



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

**ALTO VALOR DE CONSERVAÇÃO NO SISTEMA DE CERTIFICAÇÃO FSC:  
ANÁLISE METODOLÓGICA DA APLICABILIDADE DO ATRIBUTO AVC 1  
NO SETOR FLORESTAL**

Por

**MARIA SEBASTIAN RANGEL GREGÓRIO**

NAZARÉ PAULISTA, 2026



## **ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

**ALTO VALOR DE CONSERVAÇÃO NO SISTEMA DE CERTIFICAÇÃO FSC:  
ANÁLISE METODOLÓGICA DA APLICABILIDADE DO ATRIBUTO AVC 1  
NO SETOR FLORESTAL**

Por

**MARIA SEBASTIAN RANGEL GREGÓRIO**

**COMITÊ DE ORIENTAÇÃO**

**PROF<sup>a</sup>. Dra. Gabriela Cabral Rezende**

**PROF<sup>a</sup>. Dra. Maria José de Brito Zakia**

**PROF. Dr. Fabiano Rodrigues de Melo**

**TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO  
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE**

**IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS  
NAZARÉ PAULISTA, 2026**

### **Ficha Catalográfica**

Gregório, Maria Sebastian Rangel

Alto Valor de Conservação no sistema de certificação  
FSC: Análise metodológica da aplicabilidade do  
atributo AVC 1 no setor florestal, 2026, 107 pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ Instituto de Pesquisas  
Ecológicas

Alto Valor de Conservação

Sistema de certificação FSC

Atributo AVC 1 Diversidade de Espécies

Fauna silvestre

Escola Superior de Conservação Ambiental e  
Sustentabilidade, IPÊ

### **BANCA EXAMINADORA**

Nazaré Paulista, 12 de fevereiro de 2026.

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Gabriela Cabral Rezende

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Maria José de Brito Zakia

---

Prof. Dr. Fabiano Rodrigues de Melo

Dedico este trabalho aos meus pais, cuja sabedoria guiou meus passos, cuja educação moldou meu caminho e cuja confiança inabalável sempre me impulsionou a seguir adiante.

À minha querida afilhada, Giovana Oliveira Moraes, que carrega um amor profundo pela natureza. Que seu olhar sensível para as belezas naturais seja sempre fonte de inspiração e motivação, como uma guardiã da biodiversidade e uma voz ativa na construção de um mundo mais sustentável.

À minha família, pela compreensão diante das ausências e pelo apoio que me sustentou ao longo desta jornada.

Aos amigos, pelo incentivo constante e pelas palavras que me encorajaram nos momentos de dúvida. Que esta conquista seja um lembrete: sonhos são possíveis, nunca é tarde para sonhar.

## AGRADECIMENTOS

Sou uma eterna estudante, com brilho nos olhos e apaixonada pela conservação da biodiversidade. Acredito na força da ciência aplicada, que constrói pontes entre o presente e o futuro.

Agradeço à minha família, em especial aos meus pais, pelo apoio incondicional ao longo de toda a minha trajetória. Tenho certeza de que compartilham comigo a alegria por mais esta etapa concluída.

Minha gratidão ao ESCAS/IPÊ, foi muito mais do que um espaço de aprendizado: tornou-se um verdadeiro lar acadêmico, onde sonhos ganharam forma, ideias floresceram e desafios se transformam em oportunidades. Aos docentes, agradeço pelo generoso compartilhamento de conhecimento e pelas valiosas trocas de experiência.

Aos colegas da 9ª Turma do Mestrado Profissional de Nazaré Paulista, expresso meu reconhecimento pela parceria e companheirismo. Entre estudos, compartilhamos risos, conversas, músicas, histórias e momentos que permanecerão para sempre na memória e no coração.

Sou profundamente grata aos meus orientadores pelo apoio, pelas contribuições significativas e pela relação de confiança e respeito construída ao longo desta jornada.

Registro também minha gratidão à banca examinadora, Dra. Maureen Voigtlaender e Dra. Fernanda Delborgo Abra, cujas análises criteriosas e sugestões generosas contribuíram de forma significativa para o aprimoramento deste trabalho.

Aos profissionais da Casa da Floresta Ambiental, agradeço pela disponibilização dos registros fotográficos e dos mapas de monitoramentos da fauna silvestre, bem como pela parceria construída ao longo de décadas. À 2Tree Ambiental, agradeço pela disponibilização dos registros fotográficos aéreos.

À Suzano S.A., obrigada pela oportunidade e apoio depositados neste trabalho.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	3
LISTA DE FIGURAS	4
RESUMO	5
ABSTRACT	6
1. INTRODUÇÃO	7
2. OBJETIVO	9
3. JUSTIFICATIVA	9
3.1 Justificativa ecológica e conservacionista	10
3.2 Justificativa metodológica e científica	11
4. MARCO CONCEITUAL	13
4.1 O conceito de Área de Alto Valor de Conservação	13
4.2 Conservação da biodiversidade em um contexto do mercado florestal	17
4.3 Área de Alto Valor de Conservação no setor florestal: o caso da Suzano	22
5. MATERIAIS E MÉTODOS	24
5.1 Área de estudo: AAVC Vitória	24
5.2 Protocolos de monitoramento da fauna silvestre	28
5.2.1 Protocolo de monitoramento 2018	29
5.2.2 Protocolo de monitoramento 2024	34
5.3 Análise dos dados entre os monitoramentos de 2018 e 2024	37
6. RESULTADOS	42
6.1 Resultados e análise da similaridade da composição de espécies	42
6.2 Curva de rarefação/acúmulo (Jackknife 1ª Ordem)	49
6.3 Registros de espécies endêmicas da Mata Atlântica	51
6.4 Registros de espécies ameaçadas de extinção	57
7. DISCUSSÃO	60
7.1 Diretrizes do FSC e lacunas no monitoramento da fauna silvestre	60
7.2 Importância da revisão metodológica do monitoramento da fauna silvestre	60
7.3 Limitações metodológicas e implicações para a interpretação dos resultados	62
7.4 Avanços metodológicos na escala da paisagem e aplicabilidade na AAVC	64
7.5 Relevância ecológica da AAVC Vitória	67
7.6 Endemismo, turnover e detectabilidade	68
8. CONCLUSÕES	69
9. RECOMENDAÇÕES	71
9.1 Diretrizes estratégicas para o monitoramento da biodiversidade e a gestão de AAVCs	71
9.2 Fortalecimento do manejo voltado às espécies-chave	73
9.3 Indicadores ecológicos de abundância no monitoramento da fauna silvestre	73
9.4 Avaliação da conversão da AAVC em RPPN	75
9.5 Construção de um protocolo unificado de monitoramento da biodiversidade	75

9.6 Transparência e disponibilização pública dos dados de biodiversidade	77
9.7 Promoção da Ciência Cidadã e engajamento comunitário	77
9.8 Consolidação do monitoramento como ferramenta de gestão adaptativa	78
10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82
ANEXO A Espécies registradas na AAVC Vitória	91

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Síntese do esforço amostral	41
Tabela 2 – Parâmetros e resultados dos monitoramentos de fauna silvestre	45
Tabela 3 – Resultado do índice Jaccard (J)	47

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa da fazenda Vitória	27
Figura 2 – Registros fotográficos da AAVC Vitória	27
Figura 3 – Localização da amostragem na AAVC Vitória em 2018	31
Figura 4 – Localização da amostragem na AAVC Vitória em 2024	37
Figura 5 – Espécies registradas na AAVC Vitória em 2018	46
Figura 6 – Espécies registradas na AAVC Vitória em 2024	46
Figura 7 – Índice de Jaccard (J) entre as amostragens	47
Figura 8 – Riqueza observada, acumulada e estimada (Jaccknife 1ª ordem)	51
Figura 9 – Diagrama de Venn das espécies endêmicas da Mata Atlântica	57

## RESUMO

A gestão de paisagens em mosaico, integrando produção florestal e conservação de remanescentes nativos, é estratégica para manter a biodiversidade em biomas ameaçados como a Mata Atlântica. No âmbito da certificação do *Forest Stewardship Council* (FSC), a identificação e o monitoramento das Áreas de Alto Valor de Conservação (AAVCs), especialmente do atributo AVC 1 Diversidade de Espécies, exigem protocolos capazes de representar de forma robusta a composição e a dinâmica das comunidades biológicas. Este estudo analisou os protocolos de monitoramento da fauna silvestre na AAVC Vitória (Pilar do Sul, SP), comparando os ciclos de 2018 e 2024 para avifauna, mastofauna e herpetofauna, utilizando métricas de similaridade (Jaccard), curvas de rarefação, estimativas de riqueza (Jackknife 1) e diagramas de Venn. Os resultados indicaram baixa similaridade entre ciclos, atribuída principalmente a diferenças de esforço amostral, cobertura espacial e detectabilidade, reforçada pela ausência de estabilização das curvas de riqueza, sugerindo incompletude amostral e possível subestimação da biodiversidade. Ainda assim, confirmou-se a manutenção do atributo AVC 1 pela recorrência de espécies endêmicas, raras e ameaçadas, destacando a relevância ecológica da área. O uso de um delineamento amostral em unidades hexagonais representa avanço metodológico ao ampliar a integração em escala de paisagem, embora sua aplicação inicial limite inferências mais robustas. A análise demonstrou que, embora alinhado às diretrizes do FSC, o monitoramento pode ser aprimorado por meio da padronização metodológica, ampliação do esforço amostral e adoção de abordagens de gestão adaptativa. Conclui-se que o fortalecimento dos protocolos de monitoramento da fauna é essencial para qualificar a avaliação do atributo AVC 1 e consolidar o papel das AAVCs como instrumentos estratégicos de conservação em paisagens produtivas.

**Palavras-chave:** Alto Valor de Conservação; FSC; Atributo AVC 1 Diversidade de Espécies; Fauna Silvestre

## ABSTRACT

The management of mosaic landscapes that integrate forest production with the conservation of native remnants is a strategic approach for maintaining biodiversity in highly threatened biomes such as the Atlantic Forest. Within the framework of *Forest Stewardship Council* (FSC) certification, the identification and monitoring of High Conservation Value Areas (HCVAs), particularly those related to HCV 1 Species Diversity, require methodological protocols capable of robustly representing the composition and dynamics of biological communities. This study evaluated the wildlife monitoring protocols applied in the Vitória HCVA (Pilar do Sul, São Paulo), comparing the 2018 and 2024 monitoring cycles for avifauna, mastofauna, and herpetofauna using similarity metrics (Jaccard index), rarefaction curves, species richness estimators (Jackknife 1), and Venn diagrams. The results revealed low similarity between cycles, primarily associated with differences in sampling effort, spatial coverage, and species detectability, further supported by the lack of stabilization in richness curves, indicating incomplete sampling and potential underestimation of local biodiversity. Nevertheless, the maintenance of HCV 1 was confirmed through the recurrent presence of endemic, rare, and threatened species, underscoring the ecological relevance of the area. The adoption of a hexagonal spatial sampling design represents a methodological advance by enhancing landscape-scale integration, although its early-stage implementation still limits stronger inferential power. The analysis demonstrated that, despite alignment with FSC guidelines, monitoring effectiveness can be improved through methodological standardization, increased sampling effort, and the incorporation of adaptive management approaches. Overall, strengthening wildlife monitoring protocols is essential to enhance the assessment of HCV 1 and to consolidate the role of HCVAs as strategic conservation instruments within productive forest landscapes.

**Keywords:** High Conservation Value; FSC; HCV 1 Species Diversity; Wildlife

## 1. INTRODUÇÃO

O avanço das atividades florestais em paisagens produtivas tem intensificado a necessidade de modelos de gestão capazes de integrar eficiência econômica, conservação da biodiversidade e responsabilidade socioambiental. Em países megadiversos como o Brasil, onde extensas áreas de florestas naturais e plantadas coexistem, a adoção de instrumentos normativos robustos torna-se fundamental para assegurar que a produção florestal ocorra de forma compatível com a manutenção dos processos ecológicos e dos valores ambientais associados (FAO, 2024; SFB, 2024).

Nesse contexto, a certificação de manejo florestal consolidou-se como um dos principais mecanismos de governança ambiental, promovendo padrões mais rigorosos de sustentabilidade e ampliando a transparência das práticas produtivas. O sistema de certificação do *Forest Stewardship Council* (FSC) destaca-se por estabelecer princípios e critérios internacionalmente reconhecidos, que incorporam a conservação da biodiversidade como um dos pilares centrais do manejo florestal responsável (FSC, 2010). No Brasil, sua aplicação tem contribuído para a proteção de áreas naturais, o fortalecimento da gestão ambiental e a consolidação de práticas de monitoramento mais estruturadas em unidades de manejo florestal.

Dentre os elementos normativos do FSC, o Princípio 9 (P9) atualmente estruturado como Atributos de Alto Valor de Conservação no Padrão de Manejo Florestal do FSC para Plantações no Brasil (FSC-STD-BRA-01-2025), assume papel estratégico ao tratar dos Atributos de Alto Valor de Conservação (AVCs), exigindo a identificação, avaliação, manutenção e monitoramento de áreas que concentram valores ecológicos, sociais e culturais de elevada relevância. A recente atualização desse padrão reforça a necessidade de abordagens metodológicas mais consistentes, padronizadas e baseadas em evidências científicas, especialmente no que se refere à integração entre monitoramento da biodiversidade e tomada de decisão no manejo florestal (FSC Brasil, 2024).

Sob essa perspectiva, o atributo AVC 1 Diversidade de Espécies, destaca-se pela sua complexidade técnica e pela forte dependência de programas de monitoramento da fauna capazes de representar, de forma robusta, a composição, estrutura e dinâmica das comunidades biológicas. A efetividade do atendimento a esse atributo está diretamente associada à qualidade dos delineamentos amostrais, à adequação do esforço de amostragem, à escolha de indicadores ecológicos sensíveis e à continuidade temporal dos dados, fatores essenciais para a detecção de padrões e tendências ecológicas (JENNINGS *et al.*, 2003; LINDENMAYER & LIKENS, 2010).

Apesar dos avanços promovidos pela certificação de manejo florestal, ainda persistem desafios relevantes relacionados à padronização metodológica, à robustez e à comparabilidade dos dados gerados pelos programas de monitoramento da fauna em Áreas de Alto Valor de Conservação, especialmente em ambientes de florestas plantadas inseridas em mosaicos de uso do solo. A ausência de análises críticas sobre os protocolos empregados pode comprometer a capacidade de detecção de tendências ecológicas, limitar a avaliação da efetividade das medidas de manejo e enfraquecer o papel das AAVCs como instrumentos estratégicos de gestão da biodiversidade em escala de paisagem (GABRIEL *et al.*, 2013; FERREZ *et al.*, 2021).

Diante desse cenário, estudos voltados à análise e ao aprimoramento dos protocolos metodológicos de monitoramento da fauna assumem papel fundamental para o fortalecimento do Princípio 9 no contexto do novo padrão FSC. Ao contribuir para a geração de informações mais consistentes e tecnicamente fundamentadas, esses estudos subsidiam processos decisórios mais eficazes, ampliam a credibilidade dos sistemas de certificação e reforçam a integração entre produção florestal e conservação da biodiversidade.

Dessa forma, este trabalho tem como objetivo analisar os protocolos metodológicos empregados no monitoramento da fauna silvestre realizados na AAVC Vitória, buscando compreender de que maneira o aprimoramento dessas práticas pode contribuir para um acompanhamento mais consistente e robusto do atributo AVC 1 Diversidade de Espécies. Ao longo do trabalho, são discutidas as limitações e potencialidades dos métodos empregados, bem como propostas alternativas metodológicas, como a adoção de delineamentos espaciais baseados em hexágonos e a incorporação de princípios de gestão adaptativa.

Este estudo busca contribuir para o aprimoramento dos programas de monitoramento da biodiversidade no contexto do FSC, fortalecendo sua capacidade de gerar evidências científicas consistentes, subsidiar a tomada de decisão e consolidar o papel das Áreas de Alto Valor de Conservação como instrumentos estratégicos para a conservação da biodiversidade em paisagens produtivas.

Pretende-se, assim, fortalecer sua efetividade e aplicabilidade no atendimento ao Princípio 9 do FSC, ampliando seu papel como instrumento estratégico na gestão da biodiversidade.

## **2. OBJETIVO**

Analisar os protocolos metodológicos empregados no monitoramento da fauna silvestre realizados na AAVC Vitória, buscando compreender de que maneira o aprimoramento dessas metodologias pode contribuir para um acompanhamento mais consistente e robusto do atributo de Alto Valor de Conservação 1 Diversidade de Espécies. Pretende-se, assim, fortalecer sua efetividade e aplicabilidade no atendimento ao Princípio 9 do FSC, ampliando seu papel como instrumento estratégico na gestão da biodiversidade.

## **3. JUSTIFICATIVA**

A realização deste estudo justifica-se pela crescente necessidade de aprimorar instrumentos técnicos capazes de subsidiar a conservação da biodiversidade em

paisagens produtivas, especialmente no contexto da certificação de manejo florestal. A reformulação do Princípio 9 do *Forest Stewardship Council* (FSC), atualmente denominado Atributos de Alto Valor de Conservação no Padrão de Manejo Florestal para Plantações no Brasil (2025), reforça a importância de abordagens metodológicas consistentes e baseadas em evidências para a identificação, manutenção e monitoramento desses atributos. A relevância desta pesquisa estrutura-se em duas esferas interdependentes: ecológica e conservacionista, e metodológica e científica.

### **3.1 Justificativa ecológica e conservacionista**

A manutenção, a proteção e o aprimoramento dos atributos de Alto Valor de Conservação constituem elementos centrais para enfrentar a atual crise global de biodiversidade, sobretudo em regiões submetidas a intensas pressões antrópicas. No contexto da AAVC Vitória, a ênfase no atributo AVC 1 Diversidade de Espécies, reavalia-se particularmente relevante, pois abrange áreas que sustentam populações de espécies endêmicas, raras ou ameaçadas. Essa característica confere à AAVC um papel estratégico na conservação da biodiversidade regional, reforçando sua importância como núcleo de resiliência ecológica em paisagens produtivas.

O monitoramento sistemático da fauna silvestre constitui ferramenta essencial para avaliar a integridade ecológica da paisagem, a conectividade entre fragmentos florestais e a viabilidade populacional de espécies sensíveis. Na AAVC Vitória, o registro de espécies de médio e grande porte, como *Puma concolor* (onça-parda), *Tapirus terrestris* (anta) e *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira), reforça a importância da área como refúgio e corredor ecológico em uma matriz produtiva, contribuindo para a proteção do patrimônio natural e para a manutenção de processos ecológicos fundamentais.

A fauna silvestre, em especial anfíbios, aves mamíferos e répteis, apresenta elevada sensibilidade a alterações ambientais e, por isso, é amplamente reconhecida como indicadora da qualidade e do estado de conservação dos ecossistemas. As aves ocupam distintos níveis tróficos e desempenham funções ecológicas essenciais, como predação, polinização e dispersão de sementes, sendo consideradas importantes engenheiras dos ecossistemas (WHELAN, 2008; WENNY & MARQUIS, 2008). Além

disso, por sua ampla distribuição e rápida resposta a mudanças ambientais, constituem indicadores eficazes de alterações climáticas e de degradação de habitats (MIRANDA *et al.*, 2019).

No que se refere aos anfíbios, esses organismos são particularmente sensíveis a mudanças ambientais devido à sua pele permeável, ao ciclo de vida dependente de ambientes aquáticos e terrestres e à limitada capacidade de dispersão, sendo amplamente utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental e integridade de habitats, especialmente em ecossistemas florestais tropicais (WELLS, 2007; WAKE & VREDENBURG, 2008). Já os répteis, embora apresentem maior tolerância fisiológica em comparação aos anfíbios, também respondem a alterações na estrutura do habitat, à disponibilidade de recursos e às condições microclimáticas, sendo indicadores relevantes da heterogeneidade ambiental e da qualidade de áreas naturais, especialmente em paisagens fragmentadas (GIBBONS *et al.*, 2000; GARDNER *et al.*, 2007).

De modo complementar, mamíferos de médio e grande porte, incluindo primatas, exercem papéis ecológicos fundamentais, influenciando a regeneração florestal, a dinâmica populacional de outras espécies e a manutenção da diversidade funcional dos ecossistemas (GALETTI *et al.*, 2009).

Assim, esses grupos ecológicos são relevantes como bioindicadores da integridade e do estado de conservação dos fragmentos de Mata Atlântica. A avaliação integrada dessas comunidades por meio de campanhas sistemáticas de monitoramento, permite verificar se as práticas de manejo adotadas contribuem para a manutenção, melhoria ou declínio do atributo AVC 1 Diversidade de Espécies, conforme exigido pelo Princípio 9 do FSC.

### **3.2 Justificativa metodológica e científica**

Sob a perspectiva metodológica e científica, este estudo se justifica por abordar uma lacuna relevante na literatura e na prática da gestão florestal certificada, relacionada à suficiência, comparabilidade e robustez dos protocolos de monitoramento da fauna silvestre ao longo do tempo. A análise dos dados, associada à avaliação crítica dos

métodos empregados, é fundamental para assegurar que os resultados obtidos sejam representativos e capazes de subsidiar decisões de manejo baseadas em evidências.

O estudo propõe um avanço metodológico ao documentar, de forma sistemática, a evolução dos protocolos de monitoramento aplicados na AAVC Vitória, comparando o inventário realizado em 2018 de caráter mais exploratório com o modelo mais robusto e estruturado, fundamentado em delineamento experimental, implementado em 2024. Essa abordagem permite avaliar diferenças no esforço amostral, na capacidade de detecção das espécies e na sensibilidade dos métodos em captar variações na composição e na riqueza faunística.

Ao analisar criticamente essas abordagens, o estudo contribui para responder ao objetivo: de que maneira o aprimoramento dessas práticas pode contribuir para um acompanhamento mais consistente e robusto do atributo AVC 1 Diversidade de Espécies? Dessa forma, os resultados esperados têm potencial para subsidiar o aprimoramento de protocolos metodológicos aplicáveis, não apenas à AAVC Vitória, mas também a outras áreas certificadas do setor florestal, fortalecendo o atendimento ao Princípio 9 do FSC e ampliando o papel das AAVCs como instrumentos estratégicos de gestão da biodiversidade em paisagens florestais produtivas.

A manutenção, a proteção e melhoria dos atributos de AVC são fundamentais para a mitigação da crise global de biodiversidade. A ênfase no atributo AVC 1 Diversidade de Espécies da AAVC Vitória, que abrange espécies endêmicas e ameaçadas, é ecologicamente crucial no território. Além disso, destaca-se:

Defesa do patrimônio natural: o monitoramento eficaz da fauna silvestre nessa área é essencial para garantir a conectividade da paisagem e a viabilidade populacional de espécies sensíveis registradas na área, protegendo o patrimônio natural em uma região sob pressão antrópica.

Aprimoramento metodológico dos protocolos de monitoramento: a literatura científica evidencia que a padronização de métodos, a definição clara do esforço amostral e o uso de delineamentos experimentais robustos são fatores determinantes para aumentar a detectabilidade das espécies, reduzir vieses e permitir comparações temporais consistentes (O'BRIEN, 2011; BURTON *et al.*, 2015). A incorporação desses princípios no monitoramento da AAVC Vitória fortalece a confiabilidade dos dados

gerados e amplia a capacidade de avaliar tendências populacionais e mudanças na composição da fauna ao longo do tempo.

Assim, o foco metodológico adotado neste estudo baseado na comparação entre protocolos, na análise crítica do esforço amostral e na avaliação da sensibilidade dos métodos contribui diretamente para verificar se as práticas de manejo implementadas resultam em melhoria, estabilidade ou declínio do atributo AVC 1 Diversidade de Espécies.

Por esses dois grandes pontos apresentados, este estudo se justifica, já que analisou se a metodologia de monitoramento garante o acompanhamento da AAVC Vitória, em termos de conservação da biodiversidade, com o objetivo de manter ou melhorar os serviços ecossistêmicos desta área, conforme o Princípio 9 do padrão FSC (2025).

## **4. MARCO CONCEITUAL**

### **4.1 O conceito de Área de Alto Valor de Conservação**

O Conselho de Manejo Florestal, mais conhecido pelo acrônimo do nome em inglês, *FSC Forest Stewardship Council*, é um sistema de certificação independente e de acreditação voluntária, cujos padrões e serviços são reconhecidos internacionalmente (FSC, 2010). Esse sistema avalia a performance do manejo florestal responsável em empreendimentos, assegurando que suas operações estejam em conformidade com os Princípios e Critérios estabelecidos e que as atividades de exploração de florestas tropicais atendam a padrões aceitáveis (VIANA, 2002; BUSH, 2008).

Criado há 31 anos em Toronto, no Canadá, o FSC é uma organização não governamental e sem fins lucrativos, administrada por uma rede global de membros presentes em 93 países. A certificação de manejo florestal surgiu para distinguir a madeira tropical proveniente de fontes sustentáveis da extração ilegal. Com o tempo, essa certificação passou a incluir florestas não tropicais (BASS *et al.* 2001). Com mais de 150 milhões de hectares de florestas certificadas e mais de 1.600 empresas licenciadas para fabricar produtos com o selo FSC, é reconhecido como líder em gestão florestal sustentável (FSC, 2024).

Estudos indicam que empresas certificadas pelo FSC tendem a destinar proporções mais elevadas de suas áreas à conservação da biodiversidade quando comparadas a outros setores produtivos. Esse compromisso contribui para a manutenção de ecossistemas naturais e serviços ecossistêmicos, resultando em uma média aproximada de um hectare protegido para cada hectare plantado. Em contraste, outros segmentos do agronegócio, como a soja e cana-de-açúcar, apresentam índices próximos de 1:4 (SCHETTINO & CARDOSO, 2022).

A implementação do FSC no Brasil teve início na década de 1990, com a criação de grupos de trabalho voltados à adaptação dos Princípios e Critérios à realidade nacional. Ao longo dos anos, diferentes padrões foram desenvolvidos para contemplar distintas tipologias de manejo, incluindo plantações florestais, manejo em pequena escala e operações na Amazônia. Em março de 2025, entrou em vigor o novo Padrão de Manejo Florestal para Plantações no Brasil, que atualiza e substitui versões anteriores, incorporando avanços conceituais e metodológicos (IMAFLOTA 2000; FSC Brasil, 2024). As diretrizes do FSC estão estruturadas em 10 Princípios e 70 Critérios, que orientam a implementação do manejo florestal responsável.

O Brasil destaca-se no cenário global, com mais de 7 milhões de hectares de florestas certificadas, posicionando-se entre os países com maior área certificada no mundo (FSC, 2024). Em termos de cobertura florestal, o país abriga uma das maiores extensões de florestas naturais do planeta, além de uma expressiva área de plantações florestais destinadas à produção e conservação (FAO, 2024; IBÁ, 2025).

Nesse contexto, a certificação de manejo florestal apresenta importantes contribuições para a conservação da biodiversidade, destacando-se o conceito de Alto Valor de Conservação (AVC). Esse conceito constitui uma abordagem estratégica que transcende a certificação, sendo aplicado ao planejamento do uso da terra, à proteção de ecossistemas e à conservação de habitats críticos, além de subsidiar políticas institucionais e públicas (JENNINGS *et al.*, 2003).

De acordo com dados globais de 2020, dos 4,1 bilhões de hectares de florestas no mundo, mais da metade, ou seja, 54% estão concentradas apenas em cinco países: Rússia, Brasil, Canadá, Estados Unidos e China (FAO, 2024). Complementando, o Serviço Florestal Brasileiro informa que o país possui cerca de 486 milhões de hectares

de florestas naturais, segundo dados de 2022 (SNIF, 2024). A Indústria Brasileira de Árvores, IBÁ, registrou, em 2024, 10,5 milhões de hectares de árvores plantadas e o setor florestal atingiu 7,01 milhões de hectares de áreas conservadas no país. Dentre essas áreas, 4,99 milhões de hectares correspondem à Reserva Legal (RL), 1,98 milhão de hectares são de Áreas de Preservação Permanente (APP) e 0,04 milhão de hectares de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) (IBÁ, 2025). As empresas florestais são consideradas líderes na proteção de áreas naturais, demonstrando um equilíbrio entre a produção sustentável e a preservação ambiental.

A certificação de manejo florestal apresenta diversas vantagens significativas na preservação da biodiversidade. Entre elas, o conceito de Áreas de Alto Valor de Conservação (AAVCs), originalmente denominado *High Conservation Value Areas* (HCVAs), foi desenvolvido no âmbito do FSC no final da década de 1990, com o objetivo de estabelecer um método sistemático para identificar áreas de importância ambiental e social crítica dentro das unidades de manejo. Entre 2001 e 2003, o conceito foi consolidado com o apoio de organizações como IMAFLORA, WWF e EMBRAPA, sendo posteriormente difundido para outros sistemas de certificação e práticas corporativas. Em 2005, foi criada a HCV Resource Network, responsável por promover a harmonização metodológica e a aplicação consistente do conceito em escala global (JENNINGS, *et al*, 2003).

No FSC, os atributos de AVCs estão associados ao Princípio 9 (P9), que envolve a identificação, avaliação, preservação e manutenção de áreas que apresentam valores ecológicos, sociais ou culturais excepcionais ou críticos, reconhecidos em níveis regional, nacional ou global, e que demandam proteção especial. Esses valores são distribuídos em seis atributos: AVC 1 Diversidade de espécies, AVC 2 Ecossistemas e mosaicos em nível de paisagem, AVC 3 Ecossistemas e habitats, AVC 4 Serviços ambientais críticos, AVC 5 Necessidades das comunidades e AVC 6 Valores Culturais. Segundo o FSC (2014), o conceito de atributos de AVC é amplamente difundido como base para a certificação florestal. Essa abordagem é reforçada por diversos estudos, como o de BROWN e colaboradores (2013), que destacam sua relevância na conservação de áreas sensíveis e na promoção de práticas sustentáveis.

Em 2015, o FSC Brasil, desenvolveu um padrão específico de plantações florestais no país. Esse padrão foi elaborado pelo Comitê de Desenvolvimento de Padrões (CDP) e adaptado aos contextos regionais e nacional, de modo a representar os aspectos geográficos, legais, ambientais e sociais do Brasil.

A partir de março de 2025, entrou em vigor o Padrão de Manejo Florestal do FSC para Plantações no Brasil (FSC-STD-BRA-01-2025 Plantações PT), no qual o P9 passou a ser denominado: Atributos de Alto Valor de Conservação. O princípio foi ajustado para refletir a realidade operacional das plantações florestais e passou a enfatizar os atributos específicos, tornando sua aplicação mais direta e aplicável. Os atributos de Alto Valor de Conservação foram redefinidos:

- AVC 1 Diversidade de espécies: concentrações de diversidade biológica incluindo espécies endêmicas e espécies raras, ameaçadas ou em perigo, que sejam significativas nos níveis global, regional ou nacional;
- AVC 2 Ecossistemas e mosaicos no nível da paisagem: paisagens Florestais Intactas e grandes ecossistemas e mosaicos de ecossistemas no nível da paisagem que sejam significativos nos níveis global, regional ou nacional, e que contenham populações viáveis da grande maioria das espécies que ocorrem naturalmente em padrões naturais de distribuição e abundância;
- AVC 3 Ecossistemas e habitats: ecossistemas, habitats ou refúgios raros, ameaçados ou em perigo de extinção;
- AVC 4 Serviços ecossistêmicos críticos: serviços ecossistêmicos básicos em situações críticas, incluindo a proteção de bacias hidrográficas e o controle de erosão de solos e encostas vulneráveis;
- AVC 5 Necessidades da comunidade: locais e recursos fundamentais para satisfazer as necessidades básicas de comunidades locais ou Povos Indígenas (em termos de meios de subsistência, saúde, nutrição, água), identificados por meio de engajamento com tais comunidades ou Povos Indígenas;
- AVC 6 Valores culturais: locais, recursos, habitats e paisagens de significado cultural, arqueológico ou histórico global ou nacional, e/ou de importância cultural, ecológica, econômica ou religiosa/sagrada crítica para as culturas

tradicionais de comunidades locais ou Povos Indígenas, identificados por meio de engajamento com tais comunidades locais ou Povos Indígenas.

A avaliação dos atributos de AVC baseia-se em metodologias integradas que incluem inventários de fauna e flora, análises de conectividade da paisagem, engajamento com partes interessadas e detentores de direitos, além do uso de tecnologias como sensoriamento remoto e bases de dados secundárias (PROFOREST, 2008; BROWN & SENIOR, 2014; FSC, 2017).

As estratégias e ações de manejo das AAVCs envolvem um processo rigoroso que inclui o planejamento de zonas com restrição de uso ou conservação integral, a integração desses espaços ao plano de manejo florestal do empreendimento e a definição de ações específicas para mitigar impactos ambientais. Essas diretrizes estão alinhadas às recomendações internacionais para gestão dos atributos de AVCs, que enfatizam a necessidade de abordagens baseadas em evidências, planejamento espacial e mitigação preventiva (PROFOREST, 2008; BROWN & SENIOR, 2014).

Além disso, é estabelecido um programa de monitoramento contínuo, estruturado com indicadores biológicos, sociais e geoespaciais, para detectar possíveis mudanças nos atributos de AVC em comparação com a avaliação inicial. Essa abordagem segue o princípio do manejo adaptativo, amplamente recomendado pela Rede HCV Network e pelo FSC, garantindo que a manutenção e, sempre que possível, a melhoria dos atributos seja acompanhada ao longo do tempo (BROWN & SENIOR, 2014; FSC, 2024).

#### **4.2 Conservação da biodiversidade em um contexto do mercado florestal**

A crescente valorização da biodiversidade como ativo estratégico para a sustentabilidade global tem posicionado o setor florestal certificado como protagonista na adoção de soluções baseadas na natureza NBS *Nature-Based Solutions* NBS. A certificação florestal, especialmente pelos sistemas FSC *Forest Stewardship Council* e o Programa Brasileiro de Certificação Florestal CERFLOR, tem sido apontada como instrumento eficaz de governança ambiental, ao exigir das empresas a integração de critérios ecológicos rigorosos aos seus modelos produtivos (SCHETTINO; CARDOSO, 2022). Esses sistemas promovem o manejo florestal sustentável e estimulam a

conservação de florestas nativas, o que se reflete em iniciativas concretas de proteção da biodiversidade em escala de paisagem.

Essas diretrizes alinham-se aos princípios das soluções baseadas na natureza, que têm ganhado destaque em publicações de consultorias internacionais como KPMG (Klynveld Peat Marwick Goerdeler), PwC, EY e Deloitte. A KPMG, por exemplo, destaca que integrar a biodiversidade ao modelo de negócio é essencial para garantir resiliência e sustentabilidade a longo prazo. O relatório *Biodiversity in Business Models* (KPMG, 2022) mostra que mais de 55% do PIB global está exposto a riscos relacionados à degradação ambiental. Para enfrentar esse cenário, a KPMG recomenda que as empresas adotem políticas de fonte responsável, soluções baseadas na natureza e tecnologias como gêmeos digitais, para monitorar e mitigar impactos ambientais. A biodiversidade, nesse contexto, é tratada como um ativo estratégico capaz de gerar valor econômico, reduzir riscos regulatórios e abrir novos mercados.

A PwC, por sua vez, enfatiza a necessidade de restaurar ecossistemas como parte de uma agenda regenerativa, destacando que os créditos de carbono baseados na natureza podem ser uma das ferramentas mais escaláveis para enfrentar a crise climática. A empresa criou o *Centre for Nature Positive Business* para apoiar clientes na implementação de estratégias que promovam resultados positivos para a natureza, como reflorestamento, agricultura regenerativa e restauração de áreas degradadas. Já a EY defende a inclusão da biodiversidade nos relatórios de capital natural das empresas, recomendando a contabilização dos ativos ecológicos e sua valorização como parte integrante da economia corporativa.

A Deloitte, por fim, ressalta que a perda da biodiversidade compromete diretamente a estabilidade das cadeias produtivas, a segurança alimentar e o fornecimento de recursos essenciais, como água e matérias-primas. A empresa recomenda que os negócios avaliem sua dependência da natureza, estabeleçam metas ambientais mensuráveis e invistam em projetos que integrem conservação com geração de valor econômico. Segundo a Deloitte, iniciativas como o *Mangrove Breakthrough*, liderado pela Salesforce, mostram que é possível alinhar desempenho empresarial com recuperação ecológica, reforçando o papel das empresas como protagonistas da sustentabilidade.

Estudos recentes evidenciam a importância crucial da biodiversidade para a manutenção da vida humana e dos sistemas socioeconômicos (LINHARES *et al.* 2023) e destacam que a biodiversidade fornece serviços ecossistêmicos fundamentais, como regulação climática, purificação da água e polinização, essenciais para a saúde pública e a segurança alimentar. Eles argumentam que a perda da diversidade biológica eleva os riscos sanitários e ambientais, requerendo integração urgente dessas questões nas políticas de saúde e desenvolvimento sustentável para garantir o bem-estar humano.

O relatório *Biodiversity and human well-being: essential links* (2022) reforça que a biodiversidade é a base dos processos ecológicos que sustentam a produção de alimentos, o fornecimento de água limpa e a estabilidade do clima. O documento alerta que os efeitos da perda da biodiversidade são frequentemente subestimados, especialmente na resiliência dos ecossistemas frente a crises globais como mudanças climáticas e pandemias. Paralelamente, Kilpatrick e colaboradores (2017) apresentam evidências científicas sobre a relação entre biodiversidade e a diminuição da incidência de doenças zoonóticas, mostrando que ecossistemas mais diversos funcionam como barreiras naturais contra a disseminação de agentes patogênicos, contribuindo para a saúde pública. Romanelli e colaboradores (2016) ressaltam que a conservação da biodiversidade deve ser vista como uma oportunidade para integrar políticas ambientais e de saúde, promovendo efeitos positivos na saúde física e mental, especialmente em comunidades vulneráveis. Díaz e colaboradores (2006) complementam essa perspectiva, ao relacionar a perda de biodiversidade com a insegurança alimentar e a desigualdade social, ressaltando que populações mais dependentes dos recursos naturais são as mais afetadas. Esses estudos fundamentam a importância de reconhecer a biodiversidade como patrimônio natural e reforçam a necessidade de práticas sustentáveis de manejo em paisagens produtivas, alinhadas aos princípios da certificação florestal FSC.

A integração das AAVCs às áreas de preservação permanente (APPs) e reservas legais (RLs), bem como o planejamento do manejo florestal em mosaico, com rotações diferenciadas de colheita, constitui uma estratégia eficaz para a manutenção da conectividade ecológica e da biodiversidade funcional (GABRIEL *et al.*, 2013; AMAZONAS *et al.*, 2022). Estudos experimentais mostram que essas práticas favorecem

espécies ameaçadas, reduzem a erosão, protegem os recursos hídricos e possibilitam a existência de corredores ecológicos efetivos em paisagens produtivas (FERRAZ, 2009; FERREZ *et al.*, 2021).

A União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) destaca a relevância de identificar e proteger áreas críticas para espécies ameaçadas de extinção por meio de iniciativas como as *Key Biodiversity Areas* (KBAs), que, embora não usem a sigla AAVC diretamente, operam com os mesmos princípios. Essas áreas são definidas com base em critérios científicos rigorosos e incluem habitats que abrigam espécies com distribuição extremamente restrita e alto grau de ameaça. Segundo relatório da IUCN, aproximadamente metade das 34 principais áreas de refúgio identificadas para espécies ameaçadas carecem de qualquer forma de proteção legal, evidenciando a urgência de ações conservacionistas mais efetivas (IUCN, 2018).

A The Nature Conservancy (TNC), por sua vez, adota estratégias que integram conservação ambiental e fortalecimento de comunidades locais em áreas consideradas de alto valor socioambiental. Por meio do programa *Voice, Choice and Action* (VCA), a TNC promove a gestão participativa e a segurança territorial de povos indígenas e comunidades tradicionais em territórios de alto valor ecológico, muitas vezes sobrepostos a áreas prioritárias para conservação. Essa abordagem fortalece a governança local e garante a manutenção de ecossistemas críticos e dos modos de vida associados, alinhando conservação ambiental à justiça social (THE NATURE CONSERVANCY, 2022).

A biodiversidade exerce papel fundamental na manutenção dos serviços ecossistêmicos que sustentam a produção agrícola, como a polinização, o controle biológico de pragas, a ciclagem de nutrientes e a regulação hídrica. A perda dessa diversidade, intensificada pela conversão de habitats naturais em áreas agrícolas extensivas, gera impactos diretos e imediatos sobre esses serviços. Segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2018), a intensificação do uso da terra tem reduzido rapidamente populações de espécies-chave, como insetos polinizadores e predadores naturais de pragas, comprometendo o equilíbrio ecológico e tornando os sistemas agrícolas mais dependentes de insumos externos. Essa perda de

suporte ecológico representa um risco crescente à produtividade de curto prazo, elevando custos operacionais e a vulnerabilidade das lavouras.

No médio prazo, a redução da biodiversidade compromete a resiliência dos sistemas agrícolas frente a eventos extremos, doenças emergentes e variações climáticas, ao enfraquecer os processos ecológicos que sustentam a estabilidade produtiva. Evidências indicam que paisagens agrícolas que mantêm fragmentos de vegetação nativa e diversidade genética nas culturas apresentam maior capacidade adaptativa e maior estabilidade ao longo do tempo, reduzindo a vulnerabilidade dos sistemas produtivos a distúrbios ambientais (THE NATURE CONSERVANCY, 2022; FAO, 2024). De forma complementar, o IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas e a Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ) apontam que a diversificação ecológica é um fator-chave para a manutenção da fertilidade do solo, da regulação hídrica e da integridade dos microclimas locais, elementos essenciais para a segurança alimentar e para a estabilidade das cadeias de abastecimento (IBÁ, 2024; IPÊ, 2024).

A longo prazo, a continuidade da perda de biodiversidade e a ausência de práticas regenerativas agravam processos de degradação ambiental, como a desertificação, a exaustão do solo e a escassez hídrica, afetando de forma irreversível a capacidade produtiva das terras agrícolas. O World Resources Institute (WRI, 2020) estima que cerca de 1,5 bilhão de hectares no mundo estão em estado avançado de degradação, o que impacta diretamente a oferta de alimentos e impõe desafios socioeconômicos para agricultores e comunidades rurais. Nesse contexto, a conservação da biodiversidade se apresenta não apenas como uma questão ambiental, mas como estratégia vital para assegurar a viabilidade futura da agricultura.

Portanto, a integração da conservação da biodiversidade às políticas agrícolas é urgente e estratégica. Os estudos analisados evidenciam que o caminho para a sustentabilidade requer ações articuladas que envolvam restauração ecológica, proteção de habitats estratégicos (como as AAVCs), e a adoção de práticas agroecológicas e de manejo integrado. A manutenção da biodiversidade, além de garantir a produção no presente, oferece a resiliência necessária para enfrentar os desafios climáticos e econômicos do futuro.

Observa-se que o setor florestal certificado não apenas cumpre exigências regulatórias, mas tem se posicionado como um ator econômico estratégico na implementação de soluções baseadas na natureza, ao conciliar produtividade, conservação e valorização do capital natural. As AAVCs, nesse contexto, são instrumentos-chave para assegurar a integridade ecológica das paisagens e reforçar o papel da biodiversidade como fundamento da sustentabilidade.

#### **4.3 Área de Alto Valor de Conservação no setor florestal: o caso da Suzano**

A Suzano S.A., multinacional brasileira centenária, consolidou-se como a maior produtora mundial de celulose de eucalipto e uma das principais fabricantes de papéis da América Latina, atuando também na produção de bioprodutos de fontes renováveis. Com um capital natural de 2,9 milhões de hectares, dos quais 1,7 milhão são destinados ao cultivo de eucalipto, a empresa mantém e protege 1,1 milhão de hectares de vegetação nativa, representando cerca de 40% de sua área total (SUZANO, 2025). A conservação da biodiversidade no setor florestal tem ganhado relevância global, e em 2023 registrou-se um aumento de 8,3% nas Áreas de Alto Valor de Conservação (AAVCs) no Brasil, totalizando 195 mil hectares (IBÁ, 2024). A Suzano identificou 72 AAVCs, somando aproximadamente 85 mil hectares, enquanto a Unidade de Negócio Florestal São Paulo protege 113.793 hectares, dos quais 10.633,80 hectares correspondem a AAVCs distribuídas entre os atributos de AVC 1, 2, 4, 5 e 6, inseridas nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, ambos reconhecidos como hotspots de biodiversidade.

A determinação quantitativa e qualitativa dos elementos ambientais, associada ao manejo florestal e ao inventário sistemático da fauna silvestre, fornece indicadores consistentes para orientar estratégias de gestão, especialmente quando se consideram táxons endêmicos e ameaçados de extinção. Esses indicadores são amplamente reconhecidos como ferramentas adequadas para monitorar e avaliar a proteção da biodiversidade, permitindo aferir a eficácia das medidas conservacionistas. Estudos demonstram que vertebrados, especialmente aves e mamíferos, são eficientes bioindicadores da integridade ecológica e da funcionalidade de corredores ecológicos.

Volpato e colaboradores (2018) observaram que a diversidade e abundância de aves variam conforme o estágio de regeneração florestal, com espécies especialistas mais frequentes em áreas estruturalmente complexas. De forma semelhante, Campostrini (2021) demonstrou que a presença contínua de primatas e aves endêmicas em áreas conectadas por corredores confirma sua funcionalidade na manutenção do fluxo gênico e dispersão de espécies. Registros sistemáticos obtidos por armadilhas fotográficas, transectos e escuta ativa permitem inferir sobre o estágio de conservação, qualidade e conectividade do habitat.

As variações da fauna silvestre no contexto local e regional ocorrem independentemente das atividades de reflorestamento ou de outras formas de uso do solo, sendo influenciadas pela dinâmica natural dos ambientes e pelas particularidades biológicas de cada espécie ou grupo. Assim, o levantamento de informações sobre a fauna associada aos territórios da Unidade de Negócio Florestal São Paulo é fundamental para gerar conhecimento, dados e recomendações de manejo que fortaleçam ações de conservação, regeneração e enriquecimento dos ecossistemas. A IUCN destaca que o principal objetivo da conservação da biodiversidade é manter a variabilidade genética e a viabilidade das populações na natureza, assegurando a continuidade das interações biológicas e processos ecológicos (ZACARIOTTI *et al.*, 2013). Nesse cenário, indicadores como a presença de espécies endêmicas, raras e ameaçadas têm sido amplamente incorporados em programas de conservação e manejo.

Os registros de espécies endêmicas, raras ou ameaçadas nos núcleos de atuação da empresa são limitados na literatura científica, razão pela qual este estudo se baseia principalmente em monitoramentos biológicos realizados nos principais remanescentes naturais de uma AAVC. Esses monitoramentos têm como foco avaliar os atributos de Alto Valor de Conservação, especialmente aqueles associados às fitofisionomias mais representativas e bem preservadas.

A gestão das AAVCs na empresa envolve um processo estruturado que abrange a identificação e avaliação dos atributos de AVC, a análise das ameaças, a definição da frequência e intensidade dos monitoramentos e a implementação de ações de manejo voltadas à proteção dos atributos. Para o atributo AVC 1, são considerados fragmentos

localizados em Unidades de Conservação de Proteção Integral, Áreas Prioritárias para Conservação de alta ou extremamente alta importância biológica (MMA, 2007), Áreas Importantes para a Conservação das Aves (IBAs) e fragmentos em bom estado de conservação, avaliados por imagens de satélite, com tamanho suficiente para manter áreas core não afetadas pelo efeito de borda. A análise da distribuição de espécies endêmicas, raras e ameaçadas utiliza o banco de dados de biodiversidade da empresa, aplicando o Teste de Grubbs para identificar fragmentos realmente significativos com base em valores extremos de riqueza da fauna, considerando limites de confiança superiores a 95%.

Conforme o Resumo Público do Plano de Manejo Florestal da UNF São Paulo (2024), a empresa identifica impactos e monitora continuamente riscos e ameaças aos atributos de AVC. Entre os principais riscos atribuídos ao atributo AVC 1 estão incêndios florestais, atividades ilegais, invasões, atropelamentos da fauna silvestre, presença de fauna e flora exóticas e manejo inadequado em áreas vizinhas. As ações de mitigação incluem rondas de vigilância, sinalização, registro de ocorrências socioambientais, manutenção de aceiros, controle de espécies vegetais exóticas e programas de sensibilização ambiental. O plano de monitoramento das AAVCs contempla fauna, vegetação, recursos hídricos, prevenção de incêndios e análise de ocorrências, sendo submetido a análise crítica anual e auditorias externas independentes credenciadas pelo FSC, assegurando a eficácia das ações e a manutenção dos atributos de Alto Valor de Conservação.

## **5. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **5.1 Área de estudo: AAVC Vitória**

O presente estudo concentra-se na Fazenda Vitória, pertencente à Suzano S.A, localizada no município de Pilar do Sul, integrante da região Metropolitana de Sorocaba, SP. Essa área está inserida na Mesorregião Macro Metropolitana Paulista e na Microrregião de Piedade, situada na porção sudeste do estado de São Paulo. A propriedade compõe o *Continuum* Florestal da Serra do Paranapiacaba, reconhecido

como um patrimônio natural de relevância inestimável e considerado um dos maiores corredores remanescentes de Mata Atlântica. A fazenda possui uma área total de 6.006,33 hectares, dos quais 2.493,49 hectares são destinados à Área de Alto Valor de Conservação, denominada AAVC Vitória.

A gestão da propriedade é caracterizada pelo modelo de mosaico: a vegetação nativa ocupa a maior parte da área (63,41%), enquanto os talhões de eucalipto representam 29,27% (Figuras 1 e 2). Trata-se de uma área de alta relevância ecológica, onde o fragmento nativo compreende 3.808,64 hectares de Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa), predominantemente em estágio avançado de regeneração. De acordo com o Plano Municipal da Mata Atlântica de 2023, 32,2% do território corresponde a remanescentes florestais, sendo 24,7% de Floresta Ombrófila Densa e 7,2% de Floresta Estacional Semidecidual.

Os solos predominantes na região, conforme classificação de Pfeifer e colaboradores (1986), são Latossolos Vermelho-Amarelos, caracterizados por sua textura argilosa, grande profundidade, boa drenagem e coloração homogênea entre tons de vermelho e amarelo. Esses solos apresentam baixa fertilidade natural, acidez moderada e alta coesão, exigindo práticas de correção química e adubação para uso agrícola eficiente. A presença de óxidos de ferro e alumínio confere estabilidade estrutural e influencia sua coloração típica.

Segundo o sistema de Köppen-Geiger, as características climáticas da região se enquadram na classificação Cfa, definido como subtropical úmido, com verões quentes e chuvosos e invernos amenos, sem estação seca bem definida. Essa configuração climática é típica de regiões do sudeste brasileiro, influenciada pela altitude e pela proximidade de sistemas frontais que atuam durante todo o ano.

A temperatura média anual do município é de 20 °C, apresentando aumento de cerca de 0,8 °C desde 1960, com variações sazonais marcantes. Em 2014, registrou-se a máxima histórica de 38,5 °C. Nos meses mais quentes, entre janeiro e março, as médias diárias alcançam aproximadamente 23 °C, enquanto nos meses mais frios, de junho a agosto, situam-se entre 16 °C e 17 °C. Essa amplitude térmica moderada contribui para a manutenção de um clima agradável ao longo de todo o ano.

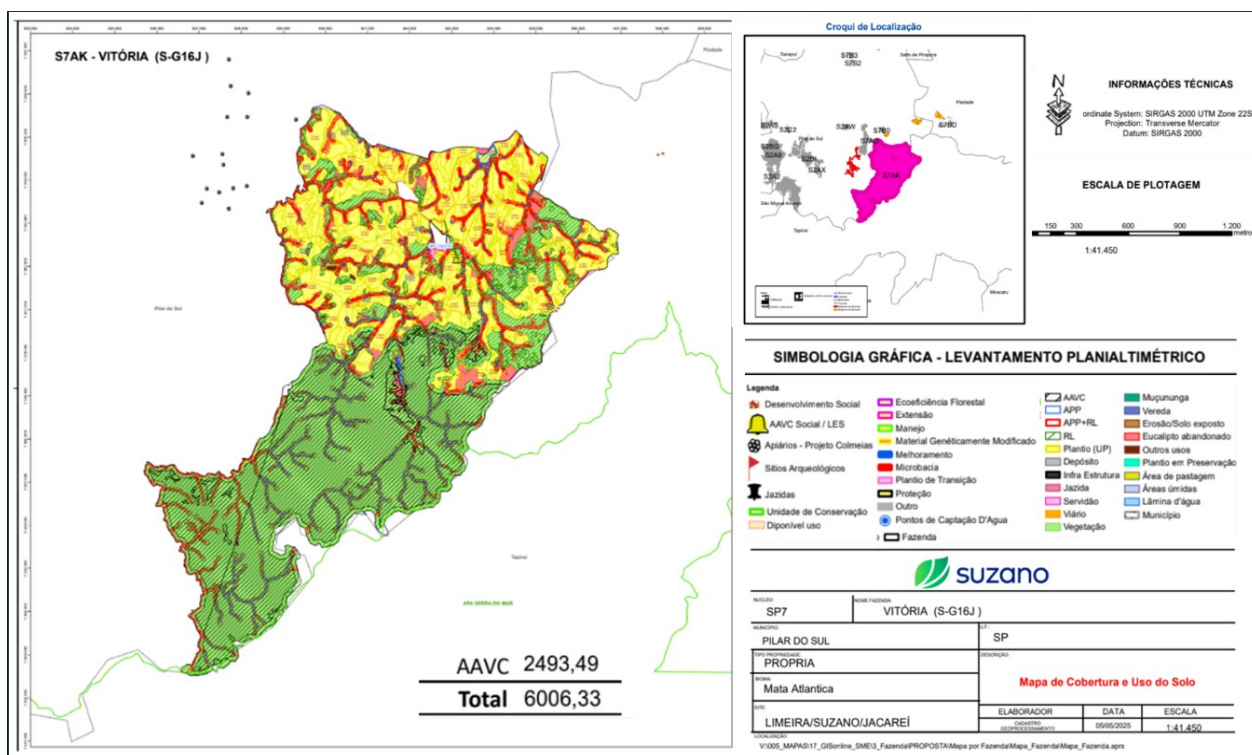
A precipitação anual é bem distribuída em torno de 1.400 a 1.600 mm, mas concentrada no verão. Em janeiro, a média é de aproximadamente 251 mm, enquanto nos meses mais secos, como agosto, a média cai para cerca de 41 mm (WEATHER SPARK, 2025).

Pilar do Sul está localizada na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema, na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI 14). Seus principais rios são o Pinhal, que possui mata ciliar mais preservada, e Turvo, cuja área é majoritariamente antropizada. Esses rios se unem e desaguam no rio Itapetininga, que deságua no rio Paranapanema. Das nascentes situadas em área rural, com 50 metros de APP no entorno, trinta possuem mata ciliar preservada acima de 70%, enquanto cinquenta apresentam mata ciliar inferior a 50% (PILAR DO SUL, 2023).

Nessa perspectiva, a importância da Fazenda Vitória também é reforçada por sua conectividade e por estar situada em uma área prioritária para conservação. A Fazenda encontra-se inserida em uma Área Prioritária para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira (MMA, 2007) e nas Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil (*Important Bird and Biodiversity Areas* IBA). Além disso, é adjacente a relevantes Unidades de Conservação, como a APA da Serra do Mar e o Parque Estadual Carlos Botelho, o que amplia seu papel como corredor ecológico e área-tampão.

Essa representatividade na paisagem, aliada à sua localização estratégica, confere à fazenda fortes indicativos de detenção de Alto Valor de Conservação, especialmente no que se refere ao atributo de AVC 1 Diversidade de Espécies, devido à concentração de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção.

Figura 1 – Mapa da fazenda Vitória.



Fonte: GEOCAT Suzano, maio/2025.

Figura 2 – Registros fotográficos da AAVC Vitória.



Fonte: Suzano 2024, registrado por 2Tree Ambiental.

## 5.2 Protocolos de monitoramento da fauna silvestre

No âmbito do setor florestal, os programas de monitoramentos da biodiversidade estabelecem a sistemática e os protocolos para monitorar a fauna silvestre, tendo como um de seus objetivos avaliar os impactos das operações florestais sobre esses grupos ecológicos. Diante desse cenário, a seleção de bioindicadores constitui um fator crítico. Conforme Burley e Gauld (1995), bioindicadores eficazes devem representar condições ambientais específicas e processos ecológicos relevantes, em vez de presumirem uma representatividade ampla para outros grupos taxonômicos.

A análise da fauna silvestre demonstra que a variação nas comunidades animais ocorre em múltiplas escalas espaciais e temporais, sendo influenciada tanto por processos naturais quanto por fatores antrópicos, como o uso e a configuração da paisagem.

A integração entre os dados gerados pelos monitoramentos de biodiversidade e seus planos de manejo florestal visa não apenas cumprir normas regulatórias e compromissos obrigatórios e voluntários, mas também orientar a tomada de decisão com base científica, promovendo uma abordagem de produção florestal alinhada aos princípios da sustentabilidade ecológica e da conservação da biodiversidade.

Para Bispo e colaboradores (2016), o monitoramento padronizado de comunidades de aves permite detectar alterações na composição e abundância das espécies ao longo do tempo. Outro fator relevante é a presença, ausência ou abundância de determinadas espécies de aves em um local pode indicar o estado de conservação do ambiente sendo, portanto, indicadores confiáveis da qualidade ambiental (BARLOW *et al.*, 2007; BRITO JUNIOR, 2013).

Os mamíferos, em geral, apresentam elevada mobilidade e tendem a evitar o contato com seres humanos, o que torna seu monitoramento um desafio que exige o uso de estratégias específicas de amostragem. Para as espécies de médio e grande porte, são empregados diversos métodos de detecção, que possibilitam a obtenção de dados sobre sua ocorrência e padrões de atividades (PEREIRA *et al.*, 2012).

Monitorar mamíferos é essencial, dado que diversas espécies apresentam elevada sensibilidade às ações antrópicas. Conforme destacado por Rija *et al.* (2020), o aumento dessas pressões pode resultar em declínios populacionais significativos.

Em consonância com essas abordagens, os programas de monitoramento da biodiversidade no setor florestal utilizam como indicadores dois grandes grupos ecológicos: as aves e os mamíferos de médio e grande porte.

### **5.2.1 Protocolo de monitoramento 2018**

No ano de 2018, a empresa realizou o monitoramento de aves ao longo de cinco dias contínuos, no período de transição entre a seca e o início das chuvas (setembro) e consistiu em doze pontos fixos na vegetação nativa da AAVC Vitória (Figura 3) para registros visuais e sonoros em locais previamente estabelecidos, respeitando um espaçamento mínimo de 200 metros entre os pontos (RALPH *et al.*, 1995).

A coleta de dados ocorreu nas três primeiras horas após o nascer do sol. Em cada ponto amostral, o observador permaneceu por 15 minutos, registrando as espécies de aves detectadas e o número de contatos obtidos. Cada contato é equivalente a uma detecção (visual e/ou auditiva) de determinada espécie em um ponto. Aves que apenas sobrevoaram a área do ponto não foram consideradas. Casais e grupos foram contabilizados como um único contato.

Para favorecer a detecção de determinadas espécies, com fins de identificação, utilizou-se a técnica de *playback*, que consiste na reprodução de vocalizações previamente gravadas. Além disso, foram realizadas buscas ativas noturnas, com duração mínima de 60 minutos, logo após o pôr do sol ou antes do amanhecer. Essa amostragem foi conduzida com o auxílio de lanternas e aplicação do *playback*, onde o pesquisador reproduziu as vocalizações de aves noturnas com provável ocorrência na localidade, visando estimular respostas sonoras e/ou aproximação de espécimes presentes. Foram utilizadas as gravações de corujas (Strigidae e Tytonidae), bacuraus (Caprimulgidae) e urutaus (Nyctibiidae).

Para os mamíferos terrestres de médio e grande porte, foram aplicadas três estratégias: transecção de pegadas com extensão fixa, armadilhamento fotográfico e busca ativa por indivíduos, realizadas nos mesmos dias das aves.

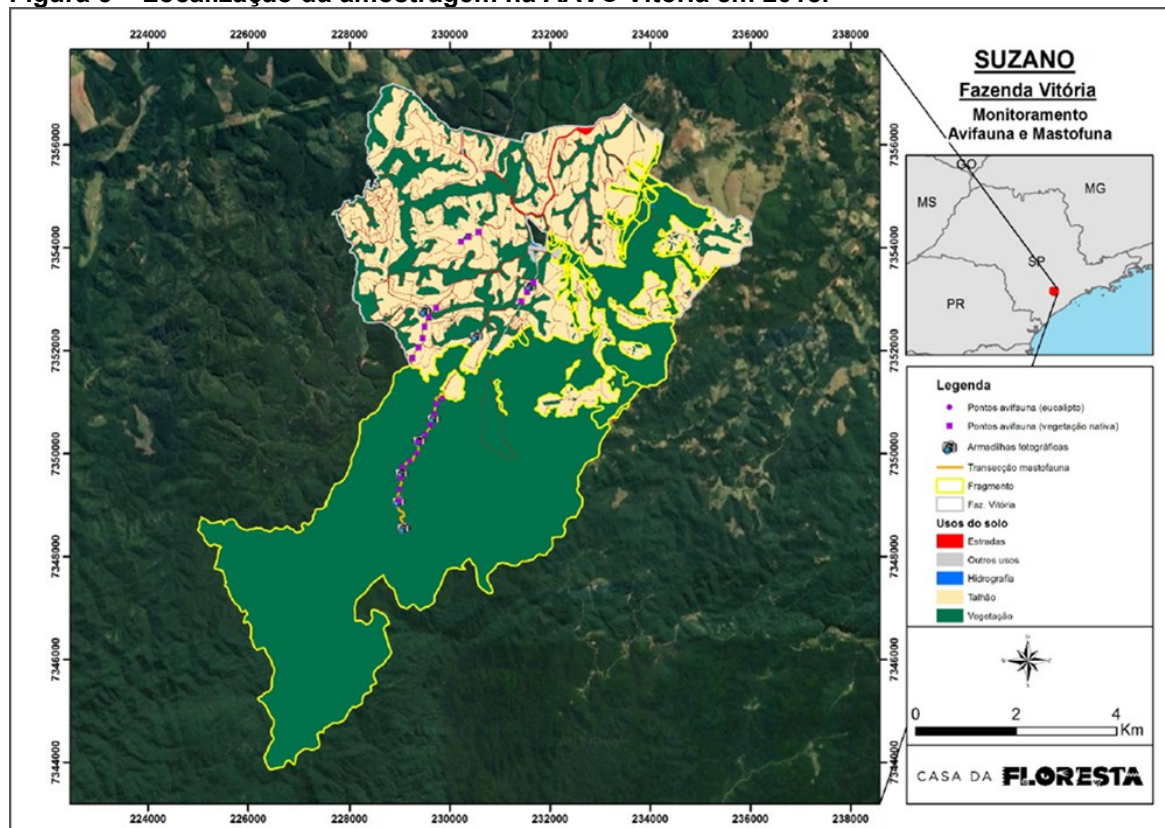
Na busca ativa, percorreram-se estradas e carregadores da fazenda, a pé ou de automóvel, durante as primeiras horas da manhã e no período noturno, com o objetivo de localizar animais ou sinais de sua presença, como pegadas, fezes e outros indícios.

As transecções tiveram como finalidade identificar vestígios diretos ou indiretos de mamíferos. Essas transecções foram realizadas exclusivamente a pé, com comprimento fixo de 500 metros, posicionadas no interior da vegetação nativa e/ou em suas bordas, totalizando 1.500 metros percorridos no remanescente nativo.

O armadilhamento fotográfico consistiu na instalação de câmeras digitais a aproximadamente 40 cm do solo, preferencialmente em locais com características favoráveis ao uso do habitat por mamíferos, como carreiros, tocas, cursos d'água e áreas de alimentação (Figura 3). Como atrativo, foram utilizadas iscas compostas por calabresa, banana nanica, laranja e sal grosso, visando estimular olfativamente e atender à dieta de diferentes espécies. Ao todo, foram instaladas cinco armadilhas fotográficas na vegetação nativa, que permaneceram em funcionamento contínuo por cinco noites (24 horas cada), totalizando 600 horas.

Foram considerados válidos apenas os registros acompanhados de imagens que possibilitasse a identificação da espécie ou de partes reconhecíveis. Para minimizar duplicidades, optou-se por descartar sequências fotográficas contínuas, estabelecendo um intervalo mínimo de uma hora entre registros da mesma espécie para contabilizar um novo evento. Essa prática contribui para evitar a superestimação dos dados, garantindo maior precisão nas análises.

Figura 3 – Localização da amostragem na AAVC Vitória em 2018.



Fonte: Casa da Floresta Ambiental.

A empresa, em parceria com o Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa (UFV), promoveu a revisão do protocolo de monitoramento da fauna silvestre, com o propósito de ampliar a sensibilidade do sistema na detecção de padrões ecológicos relevantes. A iniciativa também buscou aprimorar a avaliação das respostas dos diferentes grupos faunísticos aos componentes da paisagem, com ênfase nas áreas de reflorestamento com eucalipto, representativas das florestas plantadas.

A partir dessas diretrizes, o protocolo revisado passa a considerar as seguintes premissas:

- Definição clara e objetiva das variáveis de monitoramento, contemplando a variabilidade ambiental e sazonal;
- Inclusão de áreas-controle, permitindo diferenciar os efeitos de ambientes naturais daqueles associados aos plantios florestais sobre a fauna;

- Consideração de espécies ameaçadas e de interesse para a conservação, em conformidade com os critérios de certificações de manejo florestal;
- Atendimento aos requisitos legais associados ao monitoramento e manejo da fauna, bem como às exigências de certificações e a outros compromissos obrigatórios e voluntários assumidos pela empresa;
- Contribuição em escala da paisagem, por meio do monitoramento de fragmentos de vegetação nativa com potencial para aquisição de atributos de Alto Valor de Conservação, gerando subsídios técnicos para a revisão e atualização das Áreas de Alto Valor de Conservação.

A revisão metodológica baseou-se na integração entre dados de fauna e variáveis estruturais da paisagem, permitindo uma análise mais abrangente das relações ecológicas, a identificação de potenciais impactos e a definição de áreas prioritárias para conservação. Esse refinamento metodológico fornece informações mais consistentes para subsidiar a tomada de decisão e o planejamento de ações de manejo em horizontes de curto, médio e longo prazo, fortalecendo as estratégias de conservação da biodiversidade.

Adicionalmente, a abordagem adotada dialoga com o modelo conceitual proposto por John Woodley e colaboradores (1993), que descreve a organização dos ecossistemas em função dos diferentes níveis de interferência antrópica. De acordo com esse referencial, ambientes com baixa intervenção humana tendem a apresentar maior variabilidade estrutural e funcional, podendo exibir diferentes níveis de riqueza de espécies mesmo na ausência de distúrbios, em função da variabilidade ecológica intrínseca entre regiões. Por outro lado, o aumento da pressão antrópica está associado à simplificação dos sistemas ecológicos, caracterizada pela redução da complexidade, menor diversidade e predominância de espécies mais tolerantes a distúrbios.

A incorporação desse embasamento teórico ao monitoramento de fauna possibilita uma interpretação mais consistente dos efeitos do manejo florestal sobre a biodiversidade, além de orientar decisões estratégicas voltadas à manutenção da resiliência ecológica em paisagens produtivas.

Para atender a essas premissas, tornou-se necessário gerar conhecimento técnico-científico consistentes, além de favorecer a incorporação sistemática dos resultados ao

processo decisório da gestão ambiental. Entre as principais mudanças metodológicas, destaca-se a reformulação do delineamento amostral, que passou a utilizar unidades espaciais hexagonais de 20 hectares.

A adoção de unidades hexagonais constitui uma abordagem consolidada em diferentes estudos espaciais, em função de sua eficiência na representação da heterogeneidade da paisagem e na padronização das unidades amostrais (MATTEUCCI & SILVA, 2005; BERTOLO *et al.*, 2009; RIBEIRO, 2013; PIMENTA *et al.*, 2014). Nesse cenário, foi aplicada análise de agrupamento (cluster), por meio do método *k-means*, com o objetivo de classificar os hexágonos com base na proporção de três categorias de uso e cobertura do solo:

- Florestas plantadas: áreas ocupadas por cultivos de eucalipto;
- Formações naturais: áreas com vegetação nativa, independente da fitofisionomia, estágio de regeneração ou estado de conservação;
- Formações antrópicas: áreas com intervenções humanas distintas dos plantios florestais.

O delineamento amostral foi estruturado inteiramente ao acaso (DIC), em esquema fatorial 3x2, considerando três níveis de formações naturais e dois níveis referentes à presença e ausência de florestas plantadas. Esse arranjo amostral resultou em seis tratamentos (T1 a T6), com possibilidade de replicação espacial em todas as Unidades de Negócio Florestal da empresa.

Os hexágonos inseridos nas AAVCs, detentoras do atributo AVC 1, serão obrigatoriamente incluídos no planejamento amostral das campanhas de coleta de dados primários.

O monitoramento em campo será realizado por meio de duas campanhas anuais, com periodicidade semestral, contemplando a estação seca e a estação chuvosa. Em cada ano, serão obtidas 24 réplicas amostrais, distribuídas entre os seis tratamentos, com quatro réplicas por tratamento (duas por campanha). Ao final de um ciclo de três anos, serão geradas informações referentes a 72 unidades amostrais (hexágonos), permitindo análises comparativas robustas entre os diferentes contextos da paisagem.

Outra alteração metodológica consistiu na inclusão da herpetofauna (anfíbios anuros e répteis) como grupo bioindicador. A bioma Mata Atlântica destaca-se por sua

elevada riqueza e endemismo de anfíbios anuros, com mais de 600 espécies registradas (ROSSA-FERES *et al.*, 2011; SILVA, 2017). Essa diversidade é tão significativa que o país é reconhecido como detentor da maior variedade de espécies de anuros em escala mundial (ROSSA-FERES *et al.*, 2011; SEGALLA *et al.*, 2021).

Os répteis também apresentam elevado potencial como bioindicadores, em função de suas características ecológicas e fisiológicas, como ectotérmica e metabolismo relativamente baixo, que influenciam sua sensibilidade a alterações ambientais e à exposição a contaminantes. Por esse motivo, têm sido cada vez mais empregados em estudos voltados aos efeitos ecotoxicológicos (SILVA *et al.*, 2020). No caso da Mata Atlântica, são conhecidas mais de 300 espécies de répteis, o que corresponde a 35,37% das espécies registradas em território nacional, com predominância de quelônios. Apesar dos avanços no conhecimento sobre o estado de conservação desses organismos, ainda há lacunas significativas de informação em diversas áreas de ocorrência do bioma (TOZETTI *et al.*, 2017).

### **5.2.2 Protocolo de monitoramento 2024**

Em 2024, foi implementado na AAVC Vitória o novo monitoramento de aves, conduzido ao longo de um dia consecutivo durante o período seco (maio e junho). O protocolo consistiu em quatro pontos fixos estabelecidos em um hexágono de 20 hectares de formação natural (vegetação nativa), representado pelo tratamento T3 (Figura 4). Cada ponto foi monitorado por 15 minutos, com espaçamento mínimo de 200 metros entre eles, assegurando a independência dos dados coletados. As observações foram realizadas nas primeiras três horas da manhã, a partir do nascer do sol, período em que as aves apresentam maior atividade (VIELLIARD *et al.*, 2010).

Complementarmente, foram realizados registros ocasionais, tanto visuais quanto auditivos, em diferentes locais e horários. Também foram consideradas as aves eventualmente flagradas pelas armadilhas fotográficas utilizadas no monitoramento da mastofauna. Sempre que possível, anotaram-se observações adicionais sobre o comportamento das espécies, os ambientes frequentados e evidências de reprodução.

Para mamíferos terrestres de médio e grande porte foram contemplados apenas espécies com peso corporal superior a 1,0 kg (ROCHA & DALPONTE, 2006), incluindo os primatas. A amostragem sistemática desse grupo foi realizada por meio de metodologias complementares, como o armadilhamento fotográfico, a busca ativa com uso de *playback* para primatas e a transecção de rastros (NICHOLS & CONROY, 1996). A adoção de técnicas múltiplas é essencial nos estudos de mamíferos de maior porte, uma vez que espécies com diferentes hábitos e densidades populacionais apresentam distintos níveis de detectabilidade.

O armadilhamento fotográfico consistiu na instalação de duas câmeras fotográficas no hexágono, durante um período de 30 noites, totalizando 1.440 horas. As câmeras foram posicionadas em trilhas de animais e em locais com maior probabilidade de registro (CHEIDA & RODRIGUES, 2010). Os equipamentos foram fixados em árvores a cerca de 30 cm do solo e programados para operar ininterruptamente, 24 horas por dia, registrando 3 imagens a cada disparo. Para assegurar a independência dos registros de uma mesma espécie, considerou-se válido apenas o intervalo superior a uma hora entre ocorrências (KASPERK *et al.*, 2007), evitando a superestimativa dos dados, que poderia influenciar análises de abundância e frequência (SOARES *et al.*, 2013). Ressalta-se que não foi utilizada qualquer forma de isca para a atração dos animais.

A busca ativa com *playback* específico para primatas consistiu na emissão de vocalizações das espécies-alvo a cada 200 e 400 metros. Os percursos foram realizados em acessos ou trilhas pré-existentes dentro do hexágono, durante quatro horas de amostragem no período diurno. As caminhadas foram conduzidas de forma lenta, a uma velocidade aproximada de 1 km/h, visando reduzir ao máximo a produção de ruídos.

As transecções de rastros envolveram a busca por registros diretos como avistamentos e vocalizações e indiretos, incluindo pegadas e fezes, no hexágono amostrado (ROCHA & DALPONTE, 2006). As atividades foram realizadas preferencialmente em locais com substrato favorável à impressão dos rastros.

Todos os vestígios encontrados foram identificados e anotados em caderneta de campo. No caso de pegadas, fezes e carcaças, procedeu-se também ao registro fotográfico, utilizando um objeto de referência para escala. Além disso, foram obtidos

registros ocasionais de forma não sistemática, os quais, embora considerados válidos quando devidamente identificados.

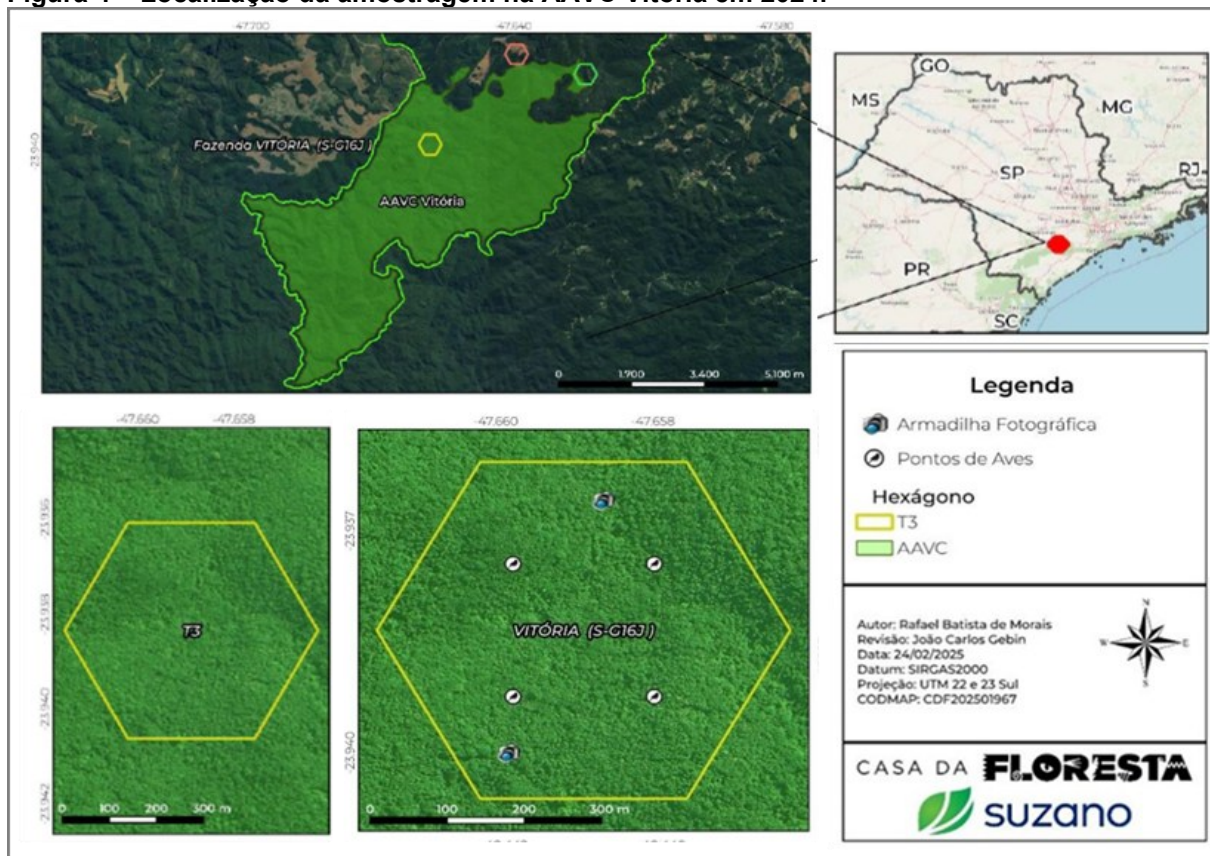
A amostragem da herpetofauna foi conduzida ao longo de um dia consecutivo pelo método de procura ativa limitada por tempo, aplicada tanto em períodos diurnos quanto noturnos, dentro dos limites do hexágono. Esse procedimento consistiu em percorrer trajetos previamente definidos durante intervalos fixos, registrando o número de indivíduos de cada espécie identificados visualmente ou por meio de vocalizações. No caso dos anfíbios, cada espécie apresenta vocalização própria, característica que garante precisão na identificação (FREITAS & SILVA, 2007). Assim, os registros sonoros foram contabilizados, permitindo estimar o número de machos em atividade de vocalização, especialmente quando em coro.

Para padronizar o esforço amostral, cada percurso foi realizado de forma contínua e lenta, com duração de uma hora no período diurno e outra no período noturno, totalizando duas horas de amostragem. As buscas ocorreram em acessos ou trilhas existentes, em áreas de vegetação nativa, bem como ao longo de riachos, córregos, margens de lagoas e poças, priorizando locais propícios à ocorrência da herpetofauna. Foram inspecionados folhiço, troncos caídos, ocos de árvores, abrigos naturais, pedras e vegetação arbustiva e arbórea, utilizando-se um gancho herpetológico para auxiliar nos vasculhamentos (HEYER *et al.*, 1994).

As buscas diurnas foram realizadas nos horários mais quentes do dia, entre 10h e 16h, enquanto as noturnas ocorreram entre 18h e 24h. Dessa forma, contemplaram-se tanto os anfíbios, que apresentam maior atividade na primeira metade da noite, quanto os répteis, cujos padrões de atividade variam conforme o ambiente, destacando-se os lagartos que utilizam a exposição ao sol para regulação metabólica.

Sempre que possível, foram registradas observações adicionais sobre comportamento, evidências de reprodução e demais informações relevantes, além de registros fotográficos ou sonoros das espécies observadas. Indivíduos encontrados de forma não sistemática, durante outras atividades da equipe de campo, foram considerados registros ocasionais ou oportunistas.

Figura 4 – Localização da amostragem na AAVC Vitória em 2024.



Fonte: Casa da Floresta Ambiental.

### 5.3 Análise dos dados entre os monitoramentos de 2018 e 2024

Um grande desafio na metodologia é a comparação dos dados dos monitoramentos de fauna silvestre de 2018 e 2024, equalizando com a evolução do novo Padrão de Manejo Florestal do FSC para Plantações no Brasil (Tabela 1).

Historicamente, os programas de monitoramento de fauna silvestre no setor florestal brasileiro, evoluíram a partir de levantamentos descritivos de ocorrência. O monitoramento na Fazenda Vitória em 2018 refletiu este modelo inicial, assim como nos anos anteriores, que não estão sendo explorados neste estudo, mas é importante mencionar como era realizada pelo setor florestal a análise da conservação da biodiversidade, anteriormente as novas diretrizes do Padrão FSC 2025.

O novo Padrão do FSC estabeleceu um critério de monitoramento mais rigoroso (Critério 9.4.1), que determina que o monitoramento periódico deve avaliar a implementação das estratégias, o estado dos atributos de AVCs e das AAVCs, bem como a eficácia das estratégias e ações de manejo na proteção, manutenção e/ou melhoria desses atributos.

Nesse cenário, a metodologia desse trabalho fundamenta-se na análise dos registros de ocorrências das espécies de fauna silvestre da área de estudo, a partir dos quais foi elaborada uma lista da composição das espécies com a nomenclatura científica.

As campanhas de campo, a identificação das espécies incluindo informações de endemismo, os registros fotográficos e a elaboração dos mapas de localização foram conduzidos por profissionais/pesquisadores da empresa contratada Casa da Floresta Ambiental.

Para a avifauna, as classificações taxonômicas e a nomenclatura seguiram as resoluções recentes do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (Pacheco *et al.*, 2021). A identificação e categorização dos táxons migratórios basearam-se em Somenzari e colaboradores (2018) e Barbosa (2020), enquanto os endemismos foram definidos conforme Bencke e colaboradores (2006). As guildas alimentares foram classificadas de acordo com Wilman e colaboradores (2014), complementadas pelo conhecimento especializado do pesquisador. A dependência do ambiente florestal foi categorizada com base em Silva (1995) e Bregman colaboradores (2014), e a sensibilidade à perturbação antrópica seguiu os critérios propostos por Stotz e colaboradores (1996).

Para mastofauna, as classificações taxonômicas e a nomenclatura seguiram a resolução recente da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (*et al.*, 2024), que também foi utilizada para a definição dos padrões de endemismo. Os atributos relacionados à preferência de habitat foram compilados a partir das Avaliações do Estado de Conservação de Ungulados (ICMBIO, 2012) e de Carnívoros (ICMBIO, 2013). Já os atributos de dieta e forma de locomoção foram extraídos da Lista Anotada de Mamíferos do Brasil, 2ª edição (PAGLIA *et al.*, 2012).

E para herpetofauna, a nomenclatura adotada seguiu as listas taxonômicas oficiais da Sociedade Brasileira de Herpetologia (SEGALLA *et al.*, 2021; GUEDES *et al.*, 2023),

complementadas pela identificação com apoio de guias de referências científicas, tais como Anfíbios da Mata Atlântica (HADDAD *et al.*, 2013), Guia de Campo dos Anuros do Pantanal e Planaltos de Entorno (UETANABARO *et al.*, 2008), Serpentes do Cerrado (Marques *et al.*, 2015), Serpentes do Pantanal (MARQUES *et al.*, 2005), Serpentes da Mata Atlântica (MARQUES *et al.*, 2019). Também foram utilizados guias sonoros, incluindo o Guia Interativo dos Anfíbios Anuros do Cerrado, Campo Rupestre e Pantanal (TOLEDO *et al.*, 2007), o Guia Sonoro de Anfíbios da Mata Atlântica (TOLEDO *et al.*, 2021), além de bases científicas online, como Amphibian Species of the World (FROST, 2024) e The Reptile Database (UETZ *et al.*, 2023).

As informações quanto ao grau de endemismo, hábito, habitat e ambiente reprodutivo foram compiladas a partir da literatura mais atualizada, abrangendo tanto anfíbios anuros (HADDAD *et al.*, 2013; ROSSA-FERES *et al.*, 2017; SEGALLA *et al.*, 2021;) quanto répteis (TOZETTI *et al.*, 2017; NOGUEIRA *et al.*, 2011; UETZ *et al.*, 2023).

Para evidenciar os registros das espécies endêmicas, foi utilizado o diagrama de Venn como ferramenta analítica complementar para sintetizar e comparar a composição das espécies. Sua aplicação permitiu visualizar de forma objetiva a sobreposição e a exclusividade de espécies entre os anos, facilitando a identificação de padrões de persistência, turnover e estabilidade temporal da comunidade. Esse tipo de representação gráfica é amplamente empregado em estudos de ecologia de comunidades por permitir a comparação direta entre conjuntos biológicos distintos, especialmente quando se busca avaliar mudanças na composição de espécies ao longo do tempo (COLWELL & CODDINGTON 1994; MAGURRAN 2004; BEGON *et al.*, 2006; LEGENDRE & LEGENDRE, 2012; GOTELLI & ELLISON, 2013). No presente estudo, o diagrama de Venn foi aplicado para:

- Quantificar o número de espécies exclusivas de cada período, evidenciando possíveis variações temporais associadas a fatores ambientais, metodológicos ou comportamentais;
- Identificar o núcleo de espécies recorrentes, ou seja, aquelas registradas em ambos os anos, permitindo inferências sobre persistência populacional e estabilidade mínima de habitat;

- Comparar grupos taxonômicos distintos, como aves e mamíferos, destacando diferenças na detectabilidade e na sensibilidade temporal entre eles;
- Apoiar a interpretação dos resultados, fornecendo uma visualização clara e direta da dinâmica da fauna endêmica e facilitando a comunicação científica dos achados.

Sobre o estado de conservação das espécies e suas respectivas categorias de ameaça foi determinado com base na lista de Fauna Ameaçada do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2018), na Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (BRASIL, 2022) e na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza, versão 2025.1 (IUCN, 2025). Foram consideradas como espécies ameaçadas de extinção apenas aquelas enquadradas nas categorias “ criticamente Ameaçada ” (CR), “ Em Perigo ” (EN) e “ Vulnerável ” (VU), conforme os critérios da IUCN. Espécies classificadas como “ Quase Ameaçada ” (NT) não são reconhecidas como ameaçadas de extinção e, portanto, não foram incluídas nas análises, em conformidade com as diretrizes da IUCN.

A similaridade da composição de espécies entre os períodos amostrais foi avaliada por meio do Índice de Jaccard (J), amplamente utilizado em estudos ecológicos para a comparação de comunidades com base em dados de presença e ausência de espécies (JACCARD, 1912; KOLEFF; GASTON; LENNON, 2003). Esse índice é considerado uma métrica clássica de  $\beta$ -diversidade, permitindo quantificar o grau de compartilhamento de espécies entre dois conjuntos amostrais ao longo do espaço ou do tempo.

O Índice de Jaccard é calculado a partir da razão entre o número de espécies comuns a ambos os períodos amostrais e o número total de espécies registradas em pelo menos um deles, conforme a equação:

$$J = \frac{a}{a + b + c}$$

Em que *a* representa o número de espécies presentes em ambos os períodos, “*b*” corresponde às espécies exclusivas do primeiro período e “*c*” às espécies exclusivas do segundo período (MAGURRAN, 2004). Os valores do índice variam entre 0 e 1, sendo 0 indicativo de ausência de espécies compartilhadas e 1 representativo de composição idêntica entre as amostras.

Os dados originais foram convertidos em uma matriz binária de presença/ausência, atribuindo-se o valor 1 para presença da espécie e 0 para ausência em cada período amostral. O índice foi calculado separadamente para os diferentes grupos taxonômicos, permitindo avaliar variações na similaridade composicional ao longo do tempo.

As análises foram conduzidas no ambiente estatístico R, utilizando rotinas desenvolvidas especificamente para o cálculo do índice de Jaccard e para a organização dos dados por grupo taxonômico. A representação gráfica dos resultados foi realizada por meio de gráficos de barras, com valores padronizados no intervalo entre 0 e 1, conforme recomendado na literatura para índices de similaridade (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012).

A aplicação do Índice de Jaccard mostrou-se adequada para a avaliação temporal da composição de espécies, especialmente em contextos de monitoramento ecológico, uma vez que permite identificar padrões de substituição faunística e subsidiar interpretações relacionadas à efetividade dos protocolos de amostragem empregados no acompanhamento do atributo AVC 1 Diversidade de Espécies.

**Tabela 1 – Síntese do esforço amostral.**

<b>Grupo Faunístico</b>	<b>Parâmetros</b>	<b>2018 (Inicial)</b>	<b>2024 (Atual)</b>
<b>Aves</b>	Período	5 dias contínuos	1 dia contínuo
	Época	Estação seca e início das chuvas (setembro)	Estação seca (maio e junho)
	Método	Busca ativa	Busca ativa
	Intensidade Amostral	12 pontos fixos de observação e escuta com <i>playback</i>	4 pontos fixos de observação dentro de um hexágono de 20 hectare
<b>Mamíferos</b>	Período	5 dias contínuos	30 dias contínuos
	Época	Estação seca e início das chuvas (setembro)	Estação seca (maio e junho)
	Método	Transecção de pegadas, armadilhamento fotográfico e busca ativa	Transecção de pegadas, armadilhamento fotográfico e busca ativa
	Intensidade Amostral	5 câmeras x 5 dias = 600 horas	2 câmeras x 30 dias = 1.440 horas
<b>Anfíbios e Répteis</b>	Período	Não houve monitoramento	1 dia contínuo diurno e noturno dentro de um hexágono de 20 hectare
	Época		Estação seca (maio e junho)
	Método		Busca ativa limitada por tempo
	Intensidade Amostral		2 horas de esforço de procura ativa (1 h diurna + 1 h noturna), em um único dia consecutivo

## **6. RESULTADOS**

### **6.1 Resultados e análise da similaridade da composição de espécies**

As análises evidenciaram diferenças tanto na riqueza de espécies quanto na composição taxonômica entre os períodos amostrais avaliados. Em 2018, foram registradas 99 espécies, distribuídas entre 88 aves e 11 mamíferos. Em 2024, a riqueza total foi de 75 espécies, sendo 62 aves, 9 mamíferos e 4 anfíbios (Anexo A, Figuras 5 e 6, Tabela 2), alterações dessa natureza são comuns em estudos de monitoramento faunístico de longo prazo e podem refletir tanto mudanças ecológicas reais quanto diferenças associadas ao delineamento amostral e ao esforço de amostragem empregado (MAGURRAN, 2004; LEGENDRE & LEGENDRE, 2012).

A similaridade da composição de espécies entre os dois períodos foi avaliada por meio do Índice de Jaccard (J), calculado separadamente para cada grupo taxonômico, permitindo comparações específicas da dinâmica temporal das comunidades (Tabela 3 e Figura 7). Para o grupo das aves, observou-se a maior discrepância no número de

espécies registradas entre os anos, o que sugere que o esforço amostral não foi equivalente entre as campanhas. Essa diferença pode estar associada a fatores metodológicos, como menor esforço de amostragem em 2024, variações sazonais entre os períodos de coleta, redução no número de pontos de observação ou ainda mudanças na equipe de observadores, aspectos reconhecidos como determinantes na detecção de espécies, especialmente em comunidades de aves (BIBBY *et al.*, 2000; THOMPSON, 2004; MACLEOD *et al.*, 2011).

Em contraste com o observado para as aves, a detecção de mamíferos de médio e grande porte manteve-se relativamente estável entre os períodos avaliados, sugerindo maior consistência do protocolo aplicado e maior sensibilidade metodológica para esse grupo taxonômico. Ainda assim, foram registradas 06 espécies exclusivas em 2018, *Didelphis aurita* (gambá-de-orelha-preta), *Leopardus wiedii* (gato-maracajá), *Mazama americana* (veado-mateiro), *Mazama gouazoubira* (veado-catingueiro), *Mazama sp.* (veado) e *Sapajus nigritus* (macaco-prego). Enquanto em 2024 não houve registro de espécies exclusivas desse período.

Nos dois anos avaliados, 05 espécies apresentaram registros recorrentes, evidenciando persistência temporal: *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato), *Eira barbara* (irara), *Procyon cancrivorus* (mão-pelada), *Puma concolor* (onça-parda) e *Tapirus terrestris* (anta).

*Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato) é um meso-carnívoro generalista cuja ampla tolerância ambiental favorece sua permanência em ambientes florestais fragmentados, sendo frequentemente uma das espécies mais detectadas em estudos de longo prazo na Mata Atlântica, o que reforça sua resiliência ecológica e capacidade de persistência em paisagens antropizadas. Estudos multianuais demonstram que a espécie mantém padrões consistentes de atividade noturna e apresenta elevada frequência de registros ao longo dos anos, indicando estabilidade populacional mesmo em áreas montanhosas e protegidas do bioma. Além disso, análises espaço-temporais mostram que a espécie ajusta seu uso do habitat conforme o nível de distúrbio humano, o que explica sua recorrência em levantamentos realizados em diferentes anos (SANTOS *et al.*, 2024; SANTANA *et al.*, 2025).

*Eira barbara* (irara) apresenta hábitos predominantemente diurnos e forte associação a florestas bem conservadas, sendo considerada uma espécie sensível a gradientes altitudinais e à proximidade de áreas antropizadas. Por esse motivo, seus registros recorrentes funcionam como indicativo de qualidade ambiental mínima nos remanescentes avaliados. Estudos conduzidos na Serra da Mantiqueira demonstram que a irara reduz sua frequência de ocorrência em altitudes elevadas e em locais próximos a construções humanas, reforçando seu papel como bioindicadora de ambientes florestais íntegros. A repetição de registros em diferentes anos sugere que os fragmentos monitorados mantêm condições adequadas para a espécie, mesmo diante de pressões antrópicas crescentes (LIMA, 2018; LIMA *et. al.*, 2020).

*Procyon cancrivorus* (mão-pelada) é um procionídeo associado a ambientes úmidos e florestais, cuja ocupação é positivamente influenciada pela presença de cobertura florestal, o que explica sua recorrência em áreas de Mata Atlântica com remanescentes contínuos ou conectados por matas ciliares. Estudos comparativos mostram que a espécie apresenta atividade predominantemente noturna e tolerância moderada a alterações antrópicas, embora dependa de ambientes com disponibilidade hídrica e vegetação estruturada. Inventários de longo prazo no Sul e Sudeste do Brasil apontam *P. cancrivorus* como uma das espécies mais registradas em armadilhas fotográficas, evidenciando sua persistência temporal em paisagens fragmentadas do bioma (DUTRA DA SILVA, 2019; DUTRA *et al.*, 2023; BIOTA NEOTROPICA 2024).

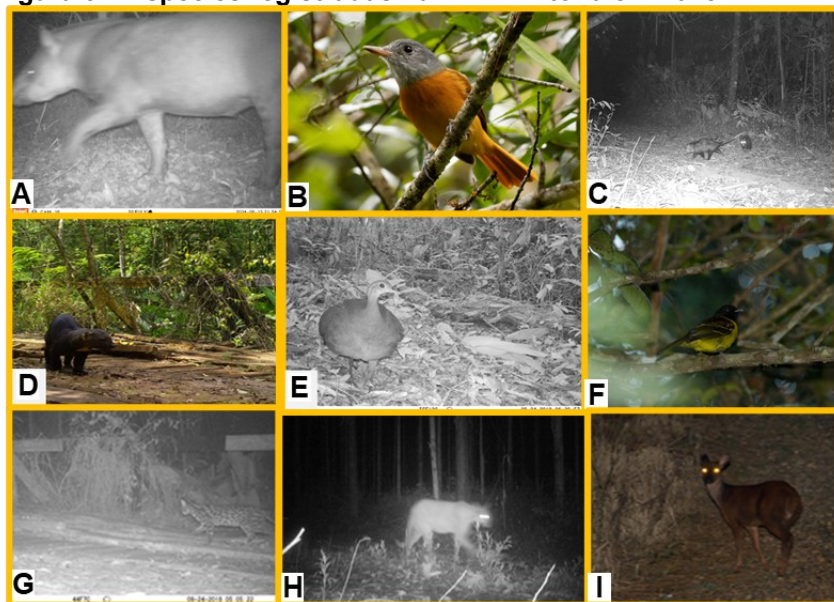
*Puma concolor* (onça-parda) é o maior predador ainda amplamente distribuído na Mata Atlântica, desempenhando papel crucial na regulação de populações de herbívoros e mesocarnívoros, sendo considerada espécie-chave para a manutenção do equilíbrio ecológico do bioma. Modelagens de distribuição indicam que a região Sudeste da Mata Atlântica, especialmente áreas influenciadas pela Serra do Mar, apresenta alta adequabilidade ambiental para a espécie, o que explica sua recorrência em levantamentos realizados em diferentes anos no estado de São Paulo. A presença contínua da espécie também indica conectividade mínima entre fragmentos, uma vez que necessita de grandes áreas para deslocamento e manutenção de populações viáveis (ICMBIO, 2020; GOMES-SILVA & LEAL, 2021)

*Tapirus terrestris* (anta), maior herbívoro terrestre da América do Sul, exerce papel fundamental como dispersora de sementes, influenciando a estrutura e a regeneração da vegetação da Mata Atlântica, o que torna seus registros recorrentes especialmente relevantes para a conservação do bioma. Estudos experimentais demonstram que a espécie regula a diversidade de plantas e contribui para o equilíbrio entre áreas de alta e baixa produtividade, reforçando sua importância ecológica e a necessidade de monitoramento contínuo de suas populações. Pesquisas de modelagem de distribuição mostram que a espécie depende de grandes áreas contínuas e de florestas maduras, o que torna sua persistência ao longo dos anos um indicador de qualidade ambiental e conectividade funcional dos remanescentes avaliados (KEUROGHLIAN & EATON, 2001; NORRIS, 2014; PAOLUCCI *et al.*, 2018).

**Tabela 2 – Parâmetros e resultados dos monitoramentos de fauna silvestre.**

Parâmetros		2018 (Inicial)	2024 (Atual)
Riqueza de espécies	Anfíbios	00	04
	Aves	88	62
	Mamíferos	11	09
	Total de espécies	99	75
Endemismo Mata Atlântica	Anfíbios	00	02
	Aves	33	30
	Mamíferos	00	00
	Total de espécies	33	32
Espécies ameaçadas de extinção	IUCN	01 (VU)	02 (VU)
	Brasil (ICMBio)	02 (VU)	02 (VU)
	São Paulo	01 (EN) e 07 (VU)	05 (VU)
Aves Sensibilidade à perturbação antrópica	Alta	09	07
	Baixa	25	19
	Média	54	36
Aves Dependência do ambiente florestal	Dependente	65	41
	Independente	07	08
	Semidependente	16	13
Aves Migratórias	Total de espécies	02	01
Aves Dieta	Carnívora	03	03
	Frugívora	10	13
	Granívora	01	01
	Insetívora	46	31
	Nectarívora	05	02
	Onívora	23	12

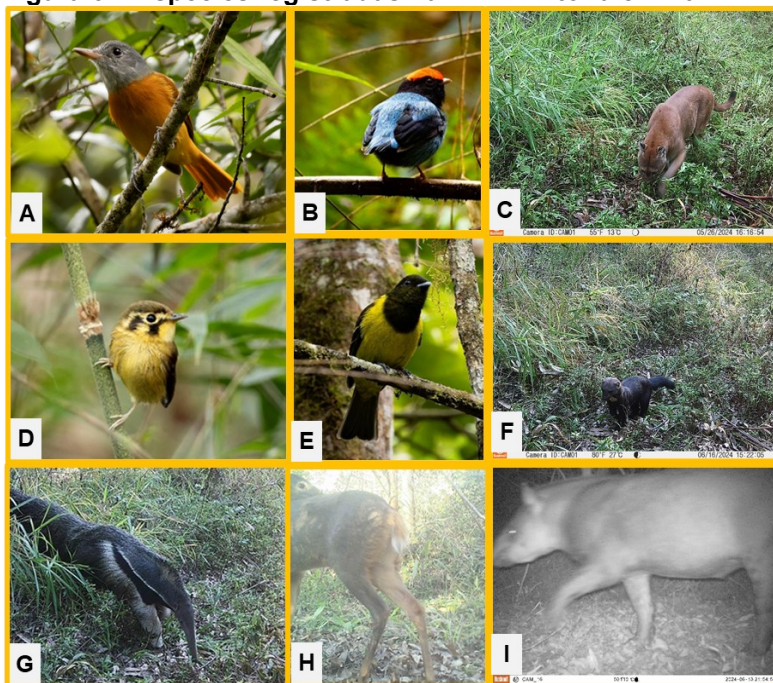
**Figura 5 – Espécies registradas na AAVC Vitória em 2018.**



Fonte: Casa da Floresta Ambiental.

A. anta (*Tapirus terrestris*); B. capitão-de-saíra (*Attila rufus*); C. gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*); D. irara (*Eira barbara*); E. macuco (*Tinamus solitarius*); F. corocoxó (*Carpornis cucullata*); G. gato-maracajá (*Leopardus wiedii*); H. onça-parda (*Puma concolor*); I. veado-mateiro (*Mazama americana*).

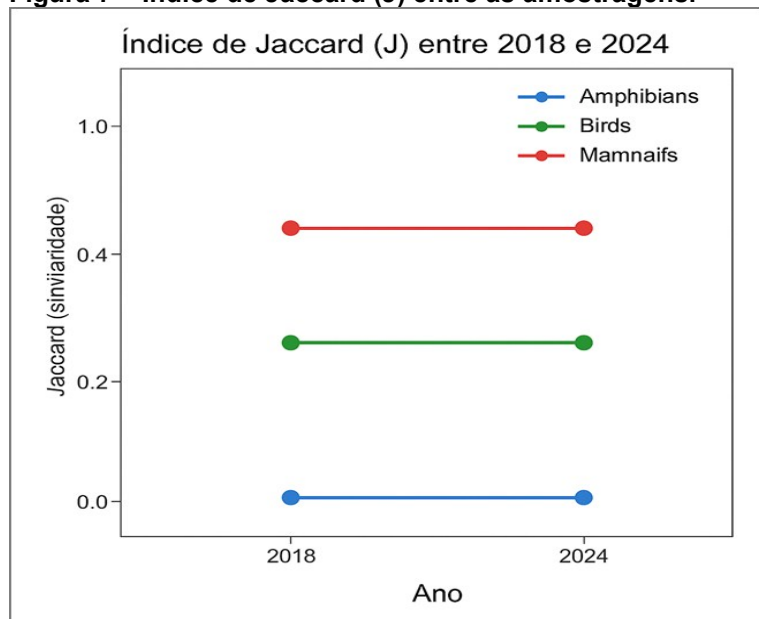
**Figura 6 – Espécies registradas na AAVC Vitória em 2024.**



Fonte: Casa da Floresta Ambiental.

A. capitão-de-saíra (*Attila rufus*); B. tangará (*Chiroxiphia caudata*); C. onça-parda (*Puma concolor*); D. patinho (*Platirhynchus mystaceus*); E. corocoxó (*Carpornis cucullata*); F. irara (*Eira barbara*); G. tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*); H. veado-catingueiro (*Subulo gouazoubira*); I. anta (*Tapirus terrestris*).

**Figura 7 – Índice de Jaccard (J) entre as amostragens.**



**Tabela 3 – Resultado do índice Jaccard (J).**

GRUPO	JACCARD (J)	OBSERVAÇÕES
Anfíbios	0.00	Devido à ausência da amostragem em 2018, não há nenhuma espécie em comum
Aves	0.31	Baixa similaridade entre os anos, devido às variações no esforço amostral
Mamíferos	0.43	Similaridade moderada. Algumas espécies foram mantidas durante os anos, mas ainda há variação considerável

No que se refere à herpetofauna, em 2024 nenhuma espécie de réptil foi registrada na AAVC Vitória, enquanto quatro espécies de anfíbios foram registradas, distribuídas entre as famílias Bufonidae (N = 1), Hylidae (N = 2) e Leptodactylidae (N = 1). Dentre essas, apenas uma espécie apresenta hábito estritamente florestal, *Aplastodiscus* sp. (perereca-flautinha), pertencente ao gênero *Aplastodiscus*, o qual é composto por espécies tipicamente associadas a ambientes florestais bem conservados, especialmente formações úmidas da Mata Atlântica.

O gênero *Aplastodiscus* compreende atualmente cerca de 16 espécies formalmente reconhecidas, com ocorrência predominantemente associada à Mata Atlântica brasileira, especialmente em áreas de florestas úmidas montanas e submontanas (MARINHO *et al.*, 2024). As espécies desse gênero são reconhecidas por sua alta dependência de ambientes florestais bem conservados, utilizando a vegetação arbórea para abrigo,

vocalização e reprodução, geralmente em associação a cursos d'água sombreados (HADDAD & PRADO, 2005; FAIVOVICH *et al.*, 2010).

*Adenomera marmorata* (rãzinha-do-folhiço) e *Rhinella ornata* (sapo-curuzinho) habitam tanto áreas florestais quanto áreas abertas, e apenas a *Boana bischoffi* (perereca) habita preferencialmente áreas abertas.

As espécies *Adenomera marmorata* (rãzinha-do-folhiço) e *Rhinella ornata* (sapo-curuzinho) apresentam ampla plasticidade ecológica, sendo registradas tanto em ambientes florestais quanto em áreas abertas ou antropizadas. *Adenomera marmorata* é tipicamente associada ao folhiço de florestas úmidas, onde utiliza a serapilheira como abrigo e local de vocalização e reprodução; contudo, sua ocorrência em bordas florestais, clareiras e fragmentos alterados evidencia certa tolerância a distúrbios ambientais, desde que haja manutenção de micro habitats úmidos e cobertura do solo (HADDAD & PRADO, 2005; TOLEDO *et al.*, 2010). Essa espécie desempenha importante papel ecológico no controle de invertebrados do solo e na dinâmica da serapilheira, contribuindo para os fluxos de energia em ecossistemas florestais.

De forma semelhante, *Rhinella ornata* (sapo-curuzinho) é considerada uma espécie generalista, com ampla distribuição na Mata Atlântica e elevada capacidade de ocupação de ambientes modificados, incluindo áreas abertas, pastagens e ambientes periurbanos. Essa flexibilidade ecológica está relacionada à sua estratégia reprodutiva oportunista, à elevada capacidade de dispersão e à tolerância a variações microclimáticas, características que favorecem sua persistência em paisagens fragmentadas (SILVANO & SEGALLA, 2005; BECKER *et al.*, 2007). Como predador generalista, a espécie exerce papel relevante na regulação de populações de artrópodes, além de integrar cadeias tróficas como presa de vertebrados maiores.

Em contraste, *Boana bischoffi* (perereca) apresenta preferência por ambientes mais abertos, como áreas de borda, clareiras, brejos e corpos d'água expostos, onde realiza sua atividade reprodutiva associada a ambientes lênticos ou semi-lênticos. A ocorrência dessa espécie está frequentemente relacionada a paisagens com maior grau de abertura da vegetação, refletindo sua maior tolerância à incidência solar, variações térmicas e modificações na estrutura do habitat (HADDAD *et al.*, 2013). Ainda assim, a espécie tem importância ecológica significativa, atuando como bioindicadora de ambientes abertos e

áreas em regeneração, além de contribuir para o equilíbrio das comunidades de insetos aquáticos e terrestres.

## **6.2 Curva de rarefação/acúmulo (Jackknife 1ª Ordem)**

A análise da Figura 8 que relaciona a riqueza observada e a riqueza estimada pelo Jackknife de 1ª ordem para anfíbios, aves e mamíferos, bem como a curva de rarefação/acúmulo associada, revela padrões amplamente consistentes com a literatura ecológica sobre estimadores não paramétricos de riqueza.

O Jackknife 1 ajusta a riqueza observada considerando a probabilidade de sub detecção, especialmente relevante em comunidades com elevada proporção de espécies raras. Esse estimador é sensível ao número de espécies registradas apenas uma vez (singletons), e como cada espécie registrada em cada ano aparece apenas uma vez no conjunto de dados, o número de singletons é igual ao número de espécies observadas, resultando em estimativas proporcionalmente elevadas. Esse comportamento é amplamente documentado em estudos clássicos, como Burnham e Overton (1978) e Heltshe & Forrester (1983), que demonstram a eficiência do Jackknife 1 em inventários com baixa detectabilidade.

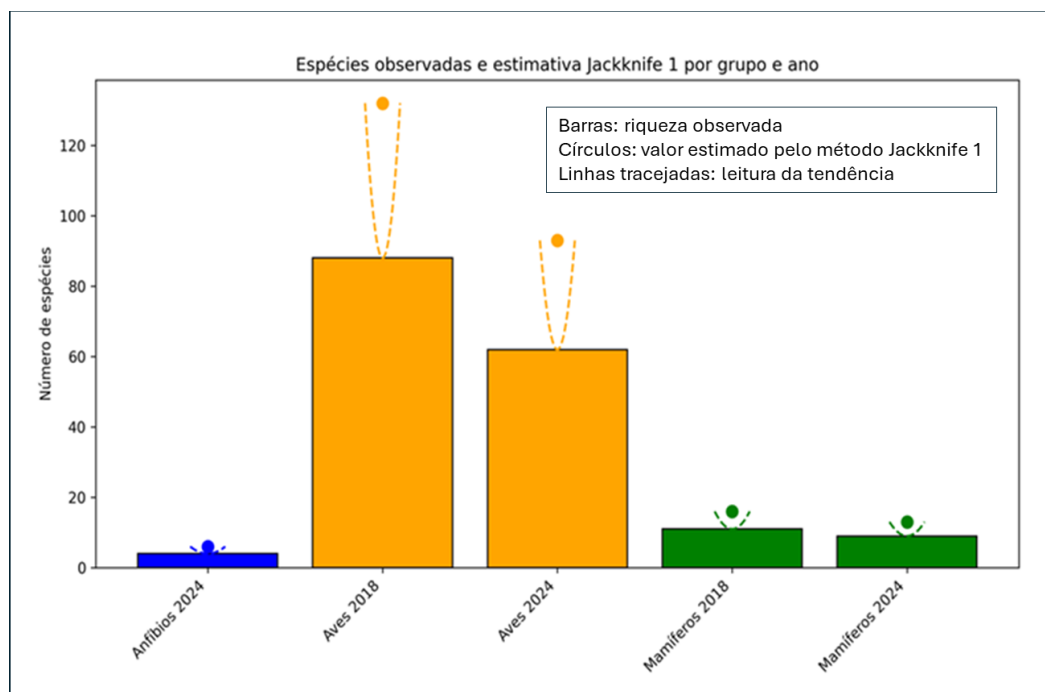
Os resultados evidenciam diferenças claras entre os grupos taxonômicos e os períodos avaliados. Em 2018, as aves apresentaram a maior riqueza observada (88 espécies), acompanhada de uma estimativa Jackknife 1 de 132 espécies, enquanto os mamíferos registraram 11 espécies observadas e uma estimativa de 16 espécies. Em 2024, foram registradas 62 espécies de aves (estimativa de 93), 9 espécies de mamíferos (estimativa de 13) e 4 espécies de anfíbios (estimativa de 6). Em todos os casos, os valores estimados superam os observados, especialmente nos grupos com maior número de espécies exclusivas por ano, como as aves. Essa discrepância indica a presença de espécies não detectadas durante o monitoramento, sendo mais acentuada nas aves, o que sugere elevada diversidade potencial e reforça a existência de um contingente expressivo de espécies raras ou de baixa detectabilidade, um padrão amplamente reconhecido em comunidades de aves da Mata Atlântica, caracterizadas por alta heterogeneidade ambiental (BLAKE & LOISELLE, 2001; SEKERCIOGLU, 2006)

Os mamíferos exibem riqueza intermediária e diferenças moderadas entre observado e estimado, refletindo padrões conhecidos de baixa detectabilidade em inventários para espécies de médio e grande porte. Já os anfíbios, registrados apenas em 2024, apresentam a menor riqueza observada, mas uma diferença proporcionalmente elevada em relação ao Jackknife 1, indicando alta probabilidade de espécies não detectadas, um padrão coerente com a biologia do grupo, cuja detecção depende fortemente de condições microclimáticas, sazonalidade e horários específicos de atividade (HEYER *et al.*, 1994; VONESH *et al.*, 2009).

De forma geral, o resultado evidencia que o esforço amostral empregado, embora suficiente para caracterizar parcialmente a fauna local, não capturou toda a riqueza potencial em nenhum dos grupos avaliados. Em ecossistemas tropicais megadiversos, como a Mata Atlântica, é comum que curvas de acumulação não atinjam a assíntota devido à elevada diversidade biológica e à forte variação espacial e temporal na ocorrência das espécies. Conforme discutido por Santos (2003), a ausência de estabilização nas curvas é típica de ambientes complexos, nos quais a detecção completa da fauna exige esforços extensos e metodologias complementares.

Assim, os resultados obtidos reforçam a importância do uso de estimadores como o Jackknife 1 para interpretar adequadamente a riqueza de espécies, corrigir a sub detecção e orientar estratégias futuras de monitoramento da biodiversidade, especialmente em ambientes altamente heterogêneos como a Mata Atlântica.

Figura 8 – Riqueza observada, acumulada e estimada (Jackknife 1ª ordem).



### 6.3 Registros de espécies endêmicas da Mata Atlântica

A Mata Atlântica abriga um dos conjuntos mais singulares de aves endêmicas do planeta, resultado de processos históricos de isolamento, heterogeneidade ambiental e estabilidade climática ao longo do Quaternário (MYERS *et al.*, 2000; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018). O diagrama de Venn (Figura 9) foi construído a partir das espécies endêmicas da Mata Atlântica registradas nos dois anos analisados e sintetiza a dinâmica temporal das aves endêmicas observadas nesses períodos.

Ao todo, foram 02 espécies de anfíbios e 50 espécies de aves classificadas como endêmicas desse bioma. As aves pertencem majoritariamente as famílias tipicamente florestais e altamente especializadas, como Cotingidae, Furnariidae, Picidae, Pipridae, Thamnophilidae, Trochilidae e Tinamidae, refletindo o padrão de endemismo e dependência de habitat característicos da Mata Atlântica.

Em 2018, o conjunto das 20 espécies de aves endêmicas com registro exclusivo nesse ano foi composta por: *Anabazenops fuscus* (trepador-coleira), *Automolus leucophthalmus* (barranqueiro-de-olho-branco), *Campephilus robustus* (pica-pau-rei), *Cranioleuca pallida* (arredio-pálido), *Crypturellus noctivagus* (jaó-do-sul), *Dryophila*

*ferruginea* (trovoada), *Drymophila ochropyga* (choquinha-de-dorso-vermelho), *Hylophilus poicilotis* (verdinho-coroado), *Ilicura militaris* (tangarazinho), *Myiornis auricularis* (miudinho), *Phacellodomus ferrugineigula* (joão-botina-do-brejo), *Phaethornis squalidus* (rabo-branco-pequeno), *Piculus aurulentus* (pica-pau-dourado), *Pyriglena leucoptera* (papa-taoca-do-sul), *Ramphastos dicolorus* (tucano-de-bico-verde), *Sclerurus scansor* (vira-folha), *Tangara cyanocephala* (saíra-militar), *Thalurania glaucopis* (beija-flor-de-fronte-violeta), *Trogon surrucura* (surucuá-variado) e *Veniliornis spilogaster* (picapauzinho-verde-carijó).

Essas espécies são amplamente reconhecidas na literatura como endêmicas e fortemente dependentes de florestas maduras, apresentando baixa tolerância à fragmentação e elevada sensibilidade a alterações ambientais, conforme documentado por Parker colaboradores (1996), Goerck (1997) e Brooks e colaboradores (1999).

Embora dezenas de espécies sejam classificadas como endêmicas do bioma, apenas uma fração reduzida pode ser considerada altamente representativa e prioritária para a conservação, por combinar endemismo estrito, distribuição geográfica limitada e elevada dependência de florestas maduras (DEVELEY & MARTENSEN, 2005; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018).

Entre as espécies registradas exclusivamente em 2018, destacam-se as mais restritivas: *Anabazenops fuscus* (trepador-coleira), *Automolus leucophthalmus* (barranqueiro-de-olho-branco), *Drymophila ferruginea* (trovoada), *Drymophila ochropyga* (choquinha-de-dorso-vermelho), *Ilicura militaris* (tangarazinho), *Pyriglena leucoptera* (papa-taoca-do-sul), e *Sclerurus scansor* (vira-folha). Essas aves compartilham características ecológicas centrais: são majoritariamente especialistas de sub-bosque, apresentam territorialidade elevada, baixa capacidade de dispersão em ambientes abertos e dependem de micro-habitats estruturalmente complexos, como serapilheira profunda, troncos caídos e vegetação densa (ALEIXO, 1999; DEVELEY & MARTENSEN, 2005; MARTENSEN *et al.*, 2012).

Espécies como *Automolus leucophthalmus* (barranqueiro-de-olho-branco) e *Sclerurus scansor* (vira-folha) são frequentemente apontadas na como bioindicadoras de integridade florestal, pois sua presença está fortemente associada a fragmentos contínuos e pouco perturbados. Estudos de estrutura de comunidades demonstram que

essas espécies tendem a desaparecer rapidamente em paisagens fragmentadas, mesmo quando a cobertura florestal remanescente ainda é relativamente elevada, evidenciando sua extrema sensibilidade à borda e à simplificação do habitat (ALEIXO, 1999; DEVELEY & MARTENSEN, 2005).

As formigueiras do gênero *Drymophila* (*D. ferruginea* (trovoada) e *D. ochropyga* (choquinha-de-dorso-vermelho)) e *Pyriglena leucoptera* (papa-taoca-do-sul) representam outro grupo crítico. Essas espécies apresentam nicho trófico altamente especializado, dependente da captura de artrópodes em estratos baixos e frequentemente associadas a bandos mistos. Pesquisas indicam que a fragmentação reduz a coesão desses bandos, comprometendo a eficiência de forrageamento e aumentando o risco de extinção local dessas espécies (ALEIXO, 1999).

*Anabazenops fuscus* (trepador-coleira) e *Ilicura militaris* (tangarazinho), por sua vez, destacam-se não apenas pelo endemismo, mas também pela restrição altitudinal e geográfica, concentrando-se principalmente em florestas montanas e submontanas da Serra do Mar e do Sudeste brasileiro. Essas áreas são reconhecidas como centros históricos de endemismo da Mata Atlântica, mas também figuram entre as regiões mais afetadas pela fragmentação e urbanização (DEVELEY & MARTENSEN, 2005; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018).

Portanto, essas espécies representam não apenas o núcleo mais restritivo do endemismo da Mata Atlântica, mas também elementos-chave para o monitoramento da qualidade ambiental e para o planejamento de áreas prioritárias para conservação, sendo amplamente utilizadas como espécies-foco em estudos ecológicos e planos de ação para a biodiversidade do bioma (BANKS-LEITE *et al.*, 2014).

Em 2024, parte desse núcleo endêmico foi novamente registrada, indicando persistência temporal e estabilidade mínima de habitat. Além disso, foram detectadas 17 novas espécies endêmicas: *Anabacerthia amaurotis* (limpa-folha-miúdo), *Aramides saracura* (saracura-do-mato), *Biatas nigropectus* (papo-branco), *Dendrocincla turdina* (arapaçu-liso), *Eleoscytalopus indigoticus* (macuquinho), *Euphonia pectoralis* (ferro-velho), *Habia rubica* (tiê-de-bando), *Heliodoxa rubicauda* (beija-flor-rubi), *Malacoptila striata* (barbudo-rajado), *Myiornis auricularis* (miudinho), *Picumnus temminckii* (picapauzinho-de-coleira), *Philydor atricapillus* (limpa-folha-coroadado), *Ramphocelus*

*bresilia* (tiê-sangue), *Rhopias gularis* (choquinha-de-garganta-pintada), *Saltator fuliginosus* (bico-de-pimenta), *Tangara desmaresti* (saíra-lagarta) e *Thraupis cyanoptera* (sanhaço-de-encontro-azul).

Entre essas espécies destaca-se *Biatas nigropectus* (papo-branco), devido à extrema especialização em bambuzais dos gêneros *Guadua* e *Merostachys* na Mata Atlântica. A espécie apresenta distribuição naturalmente rara, população global reduzida (estimada entre 2.500 e 9.999 indivíduos maduros) e tendência de declínio, o que a coloca entre os endemismos florestais mais peculiares e prioritários para a conservação no bioma (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018).

*Eleoscytalopus indigoticus* (macuquinho) apresenta forte associação a sub-bosques densos de florestas úmidas e secundárias, sendo altamente sensível à perda e à fragmentação de hábitat, com tendência populacional decrescente (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2022).

*Dendrocincla turdina* (arapaçu-liso), estritamente florestal, possui requisitos ecológicos estreitos, selecionando micro-habitats em estágios sucessionais avançados e evitando vegetação secundária e clareiras. Essa especialização a torna vulnerável à fragmentação e à simplificação estrutural da floresta (POLETTO *et al.*, 2004). Estudos de história natural revelam comportamento reprodutivo singular, com cuidado parental uniparental e nidificação em cavidades profundas, além de associações de forrageamento com mamíferos, evidenciando uma ecologia altamente especializada e rara entre insetívoros florestais (BODRATI *et al.*, 2018). Análises filogeográficas indicam ainda um histórico de gargalo populacional seguido de expansão demográfica pós-Último Máximo Glacial, reforçando seu valor como modelo para reconstrução da história evolutiva de passeriformes da Mata Atlântica (FAZZA, 2015).

*Myiornis auricularis* (muidinho), um dos menores passeriformes neotropicais, apresenta distribuição associada principalmente à Mata Atlântica costeira e às bordas de florestas úmidas de baixa altitude, frequentemente em agregados de bambu. Ocupa o estrato baixo e médio do sub-bosque, evidenciando forte dependência de micro-habitats específicos (SICK, 2001; SIGRIST, 2013). Registros recentes ampliaram significativamente sua distribuição para o nordeste do Brasil (Sergipe e Pernambuco), sugerindo isolamento populacional por grandes rios e levantando a hipótese de uma

nova subespécie ou até uma espécie distinta, o que confere importância biogeográfica e taxonômica singular ao táxon (RUIZ-ESPARZA *et al.*, 2018).

*Picumnus temminckii* (picapauzinho-de-coleira) é um piciforme de pequena dimensão com distribuição restrita ao Sul e Sudeste do Brasil e países vizinhos, apresentando forte associação a florestas e áreas arborizadas da Mata Atlântica. Em contraste com o congênera amplamente distribuído *P. cirratus*, o que lhe confere caráter de endemismo regional marcante (SANTIAGO, 2007; WIKIAVES, 2025). Estudos taxonômicos apontam relações estreitas com outros *Picumnus* atlânticos e relatos de hibridação com espécies afins, mas confirmam o status específico, ressaltando a complexidade evolutiva do grupo na Mata Atlântica (WINKLER *et al.*, 2020). Observações de nidificação em cavidades baixas e uso intensivo de ramos finos para forrageamento revelam adaptações morfológicas e comportamentais que o tornam a espécie um modelo importante e relevante para estudos de especialização trófica em pica-paus anões (BODRATI & COCKLE, 2006).

*Rhopias gularis* (choquinha-de-garganta-pintada), um Thamnophilidae monotípico, ocupa predominantemente o sub-bosque denso de florestas úmidas de baixa e média altitude, sendo considerado um excelente indicador de integridade do estrato inferior (BELMONTE-LOPES *et al.*, 2012; GILL *et al.*, 2017). Estudos de biologia reprodutiva em florestas bem conservadas revelaram fenologia reprodutiva concentrada entre setembro e janeiro, ninhos em forma de taça suspensa e alta sobrevivência de ninhos (cerca de 57%), com cuidado biparental equilibrado, reforçando seu valor como modelo para testar hipóteses de história de vida em passeriformes tropicais e sua dependência de habitats preservados da Mata Atlântica (PERRELLA *et al.*, 2017).

*Aramides saracura* (saracura-do-mato), embora comum nas matas serranas do Sudeste e presente em brejos, florestas e até ambientes rurais, destaca-se por ser monotípico e por explorar habitats úmidos e de borda em toda a extensão do bioma. Essa característica o torna relevante para a conservação de ambientes paludosos e ripários, entre os mais ameaçados do domínio (PICK-UPAU, 2018; WIKIAVES, 2025).

Entre as 13 espécies endêmicas recorrentes nos dois anos, *Carpornis cucullata* (corocoxó), *Hypoedaleus guttatus* (chocão-carijó), *Hemitriccus diops* (olho-falso) e *Schiffornis virescens* (flautim) destacam-se como as mais significativas do ponto de vista

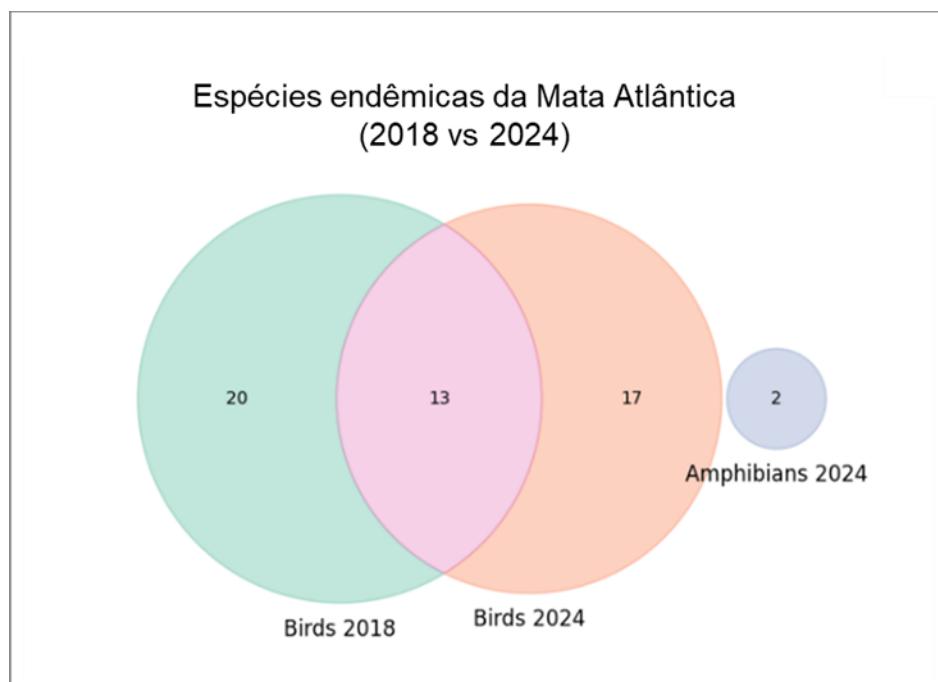
ecológico e conservacionista, por apresentarem elevada dependência de florestas bem estruturadas e baixa tolerância à fragmentação (SICK, 1997; DEVELEY & MARTENSEN, 2005). *Tinamus solitarius* (macuco) e *Procnias nudicollis* (araponga) também são consideradas espécies sensíveis à perda de habitat, com populações em declínio, sendo frequentemente associadas a grandes fragmentos florestais contínuos e amplamente utilizadas como indicadores de integridade ambiental (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018; IUCN, 2023).

*Carpornis cucullata* (corocoxó), frugívora e insetívora de sub-bosque e estrato médio, apresenta ocorrência diretamente relacionada à complexidade estrutural da floresta e à disponibilidade de recursos alimentares estáveis. Além disso, possui importância funcional significativa por atuar como dispersora de sementes arbóreas de médio e grande porte, contribuindo para a manutenção da dinâmica florestal (ALEIXO, 1999; DEVELEY & MARTENSEN, 2005).

No contexto mais amplo da avifauna endêmica, análises espaciais demonstram que os endemismos da Mata Atlântica incluindo táxons como *Biatas nigropectus* (papo-branco), *Eleoscytalopus indigoticus* (macuquinho), *Dendrocincla turdina* (arapaçu-liso), *Myiornis auricularis* (miudinho), *Picumnus temminckii* (picapauzinho-de-coleira) e *Rhopias gularis* (choquinha-de-garganta-pintada) concentram-se fortemente nos corredores da Serra do Mar e no corredor central, áreas que abrigam mais de 80% das aves endêmicas do bioma e configuram núcleos prioritários para estratégias de conservação integradas (CORDEIRO, 2005).

Assim, o diagrama de Venn sintetiza de forma eficiente a dinâmica da fauna endêmica entre os anos avaliados, revelando tanto a persistência de espécies-chave quanto a ocorrência de turnover, padrão compatível com a ecologia de espécies florestais endêmicas da Mata Atlântica.

**Figura 9 – Diagrama de Venn das espécies endêmicas da Mata Atlântica.**



#### **6.4 Registros de espécies ameaçadas de extinção**

A identificação de espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção constitui um dos principais indicadores do estado de conservação de ecossistemas naturais, especialmente em regiões sujeitas a elevados níveis de fragmentação e perda de habitat, como o interior do estado de São Paulo. A presença de táxons sensíveis, particularmente aves florestais e mamíferos de médio e grande porte, reflete não apenas a qualidade ambiental remanescente, mas também a capacidade da paisagem em sustentar processos ecológicos essenciais. Estudos em escala global e regional demonstram que áreas com maior pressão antrópica tendem a apresentar declínios populacionais mais acentuados desses grupos, reforçando a importância de monitoramentos contínuos e espacialmente abrangentes para a avaliação do estado de conservação da biodiversidade (BROOKS *et al.*, 2002; DIRZO *et al.*, 2014).

Ao longo dos dois períodos amostrais, foram registradas nove espécies ameaçadas de extinção, sendo cinco aves e quatro mamíferos, conforme as listas oficiais estadual, nacional e internacional. A ocorrência desse conjunto de espécies confere elevada relevância ecológica à área de estudo, uma vez que aves e mamíferos ameaçados

frequentemente desempenham papéis funcionais desproporcionais à sua abundância, atuando como espécies-chave, espécies guarda-chuva ou bioindicadores de integridade ambiental. A perda desses táxons tende a desencadear efeitos em cascata, afetando processos como dispersão de sementes, predação e estruturação da comunidade vegetal (SEKERCIOGLU, 2006; RIPPLE *et al.*, 2014).

Entre as espécies registradas exclusivamente em 2018, destacam-se três aves florestais de grande porte: *Crypturellus noctivagus* (jaó-do-sul), classificada como “Em Perigo” no estado de São Paulo, *Pyroderus scutatus* (pavó) e *Spizaetus tyrannus* (gavião-pega-macaco), ambas categorizadas como “Vulneráveis” em nível estadual. Essas espécies apresentam elevada dependência de ambientes florestais contínuos e bem estruturados, sendo particularmente sensíveis à fragmentação, à redução da área de habitat e à caça. Estudos conduzidos na Mata Atlântica indicam que aves frugívoras de grande porte e rapinantes florestais figuram entre os primeiros grupos a desaparecer em paisagens antropizadas, o que torna sua ocorrência pontual um indicativo relevante de qualidade ambiental (LEES & PERES, 2008; GALETTI *et al.*, 2013).

Ainda em 2018, foi registrada exclusivamente a presença do mamífero *Leopardus wiedii* (gato-maracajá), classificado como “Vulnerável” no Brasil. Trata-se de um felino de hábito predominantemente arborícola, fortemente associado a florestas maduras e com alta sensibilidade à perda de conectividade da paisagem. Estudos realizados no Sudeste brasileiro e em outras regiões da Mata Atlântica demonstram que a ocorrência dessa espécie está relacionada à complexidade estrutural da vegetação e à disponibilidade de presas, sendo negativamente influenciada por estradas, fragmentação e expansão agropecuária (DI BITETTI *et al.*, 2010; DE ANGELO *et al.*, 2011).

Em 2024, foi registrada exclusivamente a presença de *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira), espécie categorizada como “Vulnerável” nas listas estadual, nacional e pela IUCN. Esse mamífero de grande porte apresenta amplas exigências espaciais e baixa densidade populacional, sendo altamente suscetível à perda de habitat, incêndios florestais e atropelamentos em rodovias. Estudos conduzidos em paisagens fragmentadas do Cerrado e da Mata Atlântica apontam o tamanduá-bandeira como uma das espécies mais sensíveis às alterações antrópicas, o que reforça o valor

conservacionista de áreas onde sua presença ainda é detectada (MIRANDA *et al.*, 2014; DESBIEZ *et al.*, 2020).

Por outro lado, quatro espécies ameaçadas foram registradas de forma recorrente nos dois períodos de monitoramento: as aves *Procnias nudicollis* (araponga) e *Tinamus solitarius* (macuco), ambas classificadas como “Vulneráveis” no estado de São Paulo, e os mamíferos *Puma concolor* (onça-parda) e *Tapirus terrestris* (anta), categorizados como “Vulneráveis” em diferentes esferas de avaliação. A persistência desses táxons ao longo do tempo sugere que a área de estudo ainda mantém condições ambientais mínimas para sustentar populações de grandes frugívoros e predadores de topo, grupos funcionais essenciais para a manutenção da dinâmica florestal e da estabilidade trófica (GALETTI *et al.*, 2017; QUIGLEY *et al.*, 2017).

Quando comparados a estudos regionais conduzidos em Unidades de Conservação e fragmentos florestais do interior paulista, os resultados obtidos são consistentes com padrões previamente descritos para a Mata Atlântica, nos quais grandes mamíferos e aves sensíveis ocorrem em baixas frequências, muitas vezes restritas a áreas com maior conectividade e menor pressão antrópica. Trabalhos realizados em remanescentes florestais de São Paulo indicam que a manutenção dessas espécies depende fortemente da integridade da paisagem e da existência de corredores ecológicos, ressaltando que a simples presença não garante a viabilidade populacional a longo prazo (PERES *et al.*, 2016; GALETTI *et al.*, 2017).

Nesse contexto, a ocorrência de espécies funcionalmente estratégicas, como grandes frugívoros (*T. terrestris*, *P. nudicollis*) e predadores de topo (*P. concolor*, *S. tyrannus*), deve ser interpretada simultaneamente como um indicativo de valor ecológico da área e como um alerta para a vulnerabilidade desses sistemas. A literatura aponta que a perda progressiva desses grupos pode resultar em processos de defaunação funcional, com impactos diretos sobre a regeneração florestal e a resiliência dos ecossistemas, reforçando a necessidade de ações de conservação integradas e de longo prazo (RIPPLE *et al.*, 2014; GALETTI *et al.*, 2018).

## **7. DISCUSSÃO**

### **7.1 Diretrizes do FSC e lacunas no monitoramento da fauna silvestre**

O novo Padrão de Manejo Florestal do FSC para Plantações no Brasil (FSC-STD-BRA-01-2025 Plantações) estabelece diretrizes gerais para a avaliação dos atributos de Alto Valor de Conservação (AVC), incluindo recomendações para a definição de estratégias de manejo, manutenção ou melhoria desses atributos e orientações para o monitoramento periódico, com o objetivo de avaliar mudanças em seu estado de conservação. Entretanto, o documento não apresenta detalhamento metodológico específico para o monitoramento da fauna silvestre, tampouco indica procedimentos padronizados quanto a métodos, esforço amostral, periodicidade ou análise dos dados.

Essa lacuna é particularmente relevante, considerando que a fauna silvestre é amplamente reconhecida pelo setor florestal como um dos principais indicadores na identificação e avaliação dos atributos de AVC, sobretudo do AVC 1 Diversidade de Espécies. A adoção de metodologias claras, consistentes e padronizadas torna-se fundamental para garantir a comparabilidade temporal dos dados, a robustez das inferências ecológicas e a efetividade do monitoramento como instrumento de gestão e tomada de decisão.

### **7.2 Importância da revisão metodológica do monitoramento da fauna silvestre**

Apesar das limitações apontadas, os resultados obtidos apresentam relevância científica e aplicada. A revisão metodológica realizada entre as campanhas de 2018 e 2024 mostrou-se fundamental para o aprimoramento do monitoramento da fauna silvestre, especialmente por promover a transição de abordagens pontuais para estratégias mais representativas em escala de paisagem.

A incorporação de um delineamento amostral mais abrangente, especialmente explícito e com maior cobertura na Unidade de Negócio Florestal representa um avanço metodológico significativo, ao permitir uma leitura mais integrada da paisagem e de sua heterogeneidade ambiental. Ao longo do tempo, a consolidação de séries históricas de

dados primários oriundos desse arranjo tende a ampliar a capacidade de detecção de padrões ecológicos não capturados em escalas locais, reduzindo vieses associados à autocorrelação espacial e fortalecendo a robustez das inferências ecológicas em paisagens em mosaico, típicas de sistemas florestais produtivos inseridos na Mata Atlântica (TURNER, 2005; GARDNER *et al.*, 2010).

Essa abordagem favorece uma leitura estratégica não apenas das Áreas de Alto Valor de Conservação, mas também do território como um todo, ao estruturar uma base de dados contínua, comparável e ecologicamente representativa. Essa base possibilita avaliar, de forma mais consistente, a efetividade das estratégias de manejo adotadas, verificando se estas contribuem para a manutenção ou melhoria dos atributos de AVC ao longo do tempo, conforme preconizado em programas de monitoramento baseados em evidências (NICHOLS & WILLIAMS, 2006; LINDENMAYER & LIKENS, 2010).

Adicionalmente, a integração dessas informações em escala de paisagem amplia seu potencial de aplicação, subsidiando processos decisórios em múltiplas esferas do manejo florestal, desde o planejamento operacional até a definição de estratégias de conservação. Diante disso, observa-se o alinhamento entre monitoramento, avaliação e tomada de decisão sob a perspectiva do manejo adaptativo (WILLIAMS *et al.*, 2009).

A adoção de protocolos mais sensíveis, padronizados e alinhados às melhores práticas metodológicas contribui diretamente para a redução de vieses amostrais, o aumento da detectabilidade das espécies e o aprimoramento da robustez dos dados, aspectos essenciais para a comparação temporal e para a avaliação de tendências ecológicas em ambientes megadiversos (YOCCOZ *et al.*, 2001; BURTON *et al.*, 2015).

A necessidade de revisões periódicas nos métodos de monitoramento é amplamente reconhecida como componente central de programas de conservação baseados em evidências, uma vez que metodologias estáticas tendem a perder eficiência diante de mudanças ambientais, avanços tecnológicos e novas demandas de gestão. Avaliações críticas regulares permitem identificar lacunas, incorporar inovações metodológicas e ajustar o esforço amostral, assegurando que os dados gerados permaneçam comparáveis, consistentes e ecologicamente representativos ao longo do tempo (NICHOLS & WILLIAMS, 2006; LEGG & NAGY, 2006).

Além disso, a revisão metodológica está diretamente alinhada aos princípios do manejo adaptativo, que preconizam a integração entre monitoramento, avaliação e tomada de decisão em um ciclo contínuo de aprendizado e ajuste das estratégias de manejo. Nessa perspectiva, o monitoramento deixa de ser apenas uma ferramenta de diagnóstico e passa a atuar como um instrumento ativo de retroalimentação do sistema de gestão, permitindo respostas mais eficientes às incertezas ecológicas e às mudanças nas condições da paisagem (HOLLING, 1978; WILLIAMS *et al.*, 2009).

No âmbito da certificação florestal, essa abordagem atende diretamente ao Critério 9.4.1 do FSC, que estabelece que o monitoramento periódico deve avaliar tanto a implementação das estratégias de manejo quanto a eficácia das ações adotadas para a manutenção dos atributos de AVC. A literatura sobre certificação reforça que a efetividade desses programas depende da capacidade de ajustar continuamente métodos, indicadores e escalas de análise, à medida que novas informações são produzidas e incorporadas ao processo de gestão (RAMETSTEINER & SIMULA, 2003; ELBAKIDZE *et al.*, 2011).

Dessa forma, embora a evolução metodológica observada entre os ciclos analisados represente um avanço ao ampliar a abordagem em escala de paisagem, os resultados indicam a necessidade de ajustes metodológicos específicos nas Áreas de Alto Valor de Conservação. Esses aprimoramentos são fundamentais para aumentar a efetividade do monitoramento, especialmente no que se refere à sua capacidade de subsidiar decisões mais assertivas no médio e longo prazo, bem como de avaliar, de forma consistente, a manutenção ou a melhoria dos atributos de AVC em paisagens produtivas.

### **7.3 Limitações metodológicas e implicações para a interpretação dos resultados**

Em atendimento ao objetivo deste trabalho, a interpretação dos resultados obtidos nos monitoramentos de fauna silvestre realizados em 2018 e 2024 na AAVC Vitória deve considerar um conjunto de limitações metodológicas e operacionais inerentes ao delineamento amostral adotado em cada campanha. Essas limitações decorrem,

principalmente, de diferenças nos métodos de amostragem, no esforço empregado, no período de execução das campanhas e na composição das equipes de campo. Tais fatores influenciam diretamente a detectabilidade das espécies e, conseqüentemente, as estimativas de riqueza e composição faunística.

No caso da avifauna, observa-se uma diferença substancial no esforço amostral entre os dois períodos. Em 2018, além de terem sido amostrados doze pontos fixos de observação, as atividades de campo ocorreram ao longo de cinco dias consecutivos, ampliando significativamente o esforço total. Já em 2024, além da redução para apenas quatro pontos fixos, o monitoramento foi realizado em apenas um único dia, resultando em um esforço amostral muito menor.

Essa diferença compromete a comparabilidade direta entre os conjuntos de dados, uma vez que a riqueza observada de aves está fortemente associada à cobertura espacial e ao tempo total de amostragem, especialmente em ambientes heterogêneos. Assim, a menor cobertura espacial e temporal em 2024 pode ter limitado a detecção de espécies com distribuição localizada ou associadas a micro-habitats específicos, resultando em subestimativas da riqueza real quando comparada a 2018.

Para os mamíferos terrestres de médio e grande porte, as diferenças no esforço e na configuração do armadilhamento fotográfico também representam uma limitação. Embora o maior tempo de exposição em 2024 aumente a probabilidade de registro de espécies raras ou de baixa densidade, a redução no número de unidades amostrais implica menor cobertura espacial, o que pode comprometer a representatividade da comunidade amostrada. Dessa forma, variações observadas na riqueza e composição de mamíferos podem refletir diferenças no desenho amostral, e não necessariamente mudanças reais na fauna local.

Em relação aos anfíbios, a ausência de dados em 2018 inviabiliza qualquer análise comparativa temporal. Os registros obtidos em 2024 devem, portanto, ser interpretados como um levantamento pontual da herpetofauna, sem inferências sobre tendências temporais ou alterações ao longo do tempo. Ademais, a amostragem desse grupo é particularmente sensível a fatores ambientais, como regime de chuvas e temperatura, o que exige cautela adicional na extrapolação dos resultados.

Outro aspecto metodológico relevante refere-se à diferença no período de realização das campanhas (setembro 2018 e maio/junho 2024). Essa variação sazonal afeta especialmente a avifauna, cujos padrões de atividade vocal, reprodução e deslocamento apresentam forte variação ao longo do ano. Para os mamíferos, embora os efeitos sazonais sejam menos evidentes, alterações na disponibilidade de recursos alimentares também podem influenciar os registros. Assim, parte das diferenças observadas entre os anos pode estar associada à sazonalidade, e não exclusivamente a mudanças estruturais na comunidade.

Adicionalmente, as campanhas foram conduzidas por equipes de pesquisadores distintas, introduzindo um componente de variabilidade observador-dependente. Diferenças na experiência dos observadores, na familiaridade com a fauna local e na aplicação dos protocolos de campo podem influenciar a detecção e a correta identificação das espécies, especialmente em levantamentos baseados em observação direta e reconhecimento acústico, como no caso da avifauna.

#### **7.4 Avanços metodológicos na escala da paisagem e a aplicabilidade na AAVC**

A implementação do novo protocolo de monitoramento de fauna silvestre, associada à adoção de um delineamento amostral baseado em unidades espaciais hexagonais, representa um avanço metodológico relevante na transição de abordagens localizadas para uma perspectiva integrada em escala de paisagem. Esse aprimoramento está alinhado às diretrizes do FSC, especialmente no que se refere à proporcionalidade do monitoramento frente à escala, intensidade e risco das atividades de manejo florestal, além de fortalecer a capacidade de avaliação e identificação de novas Áreas de Alto Valor de Conservação.

Sob essa perspectiva, a incorporação da herpetofauna ao monitoramento em 2024 constitui um ganho substancial para a interpretação ecológica, uma vez que esses organismos são amplamente reconhecidos como bioindicadores sensíveis a alterações microclimáticas, estruturais e hidrológicas (SILVANO & SEGALLA, 2005; TOLEDO *et al.*, 2010). O registro de *Aplastodiscus* sp. (perereca-flautinha) destaca-se por sua

relevância ecológica, uma vez que espécies estritamente florestais apresentam baixa tolerância à fragmentação e a alterações microclimáticas, sendo frequentemente indicadas como bioindicadoras da integridade ambiental. Esse achado reforça a relevância ecológica da área e sugere a manutenção de condições ambientais capazes de sustentar espécies com baixa tolerância à fragmentação, padrão consistente com o observado em paisagens tropicais antropizadas (HADDAD *et al.*, 2015).

O delineamento amostral em malha hexagonal constitui o principal eixo estruturante desse avanço, sendo amplamente respaldado pela ecologia da paisagem por sua capacidade de promover uma cobertura espacial homogênea, sistemática e livre de vieses associados à seleção arbitrária de pontos amostrais (FERRAZ, 2009; GABRIEL *et al.*, 2013; BANKS-LEITE *et al.*, 2014). Essa abordagem favorece a incorporação explícita de variáveis espaciais, como conectividade, matriz de uso do solo e heterogeneidade ambiental, fatores determinantes na estruturação de comunidades biológicas (FAHRIG, 2003; TSCHARNTKE *et al.*, 2012). Além de escalável e replicável, o delineamento hexagonal fortalece a comparabilidade entre AAVCs, atendendo diretamente às exigências do FSC e ampliando o papel do monitoramento como ferramenta estratégica de gestão da biodiversidade.

Os tratamentos definidos (T1, T2 e T3) permitem avaliar o comportamento das variáveis-resposta sob condições de menor influência direta das florestas plantadas, refletindo predominantemente padrões associados às formações naturais. Por outro lado, os tratamentos (T4, T5 e T6) possibilitam investigar a influência das florestas plantadas sobre a fauna, permitindo inferências sobre mudanças na composição, frequência de ocorrência e uso do habitat ao longo de um gradiente de manejo.

Outro aspecto relevante é a ampliação da escala de análise promovida pela distribuição da malha hexagonal em toda a Unidade de Manejo Florestal. No estado de São Paulo, essa abordagem é particularmente relevante por abranger os biomas Mata Atlântica e Cerrado, possibilitando uma avaliação mais abrangente da biodiversidade em paisagens heterogêneas e sujeitas a múltiplas pressões antrópicas. Ao superar a limitação de monitoramentos restritos às AAVCs que, embora essenciais, representam apenas uma fração da paisagem, o protocolo passa a incorporar a dinâmica ecológica em toda a base florestal, alinhando-se a abordagens contemporâneas de conservação

em paisagens multifuncionais (RIBEIRO *et al.*, 2009; PERFECTO & VANDERMEER, 2010).

Do ponto de vista estatístico, a ampliação da cobertura amostral e a padronização do esforço aumentam significativamente o poder inferencial das análises ao longo do tempo, permitindo avaliações mais consistentes de similaridade, conectividade e estrutura de comunidades (FERRAZ *et al.*, 2008). Contudo, a aplicação ainda incipiente do delineamento como evidenciado pela amostragem restrita a um único hexágono na AAVC Vitória em 2024 introduz limitações importantes relacionadas à abrangência espacial e à comparabilidade temporal dos dados.

A baixa similaridade observada entre os anos (Índice de Jaccard,  $J = 0,31$ ), especialmente para a avifauna, não deve ser interpretada como evidência de perda de biodiversidade, mas como reflexo de diferenças no delineamento amostral, esforço de amostragem, detectabilidade das espécies e sazonalidade. Conforme amplamente discutido na literatura, esses fatores influenciam fortemente a composição observada, podendo gerar variações que não correspondem a mudanças estruturais reais na comunidade (COLWELL & CODDINGTON, 1994; MAGURRAN, 2004).

Apesar dessas limitações, observa-se a manutenção de um núcleo consistente de espécies, incluindo táxons endêmicos e espécies-chave, padrão compatível com relativa estabilidade ecológica em comunidades florestais da Mata Atlântica. A presença recorrente de espécies ameaçadas, como *Procnias nudicollis* (araponga), *Tinamus solitarius* (macuco), *Puma concolor* (onça-parda) e *Tapirus terrestris* (anta), reforça a relevância ecológica da área. O registro adicional de *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira) em 2024 está provavelmente associado ao aumento do esforço de amostragem, especialmente pelo uso de armadilhas fotográficas, e não necessariamente a mudanças populacionais, conforme documentado para mamíferos de médio e grande porte (TOBLER *et al.*, 2008).

As curvas de rarefação e as estimativas de riqueza (Jackknife), que não atingiram assíntota, indicam incompletude amostral em ambas as campanhas, sugerindo subestimação da riqueza real. Esse padrão reforça que as diferenças observadas entre os anos refletem predominantemente variações no esforço e na cobertura amostral, e não mudanças estruturais na comunidade, como discutido por COLWELL &

CODDINGTON (1994) e MAGURRAN (2004), além de ser recorrente em estudos em ambientes tropicais com alta diversidade (CHAO *et al.*, 2014).

Em síntese, o novo protocolo representa um avanço conceitual, especialmente em termos de escala, padronização e integração espacial. No entanto, sua efetividade em atender aos critérios 9.3.1 e 9.4.3 do Princípio 9 que tratam, respectivamente, da manutenção e/ou aprimoramento dos atributos de AVC e das AAVCs que deles dependem, bem como da capacidade do monitoramento em detectar alterações nesses atributos depende diretamente da consistência na aplicação do delineamento, da manutenção do esforço amostral e da continuidade das estratégias de monitoramento ao longo do tempo.

Dessa forma, mais do que um avanço técnico, o protocolo demanda consolidação operacional e analítica. Quando aplicado de forma sistemática e contínua, o delineamento em hexágonos possui elevado potencial para transcender o monitoramento descritivo, consolidando-se como uma ferramenta estratégica de gestão adaptativa da biodiversidad (MATTEUCCI & SILVA, 2005; PIMENTA *et al.*, 2014; PRYKE & SAMWAYS, 2023).

### **7.5 Relevância ecológica da AAVC Vitória**

A AAVC Vitória enquadra-se no atributo AVC 1 Diversidade de Espécies, uma vez que os registros expressivos de espécies pertencentes a diferentes grupos taxonômicos evidenciam sua relevância ecológica para a conservação da fauna silvestre.

O Parque Estadual Carlos Botelho apresenta uma base científica consistente para o monitoramento de fauna, com destaque para estudos de longa duração envolvendo mastofauna terrestre. Diante disso, destaca-se o trabalho de Brocardo e colaboradores (2012), que registraram 52 espécies de mamíferos silvestres não voadores. Adicionalmente, segundo Antunes e colaboradores (2010), essa Unidade de Conservação possui registros de 370 espécies de aves.

O estado de São Paulo abriga aproximadamente 40% das espécies de aves do Brasil. De acordo com Lee e colaboradores (2025), são reconhecidas 863 espécies de aves no estado, distribuídas em 31 ordens e 93 famílias, das quais 125 encontram-se

ameaçadas de extinção e 20 são consideradas regionalmente extintas. Para os mamíferos terrestres, o estado abriga atualmente 217 espécies nativas, correspondendo a 28,18% das espécies brasileiras (GALETTI *et al.*, 2022).

Nesse contexto, os registros obtidos na AAVC Vitória ganham relevância em escala regional, uma vez que as duas campanhas amostrais contemplaram 31,62% das espécies de aves e 28,85% dos mamíferos terrestres registrados no Parque Estadual Carlos Botelho. Essa riqueza registrada corresponde a 13,56% de todas as espécies de aves e a 6,91% dos mamíferos terrestres registrados no estado de São Paulo, reforçando a importância ecológica da área e seu papel estratégico na conservação da fauna paulista.

A presença de espécies endêmicas reforça de forma consistente o enquadramento no atributo AVC 1. Esses táxons, frequentemente associados a micro-habitats específicos e a fragmentos florestais bem conservados, apresentam elevada sensibilidade a alterações ambientais. A relação entre endemismo, especialização ecológica e integridade da paisagem é amplamente documentada na literatura (SILVA & CASTELETTI, 2003; RIBEIRO *et al.*, 2009).

## **7.6 Endemismo, *turnover* e detectabilidade**

O diagrama de Venn evidencia a coexistência de persistência e *turnover* na fauna endêmica registrada, um padrão compatível com a ecologia de espécies florestais especializadas da Mata Atlântica. A presença de um conjunto de espécies endêmicas compartilhadas entre os anos sugere a manutenção de condições ambientais mínimas para sustentar populações viáveis. Por outro lado, os registros exclusivos em cada período refletem limitações metodológicas, variações no esforço amostral, sazonalidade e baixa detectabilidade de espécies raras, conforme discutido por Watson e colaboradores (2005) e Develey & Stouffer (2001).

Para os mamíferos, a ausência de registros de espécies formalmente endêmicas não deve ser interpretada como ausência real, mas como reflexo da baixa detectabilidade desse grupo em ambientes florestais densos. Esse padrão reforça a necessidade de monitoramentos contínuos e do uso de metodologias complementares.

A recorrência de registros de aves em campanhas distintas sugere estabilidade temporal da comunidade, indicando que o fragmento mantém condições ambientais adequadas para sustentar populações residentes ao longo do tempo (MARTESSEN *et al.*, 2012; BANKS-LEITE *et al.*, 2014).

## 8. CONCLUSÕES

A análise metodológica dos protocolos de monitoramento da fauna silvestre aplicados na AAVC Vitória demonstra que a efetividade do atendimento ao atributo de AVC 1 Diversidade de Espécies está diretamente condicionada à robustez técnica dos métodos, à consistência do esforço amostral e à capacidade analítica do delineamento em refletir, de forma fidedigna, a dinâmica ecológica das comunidades biológicas monitoradas.

Os resultados obtidos evidenciam que, embora o protocolo atual apresente avanços estruturais relevantes, especialmente com a adoção de um delineamento espacial padronizado e a ampliação dos grupos taxonômicos, ainda existem limitações que restringem sua capacidade de detectar tendências ecológicas de longo prazo. Nesse sentido, confirma-se que a simples existência de um protocolo não garante, por si só, a efetividade do monitoramento, sendo essencial que este seja continuamente ajustado e calibrado à luz de princípios ecológicos e estatísticos robustos (Yoccoz *et al.*, 2001; Lindenmayer & Likens, 2010).

A comparação entre os ciclos de monitoramento de 2018 e 2024 evidencia que diferenças no esforço amostral, na cobertura espacial e nas metodologias empregadas influenciam significativamente os resultados obtidos, especialmente em métricas de similaridade e riqueza de espécies. A baixa similaridade observada entre os anos, conforme demonstrado no índice de Jaccard, não deve ser interpretada como perda de biodiversidade, mas sim como reflexo de limitações metodológicas e variações na detectabilidade das espécies, fenômeno documentado na literatura ecológica (COLWELL & CODDINGTON, 1994; MAGURRAN, 2004).

Adicionalmente, a não estabilização das curvas de rarefação e das estimativas de riqueza (Jackknife) indica que o esforço amostral empregado ainda é insuficiente para

capturar a totalidade da diversidade local, sugerindo subestimação da riqueza real. Esse padrão é recorrente em ecossistemas tropicais, onde a alta diversidade e a presença de espécies raras demandam amostragens prolongadas e metodologicamente consistentes (GOTELLI & COLWELL, 2011; CHAO *et al.*, 2014).

Apesar dessas limitações, os resultados confirmam a manutenção do atributo AVC 1 na AAVC Vitória, evidenciada pela presença contínua de espécies endêmicas, raras e ameaçadas de extinção, incluindo mamíferos de médio e grande porte e aves sensíveis à fragmentação. Esse padrão reforça a relevância ecológica da área como núcleo de conservação em uma paisagem produtiva e corrobora estudos que apontam o papel estratégico de remanescentes florestais em mosaicos de uso do solo para a manutenção da biodiversidade (RIBEIRO *et al.*, 2009; GALETTI *et al.*, 2009).

Nessa perspectiva, o setor florestal certificado demonstra potencial significativo para atuar como agente de conservação da biodiversidade, especialmente ao integrar áreas produtivas com remanescentes nativos e AAVCs. A certificação FSC, ao exigir a identificação, monitoramento e manutenção desses atributos de AVC, contribui para a consolidação de uma governança ambiental baseada em evidências, promovendo a conectividade ecológica e a manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais (FERRAZ, 2009; SCHETTINO & CARDOSO, 2022).

Entretanto, os resultados também evidenciam um ponto crítico: a efetividade do monitoramento como instrumento de gestão depende menos da existência de diretrizes normativas e mais da qualidade de sua implementação. Conforme destacado por Legg e Nagy (2006), programas de monitoramento deficientemente estruturados podem gerar dados insuficientes ou enviesados, comprometendo a tomada de decisão e reduzindo sua utilidade para a conservação. Esse aspecto reforça a necessidade de consolidar o monitoramento da fauna como um processo contínuo, padronizado e orientado por hipóteses ecológicas claras.

A adoção do delineamento amostral em hexágonos representa um avanço conceitual importante ao incorporar princípios da ecologia da paisagem e ampliar a escala de análise. No entanto, sua aplicação ainda incipiente limita o potencial inferencial do modelo. Para que esse avanço metodológico se traduza em ganhos efetivos, é fundamental garantir sua aplicação sistemática ao longo do tempo, com manutenção do

esforço amostral e integração entre diferentes grupos taxonômicos, conforme recomendado por estudos de monitoramento adaptativo (LINDENMAYER & LIKENS, 2010).

Dessa forma, conclui-se que o monitoramento da fauna silvestre na AAVC Vitória cumpre seu papel como ferramenta de avaliação da integridade ecológica e suporte à gestão, mas ainda apresenta limitações que impedem a plena detecção de mudanças nos atributos de conservação. O aprimoramento contínuo do protocolo, com foco em padronização, aumento do esforço amostral e integração espacial, é essencial para ampliar sua efetividade.

Por fim, este estudo demonstra que o fortalecimento metodológico dos programas de monitoramento não apenas contribui para o atendimento aos critérios do FSC, mas também amplia o papel das AAVCs como instrumentos estratégicos para a conservação da biodiversidade em paisagens produtivas. Quando estruturado de forma robusta e contínua, o monitoramento transcende sua função descritiva, consolidando-se como base para a gestão adaptativa e para a tomada de decisão baseada em evidências científicas, elemento central para enfrentar os desafios contemporâneos da conservação da biodiversidade.

## **9. RECOMENDAÇÕES**

### **9.1 Diretrizes estratégicas para o monitoramento da biodiversidade e a gestão de AAVCs**

Recomenda-se que as empresas do setor florestal avancem no reconhecimento conceitual para a incorporação efetiva das Áreas de Alto Valor de Conservação como ativos estratégicos no planejamento territorial e na gestão corporativa. Essas áreas desempenham papel fundamental na provisão de serviços ecossistêmicos, incluindo regulação hídrica, manutenção da biodiversidade, sequestro de carbono, proteção do solo e suporte a espécies-chave. A literatura demonstra que a conservação desses serviços está diretamente associada à manutenção da funcionalidade ecológica da paisagem e ao aumento da resiliência frente às mudanças climáticas (DÍAZ *et al.*, 2006;

COSTANZA *et al.*, 2017). Nesse sentido, propõe que as AAVCs sejam integradas aos instrumentos de planejamento estratégico, incluindo análises de risco, gestão de capital natural e relatórios ESG, ampliando sua relevância para além do atendimento normativo e consolidando seu papel como elemento central na sustentabilidade do negócio (FSC, 2014; LINHARES *et al.*, 2023).

Paralelamente, destaca-se a necessidade de garantir a consistência metodológica e a continuidade temporal dos programas de monitoramento da biodiversidade, especialmente no que se refere à padronização do esforço amostral, à replicação espacial e à manutenção de protocolos ao longo do tempo. A descontinuidade metodológica compromete a comparabilidade dos dados e reduz significativamente a capacidade de detecção de tendências ecológicas, limitando a efetividade do monitoramento como ferramenta de suporte à tomada de decisão (LEGG & NAGY, 2006). Dessa forma, a consolidação de séries temporais robustas deve ser tratada como prioridade estratégica, assegurando a geração de dados confiáveis, comparáveis e ecologicamente representativos.

Adicionalmente, recomenda-se que os resultados do monitoramento sejam efetivamente incorporados ao planejamento em escala de paisagem, com foco na manutenção e restauração da conectividade ecológica. A fragmentação de habitats é amplamente reconhecida como um dos principais vetores de perda de biodiversidade, sendo sua mitigação dependente de estratégias integradas que considerem não apenas os remanescentes naturais, mas também a matriz produtiva (FAHRIG, 2003; RIBEIRO *et al.*, 2009). Nesse contexto, o delineamento amostral baseado em malha hexagonal apresenta elevado potencial como ferramenta de apoio à gestão territorial, permitindo a identificação de áreas prioritárias para restauração, o estabelecimento de corredores ecológicos e a definição de zonas de amortecimento.

De forma integrada, essas recomendações reforçam a necessidade de alinhar monitoramento, planejamento e gestão adaptativa, consolidando as AAVCs não apenas como unidades isoladas, mas como elementos estruturantes da paisagem e do sistema produtivo, capazes de sustentar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos em longo prazo.

## **9.2 Fortalecimento do manejo voltado às espécies-chave**

As AAVCs que abrigam espécies raras, endêmicas ou ameaçadas devem ser priorizadas no planejamento e na implementação de ações de manejo, com a adoção de estratégias específicas voltadas à conservação dessas espécies. A presença de espécies-chave, particularmente aquelas sensíveis à fragmentação, perda de habitat e alterações climáticas, requer protocolos de monitoramento mais robustos, com maior esforço amostral e uso de metodologias complementares.

Evidências indicam que espécies sensíveis funcionam como indicadores precoces de degradação ambiental, sendo fundamentais para a detecção de mudanças ecológicas (JENNINGS *et al.*, 2003; HADDAD *et al.*, 2015). Recomenda-se, portanto, a adoção de abordagens integradas que considerem não apenas a presença/ausência, mas também parâmetros populacionais, uso do habitat e conectividade funcional, ampliando a capacidade de resposta da gestão frente a pressões ambientais (IUCN, 2018).

## **9.3 Indicadores ecológicos de abundância no monitoramento da fauna silvestre**

A incorporação de indicadores ecológicos de abundância nos programas de monitoramento da fauna silvestre constitui um avanço fundamental para o aprimoramento da qualidade das inferências ecológicas e da efetividade das estratégias de conservação. A abundância, entendida como o número de indivíduos de uma determinada espécie em uma área ou população, é um dos parâmetros mais robustos para a avaliação do estado de conservação das espécies, permitindo estimativas mais consistentes sobre tamanho populacional, risco de extinção e dinâmica populacional (SUTHERLAND, 2006; O'BRIEN, 2011).

A estimativa de abundância absoluta possibilita subsidiar decisões críticas de manejo, incluindo a definição de prioridades de conservação, avaliação da viabilidade populacional e modelagem de respostas a alterações ambientais. Trata-se de um indicador central para a conservação da biodiversidade, especialmente em contextos

onde se busca avaliar a efetividade de ações de manejo voltadas à manutenção ou recuperação de populações silvestres (KREBS, 1999; WILLIAMS *et al.*, 2002).

Entretanto, a obtenção de estimativas robustas de abundância absoluta apresenta desafios metodológicos significativos, incluindo a necessidade de alto esforço amostral, controle da detectabilidade e aplicação de modelos estatísticos mais complexos, como modelos de captura-recaptura, amostragem por distância ou modelos de ocupação com estimativas de detecção. Esses fatores tornam sua aplicação operacionalmente mais custosa e, em muitos casos, limitada em programas de monitoramento de larga escala (BUCKLAND *et al.*, 2001; MACKENZIE *et al.*, 2002).

Diante dessas limitações, indicadores de abundância relativa têm sido amplamente utilizados em programas de monitoramento de longo prazo, especialmente aqueles baseados em armadilhas fotográficas. Esses índices permitem detectar tendências populacionais, como aumento, declínio ou estabilidade das espécies ao longo do tempo, sendo particularmente úteis quando a estimativa de abundância absoluta é inviável. No entanto, sua interpretação deve ser realizada com cautela, uma vez que esses indicadores são influenciados pela detectabilidade das espécies, comportamento animal e variações no esforço amostral (ROWCLIFFE *et al.*, 2008; O'BRIEN, 2011).

Apesar dessas limitações, a abundância relativa representa uma ferramenta importante para o monitoramento contínuo, desde que associada à padronização metodológica e à consistência temporal dos dados. Quando adequadamente aplicada, permite identificar padrões ecológicos relevantes e subsidiar análises comparativas ao longo do tempo e entre áreas (BURTON *et al.*, 2015).

Nesse contexto, propõe-se que o setor florestal avance na incorporação progressiva de indicadores de abundância nos programas de monitoramento da fauna silvestre, especialmente nas Áreas de Alto Valor de Conservação, onde a necessidade de avaliações mais precisas sobre o estado das populações é mais crítica. A adoção desses indicadores nessas áreas prioritárias permite aprimorar a avaliação da efetividade das estratégias de manejo, ampliando a capacidade de detectar mudanças populacionais reais e de responder de forma mais assertiva a pressões ambientais.

Adicionalmente, a integração de métricas de abundância com abordagens baseadas em presença/ausência, ocupação e diversidade funcional pode fortalecer

significativamente a robustez analítica dos programas de monitoramento, contribuindo para uma compreensão mais abrangente da estrutura e dinâmica das comunidades biológicas. Dessa forma, a incorporação da abundância como indicador ecológico representa um passo estratégico para consolidar o monitoramento da fauna silvestre como uma ferramenta efetiva de gestão adaptativa da biodiversidade.

#### **9.4 Avaliação da conversão da AAVC em RPPN**

Recomenda-se que as empresas avaliem, de forma sistemática, a viabilidade de conversão de AAVCs em Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), especialmente aquelas com elevada relevância ecológica, presença de espécies ameaçadas ou papel estratégico na conectividade da paisagem.

A institucionalização dessas áreas como Unidades de Conservação de caráter perpétuo fortalece a proteção da biodiversidade, amplia a conectividade entre fragmentos e contribui para a consolidação de corredores ecológicos (ICMBio, 2020). Além disso, as RPPNs oferecem benefícios institucionais e econômicos, como incentivos fiscais, acesso a linhas de financiamento e fortalecimento da imagem socioambiental corporativa (AMAZONAS et al., 2022; TNC, 2022). Essa estratégia também favorece a aproximação com instituições científicas, promovendo pesquisa de longo prazo e inovação em conservação.

#### **9.5 Construção de um protocolo unificado de monitoramento da biodiversidade**

O setor florestal brasileiro possui potencial estratégico para liderar a construção de um protocolo unificado de monitoramento da biodiversidade, especialmente considerando sua ampla representatividade territorial e o elevado grau de organização institucional. A adoção de uma abordagem integrada em escala de paisagem permitiria

harmonizar metodologias, reduzir variações entre programas corporativos e fortalecer a comparabilidade dos dados ao longo do tempo e entre diferentes regiões.

Recomenda-se que empresas certificadas pelo FSC e associadas à Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ) promovam fóruns técnicos voltados à padronização de indicadores, métricas e protocolos de amostragem. Essa harmonização é fundamental para superar assimetrias metodológicas que atualmente dificultam análises comparativas, sínteses regionais e avaliações de efetividade das ações de conservação. Iniciativas como o Diálogo Florestal e o Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável (CEBDS) constituem espaços estratégicos para essa construção coletiva, permitindo que o setor avance de forma coordenada e fundamentada em evidências científicas (Ferrez *et al.*, 2021; Schettino & Cardoso, 2022; FSC Brasil, 2024).

Experiências internacionais reforçam a importância dessa padronização. Programas como o Forest Stewardship Council International Monitoring Framework, o EU Biodiversity Strategy Monitoring System, o Global Forest Biodiversity Initiative (GFBI) e o Essential Biodiversity Variables (EBVs), coordenado pelo GEO BON, demonstram que protocolos unificados aumentam a robustez das análises, reduzem custos operacionais e ampliam a capacidade de detectar tendências ecológicas em escala global. A adoção de princípios semelhantes pelo setor florestal brasileiro fortaleceria sua inserção em redes internacionais de monitoramento e facilitaria a integração dos dados em plataformas como GBIF, SiBBr e Map of Life.

Além disso, um protocolo unificado permitiria incorporar avanços tecnológicos recentes, como armadilhas fotográficas padronizadas, gravadores autônomos de áudio (ARUs), eDNA/iDNA, sensores remotos e modelagem de ocupação, garantindo maior sensibilidade na detecção de mudanças ecológicas e maior comparabilidade entre empresas e regiões. A padronização também favorece auditorias de certificação, aumenta a transparência e fortalece a credibilidade do setor perante órgãos reguladores, sociedade civil e mercados internacionais.

Assim, a construção de um protocolo unificado representa não apenas uma oportunidade técnica, mas também estratégica: consolida o setor florestal como referência em monitoramento da biodiversidade, amplia a qualidade das informações

produzidas e contribui para o cumprimento de compromissos nacionais e internacionais de conservação.

## **9.6 Transparência e disponibilização pública dos dados de biodiversidade**

Recomenda-se que os dados gerados pelos monitoramentos de fauna e também flora (vegetação nativa) sejam disponibilizados em plataformas públicas, como o Sistema de Informações sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBr) e, quando pertinente, em sistemas institucionais do ICMBio, como o Sistema de Informação Geográfica da Biodiversidade (SIGBio) e o Sistema de Avaliação e Licenciamento de Vida Silvestre (SALVE), além de repositórios internacionais amplamente reconhecidos, como o Global Biodiversity Information Facility (GBIF). A disponibilização aberta desses dados fortalece a transparência, amplia o acesso público ao conhecimento científico, apoia pesquisas acadêmicas e contribui para a formulação de políticas públicas de conservação em escalas nacional e global (ROMANELLI *et al.*, 2016; ICMBIO, 2020; GBIF, 2023).

## **9.7 Promoção da Ciência Cidadã e engajamento comunitário**

Outra recomendação é a ampliação de iniciativas de Ciência Cidadã, constitui uma estratégia altamente recomendada para fortalecer programas de monitoramento da biodiversidade. A participação ativa de comunidades locais, moradores do entorno das áreas florestais e demais partes interessadas contribui para ampliar a cobertura espacial e temporal dos registros, aumentar a sensibilidade na detecção de espécies e incorporar conhecimentos ecológicos tradicionais ao processo de monitoramento.

Experiências conduzidas pelo ICMBio, especialmente no âmbito do Programa Monitora, demonstram que o engajamento comunitário melhora a qualidade e a quantidade dos dados coletados, fortalece o sentimento de pertencimento e valor das áreas naturais e promove corresponsabilidade na conservação. Estudos internacionais corroboram esses resultados, indicando que programas participativos aumentam a eficácia do monitoramento, reduzem custos operacionais e ampliam a legitimidade social

das ações de conservação (Kilpatrick *et al.*, 2017; Chandler *et al.*, 2017; Pocock *et al.*, 2019; ICMBio, 2020; The Nature Conservancy, 2022).

Além disso, iniciativas de Ciência Cidadã desempenham papel relevante na educação ambiental, estimulando a formação de redes colaborativas e a construção de relações mais transparentes entre empresas, comunidades e instituições de pesquisa. Quando bem estruturados, esses programas contribuem para a geração de dados de alta qualidade, para o fortalecimento da governança socioambiental e para a consolidação de uma cultura de conservação baseada na participação social.

### **9.8 Consolidação do monitoramento como ferramenta de gestão adaptativa**

Diante da distinção conceitual entre levantamento e monitoramento da fauna silvestre, recomenda-se que o setor florestal avance de forma estratégica na consolidação e no aprimoramento de programas contínuos de monitoramento, superando a dependência predominante de levantamentos pontuais. Embora os levantamentos sejam fundamentais para o estabelecimento de linhas de base e para o atendimento a exigências legais, sua natureza estática limita a compreensão dos processos ecológicos dinâmicos que estruturam as comunidades faunísticas ao longo do tempo (JACKSON, 2020; SUTHERLAND, 2006). Nesse sentido, o monitoramento sistemático se destaca por permitir a detecção de tendências populacionais, mudanças na composição de espécies e respostas da fauna às práticas de manejo, como a colheita de eucalipto em mosaico, ações de restauração ecológica e a manutenção de corredores ecológicos, especialmente em paisagens produtivas, onde efeitos cumulativos só podem ser identificados por meio de séries temporais consistentes (YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001; EOW, 2024).

Recomenda-se, adicionalmente, que o monitoramento da fauna silvestre seja estruturado explicitamente como um processo de gestão adaptativa, no qual a geração de dados, sua análise e a tomada de decisão estejam integradas em ciclos contínuos e iterativos de planejamento, implementação, avaliação e ajuste das ações de manejo. Neste trabalho, verificou-se que, embora o monitoramento gere informações relevantes sobre a biodiversidade, ainda há limitações na sua incorporação sistemática aos

processos decisórios. A abordagem de gestão adaptativa busca justamente superar essa lacuna, ao transformar o monitoramento de uma atividade predominantemente descritiva em um instrumento ativo de gestão, capaz de responder a incertezas ecológicas e operacionais (YOCCOZ et al., 2001; LINDENMAYER & LIKENS, 2010).

Para sua efetiva implementação, recomenda-se que os programas de monitoramento sejam estruturados a partir de hipóteses ecológicas explícitas, diretamente associadas aos atributos de AVC, permitindo que o monitoramento seja orientado por perguntas ecológicas aplicadas à gestão. Sob essa lógica, no âmbito do AVC 1 (Diversidade de Espécies), hipóteses podem avaliar, por exemplo, a influência da proximidade de florestas plantadas sobre a composição da fauna, testando se as AAVCs mais próximas à matriz produtiva apresentam maior dominância de espécies generalistas e menor ocorrência de espécies sensíveis. Para o AVC 2 (Ecossistemas e mosaicos no nível da paisagem), podem ser formuladas hipóteses relacionadas ao efeito da conectividade entre fragmentos na ocorrência de espécies sensíveis, considerando que a conectividade da paisagem é determinante para a manutenção de populações viáveis em ambientes fragmentados (FAHRIG, 2003).

No caso do AVC 3 (Ecossistemas e habitats), hipóteses podem testar a resposta de espécies indicadoras à integridade de habitats específicos, como áreas ripárias, muçunungas, veredas ou remanescentes florestais mais conservados, utilizando grupos sensíveis como anfíbios ou aves florestais como bioindicadores. Para o AVC 4 (Serviços ecossistêmicos), as hipóteses podem incorporar a relação entre atributos ecológicos e a manutenção de serviços, como a influência da cobertura florestal na qualidade da água, utilizando métricas indiretas derivadas do monitoramento da fauna. Já os atributos de AVC 5 (Necessidades da comunidade) e AVC 6 (Valores culturais) podem ser contemplados por meio da integração de dados ecológicos com informações socioambientais, avaliando a relação entre biodiversidade e uso de recursos naturais por comunidades locais.

Essas hipóteses devem orientar tanto o delineamento amostral quanto a interpretação dos resultados, permitindo que o monitoramento funcione como um sistema de teste de cenários ecológicos. Na prática, isso pode ser operacionalizado por meio da comparação entre unidades amostrais ao longo de gradientes de manejo, da

avaliação de respostas antes e após intervenções de restauração, ou da análise de tendências temporais associadas a mudanças na paisagem, fortalecendo a geração de evidências aplicáveis à gestão.

Adicionalmente, é fundamental estabelecer indicadores ecológicos operacionais e limiares de referência (thresholds) que orientem a tomada de decisão. Por exemplo, a redução na frequência de registros de espécies-chave ou o aumento na dominância de espécies generalistas pode acionar medidas de manejo, como intensificação de ações de restauração, controle de perturbações ou revisão do planejamento espacial das operações florestais. Da mesma forma, mudanças na composição funcional das comunidades podem indicar alterações na qualidade do habitat, demandando ajustes nas práticas de manejo (BIBBY *et al.*, 2000; SUTHERLAND, 2006).

Outro aspecto central é a institucionalização de rotinas periódicas de análise e revisão, como reuniões técnicas anuais ou bienais, nas quais os resultados do monitoramento sejam avaliados por equipes multidisciplinares. Essas avaliações devem resultar em recomendações práticas, como redefinição do esforço amostral, inclusão de novos grupos taxonômicos, ajuste no posicionamento das unidades amostrais ou adoção de novas metodologias.

A aplicação da gestão adaptativa também pode ser fortalecida pela integração do monitoramento com instrumentos de planejamento territorial. Dados oriundos de delineamentos espaciais (como grades ou hexágonos amostrais) podem ser utilizados para identificar áreas prioritárias para restauração, zonas de maior sensibilidade ecológica ou regiões que demandam maior conectividade, orientando intervenções mais eficientes em escala de paisagem.

Adicionalmente, recomenda-se a utilização de abordagens quantitativas robustas, como modelos de ocupação e detecção, análises de tendência temporal e métricas de diversidade funcional, que permitem separar efeitos de detectabilidade de mudanças reais na comunidade, aumentando a confiabilidade das inferências ecológicas (MACKENZIE *et al.*, 2002). Essas ferramentas são particularmente relevantes em contextos com variações no esforço amostral.

Por fim, destaca-se que a efetividade da gestão adaptativa depende diretamente da continuidade temporal e da consistência metodológica do monitoramento, uma vez

que séries históricas robustas são essenciais para a detecção de tendências e avaliação de respostas às intervenções (LEGG & NAGY, 2006). Nesse sentido, é fundamental que o monitoramento seja tratado como um componente permanente da gestão ambiental, com recursos, planejamento e estrutura institucional adequados.

Em síntese, o aprimoramento do monitoramento da fauna silvestre estruturado sob a lógica da gestão adaptativa não apenas eleva o rigor técnico dos programas de biodiversidade, mas também transforma dados em decisões, reduz riscos socioambientais e fortalece a conservação da biodiversidade em paisagens florestais produtivas, alinhando-se às crescentes demandas por *Environmental, Social and Governance* (ESG), certificações e de sustentabilidade (NATURAL HISTORY MUSEUM, 2023).

## 10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, Edson F.; CASALI, Daniel; COSTA-ARAÚJO, Rodrigo; GARBINO, Guilherme S. T.; LIBARDI, Gustavo S.; LORETTO, Diogo; LOSS, Ana Carolina; MARMONTEL, Miriam; MORAS, Ligiane M.; NASCIMENTO, Maria Clara; OLIVEIRA, Márcio L.; PAVAN, Silvia E.; TIRELLI, Flávia P. *Lista de Mamíferos do Brasil*. Versão 2024-1. **Sociedade Brasileira de Mastozoologia**, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.5281/zenodo.14536925>. Acesso em: 10 outubro 2025.

ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **The Condor**, v. 101, n. 3, p. 537–548, 1999.

AMAZONAS, N. T.; VIANI, R. A. G.; REGO, M. G. A.; VANCINE, M. H.; RIBEIRO, M. C. **Conciliando a agricultura e a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos**. ResearchGate, [S. I.], 2022. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/387008882>. Acesso em: 06 janeiro 2026.

ANTUNES, A. Z. et al. Avifauna do Parque Estadual Carlos Botelho. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, 2010.

ANTUNES, A. Z. et al. Aves do Parque Estadual Carlos Botelho – SP: *Birds from Carlos Botelho State Park, São Paulo, southeastern Brazil*. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 13, n. 2, p. 1–12, abr./jun. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000200012>.

BANKS-LEITE, C.; PARDINI, R.; TAMBOSI, L. R.; ANDREAZZI, C. S.; BUENO, A. A.; PONTES, C. L. M. T.; METZGER, J. P. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014.

BARBOSA, K. V. de C. **Ecologia e comportamento das aves migratórias neotropicais austrais e a urbanização da Mata Atlântica do Brasil**. 2020. 158 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2020.

BARLOW, J.; MESTRE, L. A. A.; GARDENER, T. A.; PERES, C. A. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. **Biological Conservation**, v. 136, n. 2, p. 212-231, 2007.

BASS, S.; THORNBER, K.; HUGHES, B.; HIGMAN, S.; MAYERS, J. **Certification's impacts on forests, stakeholders and supply chains**. London: Earthscan, 2001.

BECKER, C. G.; FONSECA, C. R.; HADDAD, C. F. B.; BATISTA, R. F.; PRADO, P. I. Habitat split and the global decline of amphibians. **Science**, v. 318, n. 5857, p. 1775–1777, 2007.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology**: From Individuals to Ecosystems. 4. ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2006.

BELMONTE-LOPES, R.; BRAVO, G. A.; BORNESCHEIN, M. R.; MAURÍCIO, G. N.; PIE, M. R.; BRUMFIELD, R. T. Genetic and morphological data support placement of *Myrmotherula gularis* (Spix) in the monotypic genus *Rhopias* Cabanis and Heine (Aves: Passeriformes: Thamnophilidae). **Zootaxa**, v. 3451, p. 1–16, 2012.

BENCKE, G. A.; MAURÍCIO, G. N.; DEVELEY, P. F.; GOERCK, J. M. **Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil**: parte 1 – estados do domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil, 2006.

BERTOLO, L. S.; LIMA, G. T. N. P.; DOS SANTOS, R. F. Proposta metodológica para medidas de direção e intensidade de mudanças na paisagem. In: **Anais 2º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, Corumbá, INPE, p. 383-391, 2009.

BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A.; MUSTOE, S. H. **Bird census techniques**. 2. ed. London: Academic Press, 2000.

**BIODIVERSITY and human well-being**: essential links. United Nations, [S. l.], 2022.

BIOTA NEOTROPICA. Understanding distribution and survey gaps of mammals from the Atlantic Forest and Cerrado biomes. **Biota Neotropica**, v. 24, n. 2, 2024.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Endemic Bird Areas of the world**: priorities for biodiversity conservation. Cambridge: BirdLife International, 2018.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Biatas nigropectus*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2018. Disponível em: <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/white-bearded-antshrike-biatas-nigropectus>. Acesso em: 05 dezembro 2025.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Eleoscytalopus indigoticus*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2022. Disponível em: <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/white-breasted-tapaculo-eleoscytalopus-indigoticus>. Acesso em: 05 dezembro 2025.

BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Important Bird and Biodiversity Areas (IBA)**. Cambridge: BirdLife International, 2022. Disponível em: <http://www.birdlife.org/datazone/info/ibaguide>. Acesso em: 06 janeiro 2026.

BISPO, A. Â.; LUGARINI, C.; SERAFINI, P. P.; GUILHERME, E.; SILVEIRA, L. F. Protocolo para monitoramento de comunidades de aves em unidades de conservação federais. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v. 6, n. 1, p. 24–41, 2016.

BISPO, A. A. et al. Monitoramento de aves como ferramenta para avaliação ambiental. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 24, n. 2, p. 120–130, 2016.

BODRATI, A.; COCKLE, K. L.; DI SALLO, F. G. Nesting and natural history of the Plain-winged Woodcreeper (*Dendrocincla turdina*): foraging associations and uniparental care. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 130, n. 4, p. 935–949, 2018.

BODRATI, A.; COCKLE, K. L. Nesting and social roosting of the Ochre-collared Piculet (*Picumnus temminckii*). **Ornitología Neotropical**, 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lista Nacional Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 245, p. 121-126, 18 dez. 2014. Seção 1.

BREGMAN, T. P.; SEKERCIOGLU, C. H.; TOBIAS, J. A. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. **Biological Conservation**, v. 169, p. 372-383, 2014.

BRITO JÚNIOR, J. M. Aves como bioindicadores da qualidade ambiental: fundamentos e aplicações. In: MORO, R. S.; GUEDES, N. M. R.; ANDRADE, L. P.; FAVERO, S. (org.). **Observação de aves como ferramenta de educação ambiental**. Campo Grande: Universidade Anhanguera-Uniderp, 2013.

BROCARD, C. R. *et al.* Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, continuum florestal do Paranapiacaba. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 12, n. 4, p. 1–15, 2012.

BROOKS, T. M.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; KONSTANT, W. R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, v. 16, n. 4, p. 909-923, 2002.

BROOKS, T. M.; TOBIAS, J.; BALMFORD, A. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. **Animal Conservation**, v. 2, p. 211-222, 1999.

BROWN, E.; JENNINGS, S.; HIGMAN, S. **The High Conservation Value Forest Toolkit**. ProForest, 2013.

BROWN, E.; SENIOR, M. J. M. **Common Guidance for the Management and Monitoring of High Conservation Values**. HCV Resource Network, 2014 (amended 2018).

BUCKLAND, Stephen T. et al. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford: Oxford University Press, 2001.

BURLEY, J.; GAULD, I. D. **Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests**. Oxford: CIFOR/Oxford Forestry Institute, 1995.

BURLEY, F. W.; GAULD, I. D. Bioindicators of environmental quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 34, p. 1–10, 1995.

BURNHAM, Kenneth P.; OVERTON, W.

BURTON, A. C.; NEILSON, E.; MOREIRA, D.; LADLE, A.; STEENWEG, R.; FISHER, J. T.; BAYNE, E.; BOUTIN, S. **Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes**. *Journal of Applied Ecology*, v. 52, n. 3, p. 675–685, 2015.

BUSH, G.; GOSSIP, T. S.; WARD, J. S.; BANCROFT, D. R. Passive acoustic monitoring in biodiversity assessments. **Ecological Indicators**, 2020.

BUSH, G. Forest certification and tropical timber markets. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 26, 2008.

CAMPOSTRINI, L. G. **Fauna de vertebrados ameaçada de extinção como indicadora de biodiversidade para consolidação de um corredor ecológico na Costa do Descobrimento, Bahia**. 2021. 131 f. Dissertação (Mestrado em Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2021.

CASA DA FLORESTA AMBIENTAL. **Monitoramento de Fauna e Flora e Avaliação Ecológica Rápida**: Suzano S/A Unidade São Paulo. Piracicaba, 2019. Relatório técnico com dados de 2018.

CASA DA FLORESTA AMBIENTAL. **Monitoramento da Biodiversidade com ênfase na Fauna Silvestre**: Suzano S/A Unidade São Paulo. Piracicaba, 2025. Relatório técnico com dados de 2024.

CHANDLER, Mark et al. Contribution of citizen science to biodiversity monitoring. **Biological Conservation**, v. 213, p. 280–294, 2017.

CHAO, Anne et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, 2014.

CHEIDA, C. C.; RODRIGUES, F. H. G. Introdução às técnicas de estudo em campo para mamíferos carnívoros terrestres. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; ROSSANEISM, B. K.; FREGONEZI, M. N. (org.). **Técnicas de estudos aplicadas aos mamíferos silvestres brasileiros**. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, p. 89-121, 2010.

COCKLE, K. L. Habitat, distribution, and conservation of atlantic forest birds in Argentina: notes on nine rare or threatened species. **Ornitologia Neotropical**, v. 17, p. 243-258, 2006.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**. Series B, London, v. 345, p. 101–118, 1994.

CORDEIRO, P. H. C. **Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia**: análise dos padrões de distribuição geográfica das aves endêmicas da Mata Atlântica... 2005.

COSTANZA, Robert; DE GROOT, Rudolf; BRAAT, Leon; KUBISZEWSKI, Ida; FIORAMONTI, Lorenzo; SUTTON, Paul; FARBER, Stephen; GRASSO, Monica. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, [S.l.], v. 28, p. 1–16, 2017. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.09.008.

DE ANGELO, C.; PAVIOLO, A.; DI BITETTI, M. S. Population density and habitat associations of ocelots and other small felids in the Atlantic Forest. **Mammalian Biology**, v. 76, n. 1, p. 58-63, 2011.

DELOITTE. **Sustainability and ESG Services**: global report. [S. l.]: Deloitte Development LLC, 2023. Documento técnico.

DESBIEZ, Arnaud Leonard Jean; BERTONATTI, Claudio; MEDRI, Walfrido Moraes; MOURÃO, Guilherme de Miranda; ROCHA, Flávia Lopes. Status and threats to the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*). **Edentata**, v. 21, p. 1-14, 2020.

DEVELEY, P. F.; MARTENSEN, A. C. As aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status e conservação. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (org.). **Mata Atlântica**: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p. 275–298.

DEVELEY, Pedro F.; STOUFFER, Philip C. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. *Conservation Biology*, Boston, v. 15, n. 5, p. 1416–1422, 2001. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2001.00170.x.

DI BITETTI, M. S.; PAVIOLO, A.; DE ANGELO, C.; DI BLANCO, Y. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica*, v. 36, n. 5, p. 403–412, 2010.

DÍAZ, S.; FARGIONE, J.; CHAPIN III, F. S.; TILMAN, D. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*, v. 4, n. 8, p. 1300-1305, 2006.

DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC, N. J. B.; COLLEN, B. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, v. 345, n. 6195, p. 401-406, 2014.

DUTRA DA SILVA, J. **Ecologia espaço-temporal de *Nasua nasua* e *Procyon cancrivorus* (Carnivora: Procyonidae) no extremo sul da Mata Atlântica.** 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019.

DUTRA, J.; PEREIRA, M. J. R.; HORN, P.; GRAVES, V.; TIRELLI, F. P. Sympatric procyonids in the Atlantic Forest: revealing differences in detection, occupancy, and activity of the coati and the crab-eating raccoon in a gradient of anthropogenic alteration. *Mammalian Biology*, v. 103, p. 289–301, 2023.

ELBAKIDZE, Marine; ANGELSTAM, Per; SANDSTRÖM, Camilla; AXELSSON, Robert; VILLARD, Marc-André; CHERNYAVSKYY, Mykola; NORDBERG, Mats; LÖHMUS, Asko; BRUAKAS, Vilhelmas; BRAZERAITIS, Gediminas. Sustainability assessment and monitoring in forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, v. 262, n. 9, p. 1692–1700, 2011.

EOW European Observatory of Wildlife. Wildlife monitoring. 2024.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487–515, 2003

FAIVOVICH, J.; HADDAD, C. F. B.; BAÊTA, D.; JUNGFER, K. H.; ALVAREZ, S. D.; BRANDÃO, R. A.; SHEIL, C.; WHEELER, W. C. Phylogenetic relationships of the Hylidae (Anura). **Cladistics**, v. 26, p. 1–41, 2010.

FAZZA, A. C. **Filogeografia de Dendrocincla turdina e de Drymophila squamata (Aves)**: subsidiando a reconstrução da história evolutiva de passeriformes da Mata Atlântica. 2015. Tese (Doutorado em Biologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

FERRAZ, G.; MARINELLI, C. E.; LOVEJOY, T. E. Biological monitoring in the Amazon: recent progress and future needs. **Biotropica**, v. 40, n. 1, p. 7–10, 2008.

FERRAZ, K. M. P. M. B. Ecologia de paisagens e manejo florestal. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, 2009.

FERRAZ, S. F. B.; FERRAZ, S. **Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services**. 2009.

FERRAZ, Silvio Frosini de Barros et al. Avaliação do esforço amostral em estudos de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 6, n. 1, p. 1–7, 2008.

FERRAZ, Silvio Frosini de Barros. Dinâmica e modelagem da biodiversidade em paisagens fragmentadas. Piracicaba: **ESALQ/USP**, 2009.

FERREZ, Alexandre P.; FERRAZ, Silvio F. B.; CASSANO, Camila R.; RODRIGUES, Ricardo R.; METZGER, Jean Paul. Avaliação da efetividade de Áreas de Alto Valor de Conservação em mosaicos de uso do solo. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, p. 1123–1140, 2021.

FERREZ, Silvio F. B.; FERRAZ, Kátia M. P. M. B.; RODRIGUES, Ricardo R.; METZGER, Jean Paul. How do management alternatives of fast-growing forests affect water quantity and quality in southeastern Brazil? **Journal of Environmental Management**, [S. l.], 2021.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Global Forest Resources Assessment 2024**. Rome: FAO, 2024

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **State of the World's Forests 2024**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2024.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (FSC). **Princípios e Critérios para o Manejo Florestal Responsável**. FSC-STD-01-001 V5-0 EN. Bonn: FSC International, 2010.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (FSC). **FSC guidelines for the identification and management of high conservation values**. Bonn: FSC International Center, 2017. Disponível em: <https://fsc.org>. Acesso em: 10 Dezembro 2025.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (FSC). **Guidance for Standard Development Groups: Developing National High Conservation Value Frameworks**. FSC-GUI-60-009 V1-0. Bonn, 2017.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (FSC). **High Conservation Values (HCV) Guidance**. Bonn: FSC, 2014.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (FSC). **New FSC Forest Stewardship Standard for Plantations in Brazil**. Bonn, 2024.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (FSC). **FSC-STD-BRA-01-2014 V1-1 PT: Avaliação de Plantações Florestais na República Federativa do Brasil: Padrão Harmonizado entre as Certificadoras**. São Paulo: Forest Stewardship Council, 2014.

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (FSC). **FSC-STD-BRA-01-2025-Plantações PT: Padrão de Manejo Florestal do FSC para Plantações no Brasil**. São Paulo: Forest Stewardship Council, 2024.

FREITAS, M. A.; SILVA, T. F. S. **Guia ilustrado: a herpetofauna das caatingas a áreas de altitude do Nordeste brasileiro**. Pelotas: USEB, 2007. 384 p.

FROST, D. R. **Amphibian species of the world**: an online reference. Version 6.2. New York: American Museum of Natural History, 2024. Disponível em: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>. Acesso em: 06 março 2025.

GABRIEL, Vinícius Avelar; FERRAZ, Silvio F. B.; IZIDORO, Cassiano R.; RODRIGUES, Ricardo R. A importância das plantações de eucalipto na conservação da biodiversidade. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 33, n. 74, p. 203–213, 2013.

GABRIEL, Vinícius Avelar; FERRAZ, Silvio F. B.; IZIDORO, Cassiano R.; RODRIGUES, Ricardo R. Landscape connectivity and biodiversity in eucalyptus mosaics. **Forest Ecology and Management**, v. 307, p. 11-22, 2013.

GABRIEL, Vinícius Avelar; FERRAZ, Silvio F. B.; IZIDORO, Cassiano R.; RODRIGUES, Ricardo R. Monitoramento da fauna em paisagens florestais: desafios e perspectivas. **Revista de Conservação da Natureza**, v. 11, n. 2, p. 45–58, 2013.

GALETTI, Mauro; MOLEÓN, Marcos; JORDANO, Pedro; PIRES, Mathias M.; GUIMARÃES JR., Paulo R.; PAPE, Thomas; DIRZO, Rodolfo. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic Forest remnant. **Animal Conservation**, v. 20, p. 270-281, 2017.

GALETTI, Mauro; LAPS, Rudi Ricardo; PIZO, Marco Aurélio. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, p. 1086-1090, 2013.

GALETTI, M.; GIACOMINI, H. C.; BUENO, R. S.; BERNARDO, C. S. S.; MARQUES, R. M.; BOVENDORP, R. S.; STEFFLER, C. E.; RUBIM, P.; GOBBO, S. K.; DONATTI, C. I.; BEGOTTI, R. A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R. A.; CHIARELLO, A. G.; PERES, C. A. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1229-1241, 2009.

GALLETTI, Mauro et al. Mammals in São Paulo State: diversity, distribution, ecology, and conservation / Mamíferos do Estado de São Paulo: diversidade, distribuição, ecologia e conservação. **Biota Neotropica**, v. 22, esp., e20221363, 2022.

GARDNER, T. A. et al. The value of primary, secondary, and plantation forests for a Neotropical herpetofauna. **Conservation Biology**, v. 21, n. 3, p. 775–787, 2007.

GARDNER, Toby A. et al. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically-responsible management. **Biological Conservation**, v. 143, n. 12, p. 2896–2905, 2010.

GIBBONS, J. W. et al. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. **BioScience**, v. 50, n. 8, p. 653–666, 2000.

GILL, F.; DONSKER, D.; RASMUSSEN, P. (eds.). **IOC World Bird List v. 11.1 – Antbirds**. 2021.

GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY (GBIF). **GBIF Annual Report**. Copenhagen: GBIF Secretariat, 2023.

GOERCK, J. M. **Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil**. 1997. Dissertação (Mestrado) – University of Missouri, St. Louis, 1997.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **A Primer of Ecological Statistics**. 2. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2013.

GOTELLI, N.; COLWELL, R. Estimating species richness. **Ecology Letters**, v. 14, n. 7, p. 703-715, 2011.

GOTELLI, Nicholas J.; COLWELL, Robert K. Estimating species richness. In: MAGURRAN, Anne E.; MCGILL, Brian J. (org.). **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. Oxford: Oxford University Press, 2011. p. 39–54.

GUEDES, T. B.; ENTIAUSPE-NETO, O. M.; COSTA, H. C. **Lista de répteis do Brasil: atualização de 2022**. Herpetologia Brasileira, v. 12, n. 1, p. 56–161, 2023.

HADDAD, C. F. B.; PRADO, C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 207–217, 2005.

HADDAD, C. F. B.; TOLEDO, L. F.; PRADO, C. P. A.; LOEBMANN, D.; GASPARINI, J. L.; SAZIMA, I. **Guia dos anfíbios da Mata Atlântica: diversidade e biologia**. São Paulo: Anolis Books, 2013.

HADDAD, Nick M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, e1500052, 2015.

HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L. C.; FOSTER, M. S. **Measuring and monitoring biological diversity**. Standard methods for Amphibians. Washington: Smithsonian Institution Press, 1994.

HELTSHE, James F.; FORRESTER, Nancy E. Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*, Washington, v. 39, n. 1, p. 1–11, 1983. DOI: 10.2307/2530802.

HOLLING, C. S. *Adaptive environmental assessment and management*. Chichester: John Wiley & Sons, 1978.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES (IBÁ). **Relatório Anual 2024**. Brasília: IBÁ, 2024. Disponível em: IBA2024\_relatorio\_2024-09-23\_DV.indd. Acesso em: 02 novembro 2025.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES (IBÁ). **Relatório Anual 2025**. Brasília: IBÁ, 2025. Disponível em: IBA\_relatorio\_digital\_POR.pdf. Acesso em: 10 janeiro 2026.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES (IBÁ). **Relatório Setorial: sustentabilidade e uso da terra**. São Paulo: IBÁ, 2021. Disponível em: <https://iba.org/datafiles/publicacoes/>. Acesso em: 09 jul. 2025.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**: Volume I e II. Brasília, DF: ICMBio, 2018.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Plano de Ação Nacional para a Conservação da Onça-Parda (Puma concolor)**. Brasília: ICMBio, 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/pan-onca-parda/1-ciclo/pan-onca-parda-matriz-planejamento.pdf>. Acesso em: 05 dezembro 2025.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Programa Monitora: guia metodológico**. Brasília: ICMBio, 2020.

INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS (IPÊ). **A biodiversidade no campo: importância da conservação para a agricultura**. Nazaré Paulista, SP: IPÊ, 2021.

INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS (IPÊ). **Relatório de Atividades 2024**. Nazaré Paulista: IPÊ, 2024. Disponível em: IPÊ Relatório de Atividades 2024. Acesso em: 02 novembro 2025.

INSTITUTO DE MANEJO E CERTIFICAÇÃO FLORESTAL E AGRÍCOLA (IMAFLORA).. **Brasil Certificado: a história da certificação florestal no Brasil**. Piracicaba: Imaflora, 2005. Disponível em: [https://www.imaflora.org/downloads/biblioteca/Brasil\\_certificado.pdf](https://www.imaflora.org/downloads/biblioteca/Brasil_certificado.pdf). Acesso em: 02 novembro 2025.

INSTITUTO DE MANEJO E CERTIFICAÇÃO FLORESTAL E AGRÍCOLA (IMAFLORA). **Histórico da certificação FSC no Brasil**. Piracicaba: Imaflora, 2000.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **Key Biodiversity Areas: Global Standard**. Gland: IUCN, 2018.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **Last refuges of endangered species mapped, showing nearly half lack protection**. Gland: International Union for Conservation of Nature, 2018. Disponível em:

<https://www.iucn.org/news/species/201811/last-refuges-endangered-species-mapped-showing-nearly-half-lack-protection>. Acesso em: 09 julho 2025.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **The IUCN Red List of Threatened Species**. Gland: IUCN, 2020. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 01 fev. 2021.

JACCARD, P. The distribution of the flora in the alpine zone. **New Phytologist**, v. 11, n. 2, p. 37-50, 1912.

JACKSON, L. **Wildlife Surveys and Monitoring**. 2020.

JENNINGS, S.; NUSSBAUM, R.; JUDD, N.; EVANS, T. **The High Conservation Value Forest Toolkit**. ProForest, Oxford, 2003.

KASPER, C. B.; MAZIM, F. D.; SOARES, J. B. G.; OLIVEIRA, T. G.; FABIÁN, M. E. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1087-1100, 2007.

KILPATRICK, A. Marm; SREEDHARA, S.; TESSAROLO, G.; LIPPI, C. A.; GUMEL, A. B.; BOWMAN, D. D.; LEVY, M. Z. Biodiversity and the ecology of emerging infectious diseases. **Nature Reviews Microbiology**, [S. l.], v. 15, n. 10, 2017.

KOLEFF, Patricia; GASTON, Kevin J.; LENNON, Jack J. Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology*, Oxford, v. 72, n. 3, p. 367–382, 2003. DOI: 10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Justus Perthes, 1928.

KPMG. **Biodiversity in Business Models**. 2022. Disponível em: <https://kpmg.com/pl/en/home/services/business-advisory/energy-and-climate/biodiversity-in-business-models.html>. Acesso em: 09 jul. 2025.

KREBS, Charles J. *Ecological methodology*. 2. ed. Menlo Park: Addison-Wesley, 1999.

LEE, S. J.; SILVEIRA, L. F.; ANTUNES, A. Z.; SILVA E SILVA, R.; FIGUEIREDO, L. F. A.; CAVARZERE, V. Updated checklist of the birds of São Paulo State, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 65, n. 12, p. 1-20, 2025.

LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation value of remnant riparian forest corridors for birds and mammals. **Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 439-449, 2008.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.

LEGG, C.; NAGY, L. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. **Journal of Environmental Management**, v. 78, p. 194–199, 2006.

LIMA, K. C. B. **Padrão de atividade e uso de habitat por Irara (Eira barbara, Linnaeus 1758) em áreas de altitude na Serra da Mantiqueira, Mata Atlântica, MG**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2018.

LIMA, K. C. B.; PASSAMANI, M.; ROSA, C. **Daily tayra (Eira barbara, Linnaeus 1758) activity patterns and habitat use in high montane tropical forests**. 2020. Disponível em:

[https://www1.icmbio.gov.br/parnaitatiaia/images/stories/2020/O\\_que\\_fazemos/Notas\\_de\\_Pesquisa/405.pdf](https://www1.icmbio.gov.br/parnaitatiaia/images/stories/2020/O_que_fazemos/Notas_de_Pesquisa/405.pdf). Acesso em: 05 dez. 2025.

LINDENMAYER, D. B.; LIKENS, G. E. The science and application of ecological monitoring. **Biological Conservation**, v. 143, p. 1317–1328, 2010.

LINHARES, Felipe; SILVA, Marcelo; SANTOS, Ana; OLIVEIRA, Ricardo. Biodiversidade e saúde humana: integração de políticas para o bem-estar. **Revista Brasileira de Saúde e Meio Ambiente**, [S. l.], 2023.

MACLEOD, Catherine J.; TINKER, David B.; GORMLEY, Andrew M.; SPURR, Eric B. Detecting species declines: testing the performance of monitoring methods. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 48, n. 2, p. 447–455, 2011.

MACKENZIE, Darryl I. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v. 83, n. 8, p. 2248–2255, 2002.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 2004.

MARINHO, P.; SANTOS, M. T. T.; FAIVOVICH, J.; LYRA, M. L.; GIARETTA, A. A.; HADDAD, C. F. B.; CARVALHO, T. R. A new species of the *Aplastodiscus albosignatus* group (Hylinae: Cophomantini) from the northern Mantiqueira Mountain Range. **Herpetologica**, v. 80, n. 1, p. 51–66, 2024.

MARQUES, O. A. V.; ETEROVIC, A.; NOGUEIRA, C. C.; SAZIMA, I. **Serpentes do Cerrado**. Ribeirão Preto: Holos, 2015.

MARQUES, O. A. V.; ETEROVIC, A.; SAZIMA, I. **Serpentes da Mata Atlântica**. Cotia: Ponto A, 2019.

MARQUES, O. A. V.; ETEROVIC, A.; STRUSSMANN, C. **Serpentes do Pantanal**. Ribeirão Preto: Holos, 2005.

MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Association of forest cover, fragment area and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, 2012.

MIRANDA, Flávia R.; BERTONATTI, Claudio; MEDRI, Walfrido Moraes; MOURÃO, Guilherme de Miranda; ROCHA, Flávia Lopes. Ecology and conservation of the giant anteater in Brazil. **Mastozoología Neotropical**, v. 21, n. 1, p. 1-15, 2014.

MIRANDA, L. S.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; GIANNINI, T. C. Climate change impact on ecosystem functions provided by birds in southeastern Amazonia. **PLOS ONE**, v. 14, n. 4, p. e0215229, 2019.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira**. Brasília, DF: MMA, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Lista da fauna silvestre brasileira ameaçada de extinção**. 2014. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm>. Acesso em: 10 outubro 2025.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

NATURAL HISTORY MUSEUM. Getting started with wildlife monitoring. London, 2023.

NICHOLS, J. D.; CONROY, M. J. Estimation of wildlife population parameters. In: BOOKHOUT, T. A. *Research and management techniques for wildlife*. Bethesda: The Wildlife Society, 1996.

NICHOLS, J. D.; WILLIAMS, B. K. Monitoring for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 12, p. 668–673, 2006.

NORRIS, D. Model thresholds are more important than presence location type: Understanding the distribution of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in a continuous Atlantic Forest of southeast Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 9, 2014.

O'BRIEN, Timothy G. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. In: O'CONNELL, Allan F.; NICHOLS, James D.; KARANTH, K. Ullas (ed.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Tokyo: Springer, 2011. p. 71–96.

O'CONNELL, A. F.; NICHOLS, J. D.; KARANTH, K. U. (org.). **Camera traps in animal ecology: methods and analyses**. Tokyo: Springer, 2011.

PACHECO, José Fernando; SILVEIRA, Luís Fábio; ALEIXO, Alexandre; AGNE, Christian Elly; BENCKE, Glayson Ariel; BRAVO, Gustavo A.; BRITO, Guilherme R. R.; COHN-HAFT, Mario; MAURÍCIO, Giovanni Nachtigall; NAKA, Luciano Nicolas; OLMOS, Fabio; POSSO, Sérgio; LEES, Alexander C.; FIGUEIREDO, Luiz Fernando A.; CARRANO, Eduardo; GUEDES, Rodrigo C.; CESARI, Evaldo; FRANZ, Ismael; SCHUNCK, Fabio; PIACENTINI, Vítor de Q. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee — second edition. **Ornithology Research**, v. 29, n. 2, p. 94–105, 2021.

PAGLIA, Adriano P.; FONSECA, Gustavo A. B. da; RYLANDS, Anthony B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, Adriano G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. da C.; MITTERMEIER, Russell A.; PATTON, James L. **Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil**. 2. ed. Arlington, VA: Conservation International, 2012. 76 p.

PAOLUCCI, Lucas N.; RESENDE, Angelica S.; DUTRA, Maria S.; PERES, Carlos A.; VAZ-DE-MELLO, Fernando Z. Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. **Biotropica**, v. 50, n. 2, p. 237-246, 2018.

PARKER, Theodore A.; STOTZ, Douglas F.; FITZPATRICK, John W. Ecological and distributional databases for Neotropical birds. In: STOTZ, Douglas F.; FITZPATRICK, John W.; PARKER III, Theodore A.; MOSKOVITS, Debra K. (ed.). **Neotropical Birds: Ecology and Conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996.

PEREIRA, A. C.; SERRA, J. C. V. Dispositivos e equipamentos de monitoramento de herpetofauna, mastofauna e avifauna utilizados em pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) no estado do Tocantins. **Engenharia Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 249-263, 2012.

PEREIRA, Henrique M. et al. Essential biodiversity variables. **Science**, v. 339, n. 6117, p. 277–278, 2013.

PERES, Carlos A.; EMILIO, Thaise; SCHIETTI, Juliana; DESMOULIÈRE, Frédéric J. M.; LEVI, Tal. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)**, v. 113, n. 4, p. 892-897, 2016.

PERRELLA, Daniel F.; BIAGOLINI-JR, Carlos H.; RIBEIRO-SILVA, Lais; GREGORIN, Renato; FRANCISCO, Pedro M. Reproduction of the Atlantic Forest endemic star-throated antwren, *Rhopias gularis* (Aves: Thamnophilidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 2, p. 356–360, 2017.

PFEIFER, Ricardo M.; OLIVEIRA, J. B.; MATTOS, I. F. A.; VIEIRA, S. R. **Classificação e características dos Latossolos Vermelho-Amarelos no Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agronômico, 1986.

PICK-UPAU. **Saracura-do-mato (Aramides saracura)**. Projeto Aves – Conheça as Espécies. 2018. Disponível em: <https://www.pick-upau.org.br>. Acesso em: 05 dez. 2025.

PIMENTA, M. L. F.; VICENS, R. S.; CRUZ, C. B. M. O uso de matrizes hexagonais para análise de mudanças em métricas fluviais. **Revista Geonorte**, v. 5, n. 20, p. 391-395, 2014.

PILAR DO SUL (SP). *Plano municipal de recuperação e conservação da Mata Atlântica (PMMA)*. Pilar do Sul, 2023. Disponível em: <https://pmma.etc.br/8114-2/> . Acesso em: 05 outubro 2025.

POCOCK, Michael J. O. et al. The diversity and evolution of ecological and environmental citizen science. **PLOS ONE**, v. 14, n. 4, e0215959, 2019.

POLETTO, Fabio; ANJOS, Luiz dos; LOPES, Edson V.; VOLPATO, Grazielle H. Caracterização do micro-habitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, p. 545–553, 2004.

PRYKE, James; SAMWAYS, Michael J.; GAIGHER, René; JOVANOVIC, Milos. Heterogeneous conservation corridors of remnant vegetation protect biodiversity in South African timber mosaics. **Biodiversity and Conservation**, [S. l.], 2024.

PROENÇA, Vânia et al. Global biodiversity monitoring: from data to indicators. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, p. 449–475, 2017.

PROFOREST. **Guia de Boas Práticas para Avaliações de Altos Valores para Conservação**. Oxford: Proforest, 2008.

PwC. **Global Forest and Paper Practice: Certification and sustainability**. [S. l.]: PwC International, 2022. Documento técnico.

QUIGLEY, Howard; TORTATO, Fernando; RODRIGUES-NETO, João; CULLEN JR., Laury. Puma populations and human impacts in South America. **Mammal Review**, v. 47, p. 1-13, 2017.

RALPH, C. J.; SAUER, J. R.; DROEGE, S. **Monitoring Bird Populations by Point Count**. Berkeley, California: USDA, Forest Service, 1995. 181 p. (USDA. General Technical Report PSW-GTR 149).

RAMETSTEINER, E.; SIMULA, M. Forest certification an instrument to promote sustainable forest management? **Journal of Environmental Management**, v. 67, p. 87–98, 2003.

RIBEIRO, F. F. **Métricas da paisagem como determinantes de corredores ecológicos**: o caso da Chapada dos Veadeiros. 2014. 76 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) Universidade de Brasília, Brasília, 2014.

RIJA, A. A.; CRITCHLOW, R.; THOMAS, C. D.; BEALE, C. M. Global extent and drivers of mammal population declines in protected areas under illegal hunting pressure. **PLOS ONE**, v. 15, n. 8, p. 1-14, 2020.

RIPPLE, William J.; ESTES, James A.; BESCHTA, Robert L.; WILMERS, Christopher C.; RITCHIE, Euan G.; HEBBLEWHITE, Mark; BERGER, Joel; ELMHAGEN, Bodil; LETNIC, Mike; NELSON, Michael P. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. **Science**, v. 343, p. 1241484, 2014.

ROCHA, E. C.; DALPONTE, J. C. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de Cerrado em Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, v. 30, n. 6, p. 1069-1078, 2006.

ROMANELLI, Cristina; COOPER, David; CAMPBELL-LENDRUM, Diarmid; MAIERO, Mariam; KAUSHIK, Manu; SOW, Maria; COHEN, Carlos; NEIRA, Maria. **Connecting global priorities: biodiversity and human health**. [S. I.]: WHO/SCBD Report, 2016.

ROSSA-FERES, Denise C.; SAWAYA, Ricardo J.; FAIVOVICH, Julián; GIOVANELLI, José G. R.; BRASILEIRO, Cinthia A.; SCHIESARI, Luis; ALEXANDRINO, João; HADDAD, Célio F. B. Anfíbios do estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 47-66, 2011.

ROWCLIFFE, J. Marcus et al. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, v. 45, n. 4, p. 1228–1236, 2008.

RUIZ-ESPARZA, Juan; ROCHA, Silmary; ARAUJO, Helder; PINHEIRO, Anderson; FERRARI, Stephen. Expansion of the known range of *Myiornis auricularis* (Aves: Passeriformes) in the Atlantic Forest of northeastern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 13, n. 2, p. 177–182, 2018.

SANTANA, Amanda V.; OLIVEIRA, Santos; FERREIRA, Paulo; LOPES, Bruna. Multiyear assessment of Crab-eating Fox (*Cerdocyon thous*) activity patterns in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, 2025.

SANTIAGO, José Fernando Moreira. Biologia e conservação de *Picumnus temminckii* (Picidae) no Brasil. 2007. Dissertação (Mestrado em Zoologia) Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

SANTOS, Tiago; RIBEIRO, Milton; PARDINI, Renata; METZGER, Jean Paul. Spatial and temporal ecology of *Cerdocyon thous*: a mesopredator canid coping with habitat loss, fragmentation, and chronic anthropogenic disturbances. **Landscape Ecology**, 2024.

SÃO PAULO (Estado). Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema. **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da UGRHI 14**. Sorocaba: CBH-ALPA, 2023.

SÃO PAULO (Estado). Decreto n. 63.853 de 27 de novembro de 2018. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. São Paulo, v. 128, n. 221, p. 25, 29 nov. 2018. Seção 1.

SCHETTINO, L. M.; CARDOSO, F. Certificação como uma ferramenta na conservação de florestas naturais. In: WWF BRASIL. **Florestas e Certificação no Brasil**. Brasília: WWF, 2022.

SEGALLA, Magno V. et al. List of Brazilian amphibians. **Herpetologia Brasileira**, v. 10, n. 1, p. 121-216, 2021.

SEKERCIOGLU, Ç. H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 8, p. 464-471, 2006.

SFB Serviço Florestal Brasileiro. **Relatório Anual do Setor Florestal**. Brasília: SFB, 2024.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. 3. ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2001.

SIGRIST, T. **Guia de Campo Avis Brasilis – Avifauna Brasileira**. São Paulo: Avis Brasilis, 2013.

SILVA, C. E. S. **O processo de certificação florestal FSC**: perfil de uma instituição certificadora e de uma empresa certificada. 1999.

SILVA, J. M.; NAVONI, J. A.; FREIRE, E. M. X. Lizards as model organisms to evaluate environmental contamination and biomonitoring. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 7, p. 1-13, 2020.

SILVA, S. M. Mata Atlântica: uma apresentação. In: MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; CONTE, C. E. (org.). **Revisões em zoologia: Mata Atlântica**. 1. ed. Curitiba: Ed. UFPR, p. 315-364, 2017.

SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 79–86, 2005.

SNIF SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS. **Recursos florestais: florestas naturais**. [S. l.]: SNIF, 2024. Disponível em: <https://sni.florestal.gov.br/pt-br/temas-florestais/recursos-florestais/florestas-naturais>. Acesso em: 02 novembro 2025.

SOARES, C. S.; FANECA, L. F.; BARRETO, R. M. F. Levantamento de mamíferos de maior porte em seringais e florestas do sul da Bahia (Brasil) utilizando armadilhas fotográficas. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 10, n. 1, p. 36-45, 2013.

SOMENZARI, Marina et al. Análise da diversidade e conservação das aves do estado de São Paulo. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 58, 2018.

STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER III, T. A.; MOSKOVITS, D. K. **Neotropical birds: Ecology and Conservation**. Chicago: The University of Chicago Press, 1996.

SUTHERLAND, W. J. *Ecological census techniques*. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

SUZANO S.A. **Identificação de Áreas de Alto Valor de Conservação: AVC 1, 2, 3 e 4** Unidade de Negócio Florestal SP. [S. l.: s. n.], setembro de 2021.

SUZANO S.A. **Plano de Monitoramento da Biodiversidade com ênfase na Fauna Silvestre**. Revisão 02. [S. l.: s. n.], 2022.

SUZANO S.A. **Plano de Monitoramentos da Biodiversidade**. Revisão 03. [S. l.: s. n.], 2024.

SUZANO S.A. **Resumo Público do Plano de Manejo Florestal UNF São Paulo**. [S. l.: s. n.], 2023.

SUTHERLAND, William J. *Ecological census techniques: a handbook*. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

THE NATURE CONSERVANCY. **Voice, Choice and Action: enabling rights-based and community-led conservation**. Arlington, VA: TNC, 2022. Disponível em: <https://www.nature.org/en-us/about-us/where-we-work/priority-landscapes/voice-choice-action/>. Acesso em: 09 jul. 2025.

THOMPSON, W. L. **Sampling rare or elusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters**. Washington: Island Press, 2004.

TOBLER, Michael W.; CARRILLO-PERCÁSTEGUI, Sandra E.; LEITE PITMAN, Renata; MARES, Michael; POWELL, George. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, Cambridge, v. 11, n. 3, p. 169–178, 2008. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x.

TOLEDO, Luís Felipe et al. **Anfíbios da Mata Atlântica**. Aplicativo de celular. Versão 1.0.0. Econature Consultoria, Pesquisa e Educação Ambiental, 2021.

TOLEDO, L. F.; GAREY, M. V.; COSTA, T. R. N.; HADDAD, C. F. B. Anuran ecological traits and their relationship with habitat use and tolerance to disturbance. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 1–20, 2010.

TOLEDO, Luís Felipe et al. **Guia interativo dos anfíbios anuros do Cerrado, Campo Rupestre e Pantanal**. (Cd Rom). São Paulo, 2007.

TOZETTI, Alexandro M. et al. Répteis. In: MONTEIRO-FILHO, Emygdio L. A.; CONTE, Carlos E. (org.). **Revisões em zoologia: Mata Atlântica**. 1. ed. Curitiba: Ed. UFPR, p. 315-364, 2017.

TSCHARNTKE, Teja; CLOUGH, Yann; WANGER, Thomas C.; JACKSON, Louise; MOTZKE, Iris; PERFECTO, Ivette; VANDERMEER, John; WHITBREAD, Anthony. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, Amsterdam, v. 151, n. 1, p. 53–59, 2012. DOI: 10.1016/j.biocon.2012.01.068.

TURNER, Monica G. Landscape ecology: what is the state of the science? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, p. 319–344, 2005.

UETANABARO, Masao; SOUZA, Fábio Luiz de; LANDGREF FILHO, Paulo; BEDA, Anderson F.; BRANDÃO, Renato A. *Guia de campo dos anuros do Pantanal e planaltos de entorno*. Campo Grande: Editora UFMS, 2008.

UETZ, P.; HOSEK, J. (ed.). **The Reptile Database**. An online reference. Version 2023. Disponível em: <http://www.reptile-database.org>.

VIANA, M. **As florestas brasileiras e os desafios do desenvolvimento sustentável: manejo, certificação e políticas públicas apropriadas**. 2002. Tese (Livre Docência) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

VIELLIARD, Jacques M. E.; ALMEIDA, Maria E.; ANJOS, Luiz dos; SILVA, Wesley R. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e Índice Pontual de Abundância (IPA). In: MATTER, S. V. et al. (org.). **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books, p. 47-60, 2010.

VOLPATO, G. H.; NETO, A. M.; MARTINS, S. V. Avifauna como bioindicadora para avaliação da restauração vegetal: estudo de caso em Viçosa – MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 1, p. 336–344, 2018.

VONESH, James R.; KRAUS, Jeremy M.; ROSENBERG, Jonathan S.; CHASE, Jonathan M. Predator effects on aquatic community assembly: disentangling the roles of habitat selection and post-colonization processes. *Oikos*, Copenhagen, v. 118, n. 8, p. 1219–1229, 2009. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2009.17369.x.

WAKE, D. B.; VREDENBURG, V. T. Are we in the midst of the sixth mass extinction. A view from the world of amphibians. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, p. 11466–11473, 2008.

WEATHER SPARK. Clima característico em Pilar do Sul (SP) durante o ano. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com/y/30159/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Pilar-do-Sul-S%C3%A3o-Paulo-Brasil-durante-o-ano>. Acesso em: 06 out. 2025.

WELLS, K. D. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. Chicago: University of Chicago Press, 2007.

WHELAN, C. J.; WENNY, D. G.; MARQUIS, R. J. Ecosystem services provided by birds. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, n. 1, p. 25-60, 2008.

WILLIAMS, B. K.; NICHOLS, J. D.; CONROY, M. J. Analysis and management of animal populations. San Diego: Academic Press, 2002.

WIKIAVES. **Saracura-do-mato (Aramides saracura)**. WikiAves – A Enciclopédia das Aves do Brasil, 2025.

WIKIAVES. **Picapauzinho-de-coleira (Picumnus temminckii)**. WikiAves A Enciclopédia das Aves do Brasil, 2025.

WILLIAMS, Byron K.; NICHOLS, James D.; CONROY, Michael J. *Analysis and management of animal populations*. San Diego: Academic Press, 2002.

WILLIAMS, Byron K.; SZARO, Robert C.; SHAPIRO, Carl D. Adaptive management: the U.S. Department of the Interior technical guide. Washington, DC: U.S. Department of the Interior, 2009.

WINKLER, H.; CHRISTIE, D. A.; BONAN, A. Ochre-collared Piculet (*Picumnus temminckii*). In: DEL HOYO, J. et al. (eds.). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, 2020.

WILMAN, Hamish et al. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecology**, v. 95, n. 7, p. 2027, 2014.

WOODLEY, S.; KAY, J.; FRANCIS, G. (ed.). **Ecological integrity and the management of ecosystems**. Delray Beach: St. Lucie Press, 1993.

WRI (WORLD RESOURCES INSTITUTE). **Restoring degraded lands to boost food security and livelihoods**. Washington, DC: WRI, 2020. Disponível em: <https://www.wri.org/initiatives/restoration>. Acesso em: 09 julho 2025.

YOCCOZ, N. G.; NICHOLS, J. D.; BOULINIER, T. Monitoring of biological diversity in space and time. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 8, p. 446–453, 2001.

ZACARIOTTI, Patrícia R.; SOUZA, Maria; FERREIRA, João; SANTOS, Ana. Conservação da Biodiversidade. In: SILVA, Roberto (org.). **Educação Ambiental e Sustentabilidade**. Curitiba: [s. n.], 2013. p. 1-15.

## ANEXO A

Espécies registradas na AAVC Vitória

(Grau de ameaça: global (IUCN 2025), (Br Nacional (MMA, 2022) e SP Estadual (São Paulo, 2018): VU – vulnerável à extinção; EN – em perigo de extinção).

2018	2024	Grupo	Nome científico	Nome popular	Família	Endemismo	Ameaça	Dependência	Sensibilidade	Dieta	Migração
	X	Anfíbios	<i>Adenomera marmorata</i>	rãzinha-do-folhço	Leptodactylidae	Mata Atlântica					
	X	Anfíbios	<i>Aplastodiscus sp.</i>	perereca-flautinha	Hylidae						
	X	Anfíbios	<i>Boana bischoffi</i>	perereca	Hylidae						
	X	Anfíbios	<i>Rhinella ornata</i>	sapo-cururuzinho	Bufonidae	Mata Atlântica					
X		Aves	<i>Amazilia versicolor</i>	beija-flor-de-banda-branca	Trochilidae			Dependente	Baixa	Nectarívora	
	X	Aves	<i>Anabacerthia amaurotis</i>	limpa-folha-miúdo	Furnariidae	Mata Atlântica		Dependente	Alta	Insetívora	
X		Aves	<i>Anabazenops fuscus</i>	trepador-coleira	Furnariidae	Mata Atlântica		Dependente	Alta	Insetívora	
	X	Aves	<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato	Rallidae	Mata Atlântica		Semidependente	Média	Onívora	
X	X	Aves	<i>Attila rufus</i>	capitão-de-saíra	Tyrannidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Automolus leucophthalmus</i>	barranqueiro-de-olho-branco	Furnariidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Basileuterus culicivorus</i>	pula-pula	Passerellidae			Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Batara cinerea</i>	matracão	Thamnophilidae			Dependente	Média	Insetívora	
	X	Aves	<i>Biatas nigropectus</i>	papo-branco	Thamnophilidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-rico	Psittacidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Frugívora	
X		Aves	<i>Cacicus chrysopterus</i>	japuira	Icteridae			Semidependente	Média	Onívora	
X		Aves	<i>Campephilus robustus</i>	pica-pau-rei	Picidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha	Tyrannidae			Independente	Baixa	Insetívora	
	X	Aves	<i>Cariama cristata</i>	seriema	Cariamidae			Independente	Média	Onívora	
X	X	Aves	<i>Carpornis cucullata</i>	corocoxó	Cotingidae	Mata Atlântica		Dependente	Alta	Frugívora	
X		Aves	<i>Chamaeza campanisona</i>	tovaca-campainha	Formicariidae			Dependente	Alta	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Chiroxiphia caudata</i>	tangará	Pipridae	Mata Atlântica		Dependente	Baixa	Frugívora	
X		Aves	<i>Coereba flaveola</i>	cambacica	Thraupidae			Semidependente	Baixa	Nectarívora	
	X	Aves	<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-campo	Picidae			Independente	Baixa	Insetívora	
X		Aves	<i>Cranioleuca pallida</i>	arredio-pálido	Furnariidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Crypturellus noctivagus</i>	jaó-do-sul	Tinamidae	Mata Atlântica	EN (SP)	Dependente	Média	Onívora	
X	X	Aves	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari	Vireonidae			Semidependente	Baixa	Onívora	
	X	Aves	<i>Dacnis cayana</i>	saí-azul	Thraupidae			Semidependente	Baixa	Onívora	
	X	Aves	<i>Dendrocincla turdina</i>	arapaçu-liso	Dendrocolaptidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	arapaçu-grande	Dendrocolaptidae			Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Dryophila ferruginea</i>	trovoada	Thamnophilidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Dryophila ochropyga</i>	choquinha-de-dorso-vermelho	Thamnophilidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Dysithamnus mentalis</i>	choquinha-lisa	Thamnophilidae			Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de-barriga-amarela	Tyrannidae			Semidependente	Baixa	Onívora	

2018	2024	Grupo	Nome científico	Nome popular	Família	Endemismo	Ameaça	Dependência	Sensibilidade	Dieta	Migração
	X	Aves	<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	macuquinho	Rhinocryptidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
	X	Aves	<i>Euphonia pectoralis</i>	ferro-velho	Fringillidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Frugívora	
	X	Aves	<i>Habia rubica</i>	tiê-de-bando	Cardinalidae	Mata Atlântica		Dependente	Alta	Insetívora	
	X	Aves	<i>Heliodoxa rubricauda</i>	beija-flor-rubi	Trochilidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Nectarívora	
X	X	Aves	<i>Formicarius colma</i>	galinha-do-mato	Formicariidae			Dependente	Alta	Insetívora	
X		Aves	<i>Grallaria varia</i>	tovacuçu	Grallariidae			Dependente	Alta	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Hemitriccus diops</i>	olho-falso	Rhynchocyclidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	chorozinho-de-asa-vermelha	Thamnophilidae			Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Hylophilus poicilotis</i>	verdinho-coroado	Vireonidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Onívora	
X	X	Aves	<i>Hypodaleus guttatus</i>	chocão-carijó	Thamnophilidae	Mata Atlântica		Dependente	Alta	Insetívora	
X		Aves	<i>Ilicura militaris</i>	tangarazinho	Pipridae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Frugívora	
X		Aves	<i>Lathrotriccus euleri</i>	enferrujado	Tyrannidae			Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	cabeçudo	Rhynchocyclidae			Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Leptotila verreauxi</i>	juriti-pupu	Columbidae			Semidependente	Baixa	Frugívora	
X	X	Aves	<i>Lochmias nematura</i>	joão-porca	Furnariidae			Dependente	Média	Insetívora	
	X	Aves	<i>Malacoptila striata</i>	barbudo-rajado	Bucconidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei	Tyrannidae			Semidependente	Baixa	Onívora	
X		Aves	<i>Micrastur ruficollis</i>	falcão-caburé	Falconidae			Dependente	Média	Carnívora	
X	X	Aves	<i>Milvago chimachima</i>	carrapateiro	Falconidae			Independente	Baixa	Carnívora	
X		Aves	<i>Myiarchus swainsoni</i>	irré	Tyrannidae			Semidependente	Baixa	Onívora	
	X	Aves	<i>Myiornis auricularis</i>	miudinho	Rhynchocyclidae	Mata Atlântica		Dependente	Baixa	Insetívora	
X		Aves	<i>Myiophobus fasciatus</i>	filipe	Tyrannidae			Independente	Baixa	Insetívora	
X		Aves	<i>Myiornis auricularis</i>	miudinho	Rhynchocyclidae	Mata Atlântica		Dependente	Baixa	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	pula-pula-assobiador	Parulidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Myiothlypis rivularis</i>	pula-pula-ribeirinho	Parulidae			Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho	Tyrannidae			Semidependente	Baixa	Onívora	
X		Aves	<i>Pachyrhamphus castaneus</i>	caneleiro	Tityridae			Dependente	Média	Onívora	
	X	Aves	<i>Parabuteo leucorrhous</i>	gavião-de-sobre-branco	Accipitridae			Dependente	Média	Carnívora	
X		Aves	<i>Pardirallus nigricans</i>	saracura-sanã	Rallidae			Semidependente	Média	Onívora	
	X	Aves	<i>Patagioenas cayennensis</i>	pomba-galega	Columbidae			Dependente	Média	Frugívora	
X	X	Aves	<i>Patagioenas picazuro</i>	pomba-asa-branca	Columbidae			Semidependente	Média	Frugívora	
X		Aves	<i>Patagioenas plumbea</i>	pomba-amargosa	Columbidae			Dependente	Alta	Frugívora	
	X	Aves	<i>Penelope obscura</i>	jacuguaçu	Cracidae			Dependente	Média	Frugívora	
	X	Aves	<i>Picumnus temminckii</i>	picapauzinho-de-coleira	Picidae	Mata Atlântica		Semidependente	Média	Insetívora	
	X	Aves	<i>Pionus maximiliani</i>	maitaca-verde	Psittacidae			Semidependente	Média	Frugívora	
X		Aves	<i>Phacellodomus ferrugineigula</i>	joão-botina-do-brejo	Furnariidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Phaethornis eurynome</i>	rabo-branco-de-garganta-rajada	Trochilidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Nectarívora	

2018	2024	Grupo	Nome científico	Nome popular	Família	Endemismo	Ameaça	Dependência	Sensibilidade	Dieta	Migração
X		Aves	<i>Phaethornis squalidus</i>	rabo-branco-pequeno	Trochilidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Nectarívora	
X		Aves	<i>Phyllomyias fasciatus</i>	piolhinho	Tyrannidae			Semidependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Phylloscartes ventralis</i>	borboletinha-do-mato	Rhynchocyclidae			Dependente	Média	Insetívora	
	X	Aves	<i>Philydor atricapillus</i>	limpa-folha-coroado	Furnariidae	Mata Atlântica		Dependente	Alta	Insetívora	
X		Aves	<i>Piaya cayana</i>	alma-de-gato	Cuculidae			Semidependente	Baixa	Insetívora	
X		Aves	<i>Piculus aurulentus</i>	pica-pau-dourado	Picidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Piprites chloris</i>	papinho-amarelo	Pipritidae			Dependente	Alta	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi	Tyrannidae			Independente	Baixa	Onívora	Migratória Parcial
X	X	Aves	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	patinho	Platyrinchidae			Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	tororó	Rhynchocyclidae			Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Procnias nudicollis</i>	araponga	Cotingidae	Mata Atlântica	VU (SP)	Dependente	Média	Frugívora	
X		Aves	<i>Pyriglena leucoptera</i>	papa-taoca-do-sul	Thamnophilidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Pyroderus scutatus</i>	pavó	Cotingidae		VU (SP)	Dependente	Média	Frugívora	
	X	Aves	<i>Ramphocelus bresilia</i>	tiê-sangue	Thraupidae	Mata Atlântica		Semidependente	Baixa	Frugívora	
X		Aves	<i>Ramphastos dicolorus</i>	tucano-de-bico-verde	Ramphastidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Onívora	
	X	Aves	<i>Rhopias gularis</i>	choquinha-de-garganta-pintada	Thamnophilidae	Mata Atlântica		Dependente	Alta	Insetívora	
	X	Aves	<i>Rupornis magnirostris</i>	gavião-carijó	Accipitridae			Independente	Baixa	Carnívora	
	X	Aves	<i>Saltator fuliginosus</i>	bico-de-pimenta	Thraupidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Onívora	
X		Aves	<i>Saltator similis</i>	trinca-ferro	Thraupidae			Semidependente	Baixa	Onívora	
X		Aves	<i>Sclerurus scansor</i>	vira-folha	Scleruridae	Mata Atlântica		Dependente	Alta	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Shiffornis virescens</i>	flautim	Tityridae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Onívora	
X		Aves	<i>Setophaga pitiayumi</i>	mariquita	Parulidae			Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Syrstes sibilator</i>	gritador	Tyrannidae			Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	arapaçu-verde	Dendrocolaptidae			Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Spizaetus tyrannus</i>	gavião-pega-macaco	Accipitridae		VU (SP)	Dependente	Média	Carnívora	
X	X	Aves	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	pichororé	Furnariidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Synallaxis spixi</i>	joão-teneném	Furnariidae			Dependente	Baixa	Insetívora	
X		Aves	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	trepador-quiete	Furnariidae			Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Tangara cyanocephala</i>	saira-militar	Thraupidae	Mata Atlântica		Dependente	Baixa	Frugívora	
	X	Aves	<i>Tangara desmaresti</i>	saira-lagarta	Thraupidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Frugívora	
X		Aves	<i>Tangara sayaca</i>	sanhaço-cinzentos	Thraupidae			Semidependente	Baixa	Onívora	
X		Aves	<i>Thalurania glaucopis</i>	beija-flor-de-frente-violeta	Trochilidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Nectarívora	
X	X	Aves	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	choca-da-mata	Thamnophilidae			Dependente	Baixa	Insetívora	
	X	Aves	<i>Thraupis cyanoptera</i>	sanhaço-de-encontro-azul	Thraupidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Frugívora	
	X	Aves	<i>Thraupis palmarum</i>	sanhaço-do-coqueiro	Thraupidae			Semidependente	Baixa	Onívora	
X	X	Aves	<i>Tinamus solitarius</i>	macuco	Tinamidae	Mata Atlântica	VU (SP)	Dependente	Média	Onívora	

2018	2024	Grupo	Nome científico	Nome popular	Família	Endemismo	Ameaça	Dependência	Sensibilidade	Dieta	Migração
	X	Aves	<i>Todirostrum cinereum</i>	ferreirinho-relógio	Rhynchocyclidae			Semidependente	Baixa	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	bico-chato-de-orelha-preta	Rhynchocyclidae			Dependente	Média	Insetívora	
	X	Aves	<i>Trichothraupis melanops</i>	tiê-de-topete	Thraupidae			Dependente	Média	Insetívora	
X	X	Aves	<i>Troglodytes musculus</i>	corruíra	Troglodytidae			Independente	Baixa	Insetívora	
X		Aves	<i>Trogon rufus</i>	surucuá-dourado	Trogonidae			Dependente	Média	Onívora	
X		Aves	<i>Trogon surrucura</i>	surucuá-variado	Trogonidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Onívora	
X	X	Aves	<i>Todirostrum poliocephalum</i>	teque-teque	Rhynchocyclidae	Mata Atlântica		Dependente	Baixa	Insetívora	
X		Aves	<i>Turdus albicollis</i>	sabiá-coleira	Turdidae			Dependente	Média	Onívora	
X		Aves	<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca	Turdidae			Semidependente	Média	Onívora	
	X	Aves	<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco	Turdidae			Semidependente	Baixa	Onívora	
X	X	Aves	<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira	Turdidae			Semidependente	Média	Onívora	
X		Aves	<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri	Tyrannidae			Independente	Baixa	Onívora	
X		Aves	<i>Veniliornis spilogaster</i>	picapauzinho-verde-carijó	Picidae	Mata Atlântica		Dependente	Média	Insetívora	
X		Aves	<i>Vireo chivi</i>	juruviara	Vireonidae			Dependente	Baixa	Onívora	Migratória Parcial
X	X	Aves	<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico	Passerellidae			Independente	Baixa	Granívora	
X	X	Mamíferos	<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato	Canidae					Insetívora/Onívora	
	X	Mamíferos	<i>Cervidae NI</i>	veado	Cervidae					Herbívora/Frugívora	
X		Mamíferos	<i>Didelphis aurita</i>	gambá-de-orelha-preta	Didelphidae					Onívora generalista	
X	X	Mamíferos	<i>Eira barbara</i>	irara	Mustelidae					Frugívora/Onívora	
	X	Mamíferos	<i>Leopardus sp.</i>	gato-do-mato	Felidae					Carnívora	
X		Mamíferos	<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá	Felidae		VU (BR)			Carnívora	
	X	Mamíferos	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	Myrmecophagidae		VU (IUCN, BR, SP)			Mirmecófaga	
X		Mamíferos	<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro	Cervidae					Herbívora	
X		Mamíferos	<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-catingueiro	Cervidae					Herbívora generalista	
X		Mamíferos	<i>Mazama sp.</i>	veado	Cervidae					Herbívora	
X	X	Mamíferos	<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada	Procyonidae					Frugívora/Onívora	
X	X	Mamíferos	<i>Puma concolor</i>	onça-parda	Felidae		VU (SP)			Carnívora	
X		Mamíferos	<i>Sapajus nigritus</i>	macaco-prego	Cebidae					Insetívora/Onívora	
	X	Mamíferos	<i>Subulo gouazoubira</i>	veado-catingueiro	Cervidae					Herbívora/Frugívora	
X	X	Mamíferos	<i>Tapirus terrestris</i>	anta	Tapiriidae		VU (IUCN, BR, SP)			Herbívora/Frugívora	