 fev. 26

MAPBIOMAS. **Cobertura e uso da terra. Coleção 10**. Disponível em <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/cobertura>. Acesso em 27 jul. 2025.

MAPBIOMAS. **Destaques do mapeamento anual de cobertura e uso da terra bioma mata atlântica. Coleção 9. Versão 26.11.2024**. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/12/Factsheet-Mata_Atlantica_C9_26.11.pdf. Acesso em: 25 dez. 2025.

MARDEGAN, G. E. **Expansão da cana-de-açúcar no estado de São Paulo e efeitos na estrutura fundiária, entre 2006 e 2017, sob o protocolo agroambiental do setor sucroenergético paulista**. Tese (Doutorado em Geografia) Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” Instituto de Geociências e Ciências Exatas Câmpus de Rio Claro Programa de Pós-Graduação em Geografia. Rio Claro, 2023. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/132330bf-f0f8-4401-bcc4-04cda122003f/content>. Acesso em: 05 out. 2024.

MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona: Omega, 1974.

MARGARIDO, T. C. S.; FELÍCIO, A. A.; CERQUEIRA ROSSA-FERES, D.; ALMEIDA, E. A. Biochemical biomarkers in *Scinax fuscovarius* tadpoles exposed to a commercial formulation of the pesticide fipronil. **Marine environmental research**, v. 91, p. 61-67, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.02.001>. Acesso em 19 jun. 25

MELIADOU, A.; TROUMBIS, A. Y. Aspects of heterogeneity in the distribution of diversity of the European herpetofauna. **Acta Oecologica**, v. 18, n. 4, p. 393-412, 1997. Disponível em: https://podarcis.de/AF/Bibliografie/BIB_16951.pdf. Acesso em: 28 mar. 2025.

MORAES, R.A, SAWAYA, R.J, BARRELA, W. Composition and diversity of anuran amphibians in two Atlantic Forest environments in Southeastern Brazil, Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica** 2007 May-Aug;7(2). ISSN 1676-0603. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000200003>. Acesso em: 03 jun. 2025.

MOREIRA, J. C. *et al.* Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1557-1568, jun. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600019>. Acesso em: 01 abr. 2025.

NARVAES, P.; BERTOLUCI, J.; RODRIGUES, M. T. Composição, uso de hábitat e estações reprodutivas das espécies de anuros da floresta de restinga da Estação Ecológica Juréia-Itatins,

sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, 2003. Disponível em: <https://www.biotaneotropica.org.br/BN/article/view/495>. Acesso em 05 jun. 2025

NAVAS, C. A.; BEVIER, C. R.; CARNAVAL, A. C. Integrative and objective science is the best link between amphibian decline research and conservation on the ground. **Alytes**, v. 29, p. 119-132, 2012. Disponível em: <https://www.biotaxa.org/Alytes/issue/view/10881/1276>. Acesso em: 15 ago. 2025.

ODUM, E. P. **Ecologia**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1985.

OYAMAGUCHI, H. M. **Distribuição espacial e temporal de espécies simpátricas de *Leptodactylus* do grupo *fuscus* em áreas naturais e antrópicas na região de Itirapina e Brotas, sudoeste do Brasil**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. doi:10.11606/D.41.2006.tde-15082007-114553. Acesso em: 19 jun. 2025.

PANKAJ, N.; NATH, B. Role of amphibians to ecosystem services: a review. **Electronic Journal of Biology**, v. 19, n. 3, p. 1-9, 2023. Disponível em: DOI: 10.36648/1860-3122.19.3.071. Acesso em 26 dez. 2025.

PARRA, J. R. P.; BOTELHO, P. S. M.; CORRÊA-FERREIRA, B. S.; BENTO, J. M. S. (org.). **Controle biológico no Brasil: parasitóides e predadores**. São Paulo: Manole, 2002. p. 409–425.

PELINSON, R. M. *et al.* Impacts of agrochemical intensification and spatial isolation on the assembly and reassembly of temporary pond metacommunities. **Journal of Applied Ecology**, 60, 2235–2250. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14480>. Acesso em: 22 fev. 2026.

PIELOU, E. C. **An introduction to mathematical ecology**. New York: Wiley Interscience, 1969. 286 p.

PIELOU, E. C. **Ecological Diversity**. New York: Wiley Interscience, 1975. 165 p.

POMBAL JR, J. P.; HADDAD, C. F. B. Estratégias reprodutivas de anuros: diversidade e evolução. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 441–463, 2007. Disponível em: https://herpetologiamuseunacional.com.br/Pombal/pdf/07_Pombal_Haddad_Herpetologia_no_Brasil_II.pdf. Acesso em: 19 ago. 2025.

PREUSS, J. F. Levantamento das espécies de anuros (Amphibia: Anura) em uma área urbana de São Miguel do Oeste, Santa Catarina, Brasil. **Unoesc & Ciência – ACBS**, v. 9, n. 1, p. 69–76, 2018. Disponível em: <https://periodicos.unoesc.edu.br/acbs/article/view/14333/pdf>. Acesso em: 31 mar. 2025.

PROVETE, D. B. *et al.* Anurofauna do noroeste paulista: lista de espécies e chave de identificação para adultos. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 377–391, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000200036>. Acesso em: 28 set. 2025.

RAMANKUTTY, N. *et al.* **Global Land-Cover Change: Recent Progress, Remaining Challenges**. In: LAMBIN, E. F.; GEIST, H. (ed.). *Land-Use and Land-Cover Change: Local Processes and Global Impacts*. Germany: Springer, 2006. cap. 2, p. 9–39. Disponível em: https://doi.org/10.1007/3-540-32202-7_2. Acesso em 23 mar. 2025.

RAMOS, N. O.; LUCHIARI-JUNIOR, A. **Meio Ambiente**. Brasília, DF: Embrapa Cana, 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/cultivos/cana-de-acucar/pre-producao/meio-ambiente>. Acesso em: 17 jul. 2024.

RANGEL, C. **Efeito das mudanças climáticas na distribuição e abundância de anuros da família Hylidae na América do Sul**. Dissertação (Mestrado em biodiversidade animal) Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), 2024. Disponível em: https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/33191/DIS_PPGBA_2024_RANGEL_CAROLINA.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 14 mai. 2025.

RODRIGUES, G. S. S. C.; ROSS, J. L. S. **A trajetória da cana-de-açúcar no Brasil: perspectivas geográfica, histórica e ambiental**. Uberlândia: EDUFU, 2020. 269 p. ISBN 978-65-86084-00-9. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/EDUFU/978-65-86084-00-9>. Acesso em: 26 jul. 2025.

ROLLAND, J. *et al.* The impact of endothermy on the climatic niche evolution and the distribution of vertebrate diversity. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 3, p. 459-464, 2018. DOI: 10.1038/s41559-017-0451-9. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41559-017-0451-9>. Acesso em: 24 set. 2025.

ROSS, J. L. S. **Geomorfologia: ambiente e planejamento**. 8. ed. São Paulo: Contexto, 2005.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. Mapa Geomorfológico Do Estado De São Paulo. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, Brasil, v. 10, p. 41–58, 2011. DOI: 10.7154/RDG.1996.0010.0004. Disponível em: <https://revistas.usp.br/rdg/article/view/53703>. Acesso em: 01 mar. 2026.

ROSSA-FERES, D. C.; SAWAYA, R. J.; *et al.* Anfíbios do Estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica**, São Paulo, 2011. Disponível em: DOI: 10.1590/S1676-06032011000500004. Acesso em: 22 fev. 2026

ROSSA-FERES, D.C., JIM, J. 2001. Similaridade do sítio de vocalização em uma comunidade de anfíbios anuros na região noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 18(2):439-454. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752001000200015>. Acesso em: 18 ago. 2025.

SABBAG, A. F.; ZINA, J. Anurans of a riparian forest in Sao Carlos, state of Sao Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 179–188, jul. 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000300015>. Acesso em: 10 jul. 2025.

SALA, O. E. *et al.* Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770-1774, 2000. Disponível em: <http://www.sciencemag.org/content/287/5459/1770.full.pdf>. Acesso em: 09 mai. 2025.

SÁNCHEZ-DOMENE, D. R. C. **Impactos ecológicos e ecotoxicológicos das culturas de cana-de-açúcar nas comunidades de girinos anfíbios**. Tese (Doutorado em Bioenergia) — Universidade Estadual Paulista (UNESP), São José do Rio Preto, 2019. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/b80a275b-ae1-4e2d-ba75-072d53a82ced/content>. Acesso em: 16 ago. 2025.

SANO, E. E. *et al.* Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, e00138, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2019.v54.00138>. Acesso em: 25 dez. 2025.

SANTOS, G. **Efeitos subletais da formulação comercial do herbicida 2,4-D em *Physalaemus cuvieri* (Anura: Leptodactylidae)**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal da Fronteira Sul, Erechim, RS, 2020. Disponível em:

<https://rd.uffs.edu.br/bitstream/prefix/3923/1/Gilcin%20c3%a9ia%20dos%20Santos.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2025.

SANTOS, P. M. C. **Sapos na metrópole: como os anuros diurnos respondem às mudanças da paisagem causadas pela urbanização na Região Metropolitana de Manaus**. 2023. 41 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus (AM), 2023. Disponível em: https://tede.ufam.edu.br/bitstream/tede/9789/2/DISS_PaulomateusCruz_PPGZOO.pdf. Acesso em: 14 jul. 2025.

SANTOS, T.G., ROSSA-FERES, D.C., CASATTI, L. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca do sudeste do Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**. 97(1):37-49. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212007000100007>. Acesso em: 22 jun. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA 88 – Define as diretrizes técnicas para o licenciamento de empreendimentos do setor sucroalcooleiro no estado de São Paulo. 19 dezembro de 2008a. **Secretaria do Meio Ambiente** Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2008resolucao_sma_088_2008-1.pdf. Acesso em 19 jul. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 63.853, de 29 de novembro de 2018. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, 29 nov. 2018. Disponível em: http://www.imprensaoficial.com.br/DO/GatewayPDF.aspx?link=/2018/executivo%20secao%20i/novembro/29/pag_0001_b7b1e1ba7b93f650707cc67012e01b90.pdf. Acesso em: 11 mai. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 68.107, de 26 de maio de 2023. Regulamenta a Lei nº 17.054, de 23 de setembro de 2019, que dispõe sobre o uso de agrotóxicos no Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 29 maio 2023. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2023/decreto-68107-24.11.2023.html>. Acesso em: 05 mar. 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Inventário florestal do estado de São Paulo: Mapeamento da cobertura vegetal nativa**. 2020. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/07/inventarioflorestal2020.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2024.

SÃO PAULO (Estado). Lei n. 11.241, de 19 de setembro de 2002. Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado**, 20 setembro. 2002. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2002/lei-11241-19.09.2002.html>. Acesso em 18 mai. 2024.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 17.054, de 23 de setembro de 2019. Regulamenta o uso e manejo sustentável de agrotóxicos no Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 24 setembro. 2019. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2019/compilacao-lei-17054-06.05.2019.html>. Acesso em: 27 jul. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Resolução Conjunta SMA-SAA nº 4, de 18 set. 2008. Dispõe sobre o Zoneamento Agroambiental para o setor sucroalcooleiro no Estado de São Paulo. **Diário**

Oficial do Poder Executivo, Seção I, São Paulo, 20 set. 2008b, p. 93. Disponível em: https://www.biota.org.br/wp-content/uploads/2023/12/2008_Res_Conj_SMA_SAA_4.pdf. Acesso em 03 ago. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SAA nº 47, de 30 de março de 2023. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para fiscalização e controle de agrotóxicos no Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 31 março 2023. Disponível em: <https://www.defesa.agricultura.sp.gov.br/legislacoes/resolucao-saa-47-de-18-07-2023,1784.html>. Acesso em: 17 ago. 2025.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA nº 146, de 08 de novembro de 2017. Institui o Mapa de Biomas do Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, 10 novembro 2017, Seção I, p. 42. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_146_2017-1.pdf. Acesso em: 26 mai. 2024.

SCHEELE, B. C. *et al.* Drying microclimates threaten persistence of natural and translocated populations of threatened frogs. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, p. 3937–3951, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02064-9>. Acesso em; 27 set. 2025.

SCHIESARI, L. CORRÊA, D. T. Consequences of agroindustrial sugarcane production to freshwater biodiversity. **GCB Bioenergy, Hoboken**, v. 9, n. 2, p. 307-318, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12279>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcbb.12279>. Acesso em: 10 ago. 2025.

SCOTT JR., N. J.; WOODWARD, B. D. Surveys at breeding sites. In: HEYER, W. R. *et al.* (ed.). **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 118-125.

SEGALLA, M. V. *et al.* A. List of Brazilian amphibians. **Herpetologia Brasileira**, v. 10, n. 1, p. 121–216, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.5281/zenodo.4716176>. Acesso em: 16 jul. 2024.

SEMLITSCH, R. D.; RYAN, T. J. Migration, amphibian. In: KNOBIL, E.; NEILL, J. D. (ed.). **The Encyclopedia of Reproduction**. v. 3. New York: Academic Press, 1998. p. 221-227.

SILVA, F. P. **Geologia de subsuperfície e hidroestratigrafia do Grupo Bauru no Estado de São Paulo**. 2003. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/cc4c7068-9bd3-49a1-b2be-fc7ab2a2240c/content>. Acesso em 25 fev. 26.

SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 79-86, 2005. Disponível em: <https://simonprojetos.wordpress.com/wp-content/uploads/2012/12/silvano-e-segalla-2005-conservac3a7c3a3o-de-anfc3adbios.pdf>. Acesso em: 11 mai. 2025.

SINSH, U. Migration and orientation in anuran amphibians. **Ethology, Ecology, and Evolution**, v. 2, p. 65-79, 1990. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/08927014.1990.9525494>. Acesso em: 22 mai. 2025.

SMEETS, E. *et al.* The sustainability of Brazilian ethanol – An assessment of the possibilities of certified production. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 8, p. 781-813, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.01.005>. Acesso em: 08 abr. 2025.

SMITH, J. K. (ed.). *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna*. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2000. p. 17-24. Disponível em: <https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1006&context=jfypsynthesis>. Acesso em: 22 mar. 2025.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research**. 3rd ed. New York: W.H. Freeman and Company. 1995, 850p.

SOUZA, F. L., MARTINS, F. I., RAIZER, J. Habitat heterogeneity and anuran community of an agroecosystem in the Pantanal of Brazil. **Phyllomedusa: Journal of Herpetology**, v. 13, n. 1, p. 41-50, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9079.v13i1p41-50>. Acesso em: 30 set. 2025.

SPADOTTO, C. A. *et al.* Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações. **Embrapa Meio Ambiente**, Jaguariúna, Documentos 42, 2004. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/14523/1/documentos42.pdf>. Acesso em 01 mar. 26.

SPAROVEK, G. *et al.* Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996–2006. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change** 14, 285–298, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11027-008-9164-3>. Acesso em: 25 dez. 2025.

STEBBINS, R. C.; COHEN, N. W. **A natural history of amphibians**. Princeton: Princeton University Press, 1995.

STUART, S. N. *et al.* Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, Washington, v. 306, n. 5702, p. 1783–1786, 2004. Disponível em: DOI: 10.1126/science.1103538. Acesso em: 22 fev. 2026.

TEÓFILO, T.S. **Expansão da cultura da cana-de-açúcar confrontada com o zoneamento agroambiental utilizando análise supervisionada de imagem**. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Estadual Paulista - UNESP, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, 2012. vi, 69 f. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/e6fd2dfa-346d-4ee9-9f8c-1ce4e258af17/content>. Acesso em: 03 ago. 2025.

TINGLE, C. C. D. *et al.* Fipronil: environmental fate, ecotoxicology, and human health concerns. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 176, p. 1-66, 2003. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7283-5_1. Acesso em: 10 fev. 2025.

TOFT, C. A. Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropical environment. **Oecologia**, Berlin, v. 45, n. 1, p. 131–141, 1980. Disponível em: DOI: 10.1007/BF00346717. Acesso em: 22 fev. 2026.

TOLEDO, L. F. *et al.* **Anfíbios da Mata Atlântica**. Aplicativo de celular. ECONATURE – Consultoria, Pesquisa e Educação Ambiental. Versão 1.0.0, 2021.

TOLEDO, L.F., ZINA, J., HADDAD, C.F.B. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Holos Environment**, v. 3, n. 2, p. 136-149, 2003. Disponível em: Acesso em: <https://doi.org/10.14295/holos.v3i2.1126>. Acesso em: 29 jul. 2025.

TRIMBLE, S. W.; CROSSON, P. U.S. Soil Erosion Rates – Myth and Reality. **Science**, v. 289, n. 5477, p. 248-250, 14 jul. 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.248>. Acesso em: 14 ago. 2025.

USGS - U.S. GEOLOGICAL SURVEY. **Use of amphibians as indicators of ecosystem restoration success. Fact Sheet 2004-3106**, 2004. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/fs/2004/3106/pdf/fs-2004-3106-Rice.pdf>. Acesso em: 27 dez. 2025.

VALDUJO, P H. et al. Anuran species composition and distribution patterns in Brazilian Cerrado, a neotropical hotspot. **South American Journal of Herpetology**, v. 7, n. 2, p. 63-78, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.2994/057.007.0209>. Acesso em: 05 jul. 2025.

VALENCIA-AGUILAR, A.; CORTÉS-GÓMEZ, A.; RUIZ-AGUDELO, C. Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 9, n. 3, p. 257-272, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/21513732.2013.821168>. Acesso em 26 dez. 2025.

VALENTE, B. R. S. **Dimensões do habitat de reprodução e desenvolvimento de anfíbios brasileiros e seus determinantes ambientais**. 2024. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade) - Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024. Disponível em: doi:10.11606/D.100.2024.tde-06112024-142744. Acesso em: 22 fev. 2026.

VANCINE, M. H. **Efeito da fragmentação sobre a persistência de anfíbios anuros (Amphibia: Anura) na Mata Atlântica**. 2015. 83 f. Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2015. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/2ad07efa-4551-4e6e-a6dd-2a7514458f2d/content>. Acesso em: 21 mar. 2025.

VASCONCELOS, T.S.; ROSSA-FERES, D.C. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, p. 137-150, 2005. Disponível em <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000300010>. Acesso em 19 jun. 2025.

VERDADE, V. K.; DIXO, M.; CURCIO, F. F. Os riscos de extinção de sapos, rãs e pererecas em decorrência das alterações ambientais. **estudos avançados**, v. 24, p. 161-172, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100014>. Acesso em: 17 abr. 2025.

VITOUSEK, P. M. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>. Acesso em: 09 mai. 2025.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P.; WILBUR, H. M.; SMITH, D. C. Amphibians as Harbingers of Decay. **BioScience**, v. 40, n. 6, p. 418, 1990. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/bioscience/40.6.418>. Acesso em: 25 mar. 2025.

WALLS, S. C.; BARICHIVICH, W. J.; BROWN, M. E. Drought, deluge and declines: the impact of precipitation extremes on amphibians in a changing climate. **Biology**, v. 2, p. 399-418, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/biology2010399>. Acesso em: 19 fev. 2025

WELLS, K. D. **The ecology and behavior of amphibians**. In: The Ecology and Behavior of Amphibians. University of Chicago press, 2007.

WHILES, M. R. *et al.* The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4,

n. 1, p. 27-34, 2006. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0027:TEOAPD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0027:TEOAPD]2.0.CO;2). Acesso em 26 dez. 2025.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, 21, 213–251, 1972. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1218190>. Acesso em 26 dez. 2025.

ZANINI, T. C. **Desemprego estrutural no setor sucroenergético do estado de São Paulo: impactos da mecanização na colheita da cana na microrregião de São Joaquim da Barra**. Dissertação (Mestrado em Geografia) — Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Instituto de Geociências, Campinas, 2024. 106 p. Disponível em: <https://www.repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/1409349>. Acesso em: 11 mai. 2025.

ZIMMERMAN, B. L. **Audio strip transects**. In: HEYER, W. R. *et al.* (ed.). Measuring and monitoring biological diversity – Standard methods for amphibians. Washington D.C.: Smithsonian Institution Press, 1994. p. 92-97.

ZINA, J., HADDAD, C.F.B. Reproductive activity and vocalizations of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura: Leptodactylidae) in southeastern Brazil. **Biota Neotropica** 5(2), 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000300008>. Acesso em: 19 jun. 2025.

APÊNDICE A – CARACTERIZAÇÃO DOS PONTOS DE ESTUDOS

Em alinhamento com o cenário investigado para este estudo, a Figura 20 apresenta o ambiente de estudo do ponto de estudos P01, destacando a presença de recursos hídricos associados à vegetação nativa e exótica, além da cultura de cana-de-açúcar.

Figura 20 – Ponto de estudos P01, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, taboa e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2023

O ponto de estudos P02 apresentado na Figura 21 exibe as características vegetativas locais, havendo associação com a cultura de cana-de-açúcar e áreas de pastagens.

Figura 21 – Ponto de estudos P02, caracterizado por poça permanente associada a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, taboa e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2020

Apresentado na Figura 22 o ponto de estudos P03 exibe associação direta com áreas dominadas por vegetação herbácea, bem como a cultura de cana-de-açúcar.

Figura 22 – Ponto de estudos P03, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2023

O ponto de estudos P04 evidenciado na Figura 23 exibe o cenário local, no qual exibe associação com fragmento florestal, áreas de pastagens e cultura de cana-de-açúcar.

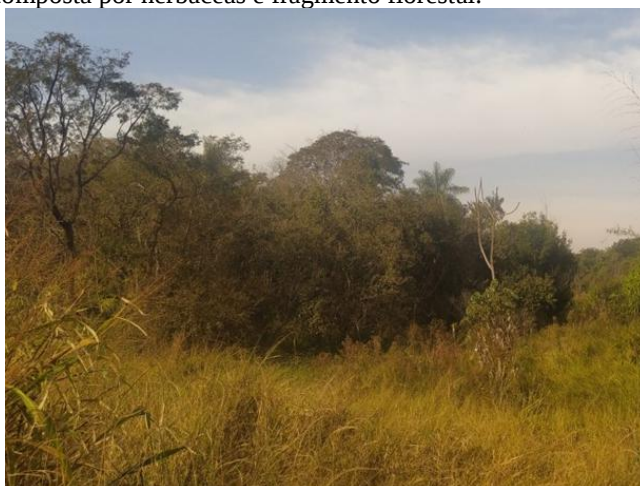
Figura 23 – Ponto de estudos P04, caracterizado como riacho represado associado a fragmento florestal limítrofe a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.



Fonte: Próprio autor, 2020

O ponto de estudos P05 (Figura 24) está caracterizado como uma poça permanente situada em área de cultivo de cana-de-açúcar. A vegetação marginal é composta predominantemente por herbáceas, com presença de fragmento florestal, conferindo certa heterogeneidade estrutural ao ambiente.

Figura 24 – Ponto de estudos P05, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2021

Na Figura 25, observa-se o ponto de estudos P06, caracterizado por uma poça temporária vinculada à cultura de cana-de-açúcar. A vegetação marginal é formada por herbáceas e arbustos, evidenciando um ambiente sazonalmente úmido, com cobertura vegetal de porte baixo a médio.

Figura 25 – Ponto de estudos P06, caracterizado por poça temporária associada a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.



Fonte: Próprio autor, 2023

A Figura 26 ilustra o ponto P07, que se destaca por apresentar poça temporária com formação brejosa, em área também associada à cultura canavieira. A vegetação marginal, composta por herbáceas e arbustos, indica um ambiente úmido de caráter temporário, com potencial importância ecológica para espécies adaptadas a zonas alagadiças.

Figura 26 – Ponto de estudos P07, caracterizado por poça temporária e formação brejosa, associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.



Fonte: Próprio autor, 2023

Conforme demonstrado na Figura 27, o ponto de estudos P08 corresponde a poça permanente em meio à cultura de cana-de-açúcar. A vegetação marginal apresenta composição simples, com herbáceas e arbustos, refletindo a influência antrópica no entorno.

Figura 27 – Ponto de estudos P08, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.



Fonte: Próprio autor, 2022

O ponto P09, ilustrado na Figura 28, consiste em um barramento artificial em área canavieira, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.

Figura 28 – Ponto de estudos P09, caracterizado como barramento artificial, associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2023

Na Figura 29 é apresentado o ponto de estudos P10, caracterizado como poça temporária, situada em ambiente agrícola. Sua vegetação marginal heterogênea, formada por herbáceas, arbustos e fragmento florestal, indica potencial valor ecológico em períodos chuvosos.

Figura 29 – Ponto de estudos P10, caracterizado como poça temporária associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2024

A Figura 30 exibe o ponto P11, composto por poça permanente em meio à cultura de cana-de-açúcar. A vegetação marginal, formada por herbáceas e arbustos, denota um ambiente relativamente equilibrado com influências a pressões antrópicas.

Figura 30 – Ponto de estudos P11, caracterizado por poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.



Fonte: Próprio autor, 2024

Na Figura 31, visualiza-se o ponto P12, que corresponde a um riacho represado em área agrícola, com vegetação marginal diversa composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal, sugerindo uma zona úmida de maior complexidade estrutural.

Figura 31 – Ponto de estudos P12, caracterizado como riacho represado associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2024

O ponto de estudos P13 (Figura 32) assemelha-se ao anterior, sendo um riacho represado com vegetação marginal variada, em área dominada por cana-de-açúcar. A composição vegetal inclui herbáceas, arbustos e fragmentos florestais, favorecendo a presença de diferentes grupos faunísticos.

Figura 32 – Ponto de estudos P13, caracterizado como riacho represado associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2022

Conforme indicado na Figura 33, o ponto P14 caracterizado como barramento artificial com vegetação marginal composta por herbáceas, taboa (*Typha* sp.) e arbustos, demonstrando características de ambiente alagadiço modificado.

Figura 33 – Ponto de estudos P14, caracterizado como barramento artificial associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, taboa e arbustos.



Fonte: Próprio autor, 2022

A Figura 34 retrata o ponto P15, sendo um riacho represado com formação brejosa, inserido em área de cultivo. A vegetação marginal heterogênea, composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal, proporciona abrigo e recursos a espécies adaptadas a áreas úmidas.

Figura 34 – Ponto de estudos P15, caracterizado como riacho represado com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2021

No ponto P16 (Figura 35), observa-se a presença de um riacho represado e poça permanente, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos. A configuração indica corpo hídrico de permanência hídrica contínua, mesmo sob influência agrícola.

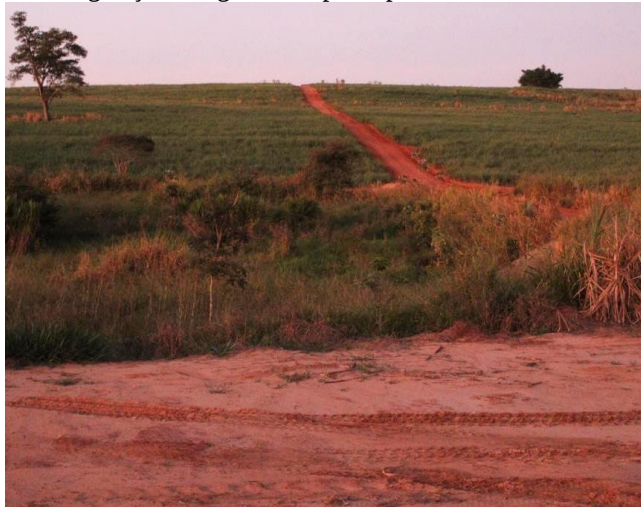
Figura 35 – Ponto de estudos P16, caracterizado como riacho represado e poça permanente associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.



Fonte: Próprio autor, 2024

A Figura 36 representa o ponto P17, uma poça temporária com formação brejosa em meio à lavoura de cana-de-açúcar. A vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos indica um ambiente sazonalmente alagado, com potencial importância ecológica.

Figura 36 – Ponto de estudos P17, caracterizado como poça temporária com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.



Fonte: Próprio autor, 2023

No ponto de estudos P18, demonstrado na Figura 37, encontra-se a poça permanente com formação brejosa. A vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos revela um ambiente úmido sob pressões da matriz agrícola.

Figura 37 – Ponto de estudos P18, caracterizado como poça permanente e formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.



Fonte: Próprio autor, 2020

A Figura 38 exibe o ponto P19, caracterizado como várzea com formação brejosa. A vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal, apresenta ambiente com elevada umidade, ambiente este ideal para comportar a biodiversidade local.

Figura 38 – Ponto de estudos P19, caracterizado como várzea com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2023

Conforme ilustrado na Figura 39, o ponto P20 trata-se de um barramento artificial com formação brejosa, com vegetação marginal dominada por herbáceas e arbustos, demonstrando um ambiente modificado com presença de áreas alagadas permanentes e semipermanentes.

Figura 39 – Ponto de estudos P20, caracterizado como barramento artificial com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas e arbustos.



Fonte: Próprio autor, 2021

O ponto P21 (Figura 40) corresponde a um barramento artificial em área agrícola, com vegetação marginal composta por herbáceas, taboa, arbustos e fragmento florestal, indicando um ambiente com diversidade estrutural relevante para a fauna.

Figura 40 – Ponto de estudos P21, caracterizado como barramento artificial associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, taboa, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2024

A Figura 41 apresenta o ponto de estudos P22, onde se observa um riacho represado com formação brejosa. A vegetação marginal heterogênea inclui herbáceas, arbustos e fragmento florestal, reforçando a importância ecológica da área.

Figura 41 – Ponto de estudos P22, caracterizado como riacho represado com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2022

No ponto P23, mostrado na Figura 42, há um riacho represado com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar. A vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal exibe um microhabitat com potencial para suporte de biodiversidade.

Figura 42 – Ponto de estudos P23, caracterizado como riacho represado com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2022

A Figura 43 destaca o ponto de estudos P24, sendo um barramento artificial com formação brejosa. A vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal reflete um ambiente com heterogeneidade e relevância ambiental.

Figura 43 – Ponto de estudos P24, caracterizado como barramento artificial com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2024

Por fim, o ponto P25 (Figura 44) é representado por um barramento artificial com formação brejosa. A presença de vegetação marginal variada, com herbáceas, arbustos e fragmento florestal, evidencia um ambiente alagado com potencial ecológico associado a matriz agrícola.

Figura 44 – Ponto de estudos P25, caracterizado como barramento artificial com formação brejosa associado a cultura de cana-de-açúcar, com vegetação marginal composta por herbáceas, arbustos e fragmento florestal.



Fonte: Próprio autor, 2023