

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

DAIANE RAIMUNDO DE BARROS

**ANÁLISES DE PAISAGENS MULTIFUNCIONAIS: SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS.**

**ARARAQUARA
2026**

DAIANE RAIMUNDO DE BARROS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Desenvolvimento Territorial e Meio Ambiente da
Universidade de Araraquara – UNIARA.

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial
e Alternativas de Sustentabilidade.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi
Gorni

ARARAQUARA
2026

FICHA CATALOGRÁFICA

B276a Barros, Daiane Raimundo de.

Análise de paisagens multifuncionais: serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais/Daiane Raimundo de Barros. – Araraquara: Universidade de Araraquara, 2026.
159f.

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

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni

1. Agricultura sustentável. 2. Serviços ecossistêmicos. 3. Conservação ambiental. 4. Biodiversidade. I. Título.

CDU 577.4



UNIVERSIDADE DE ARARAQUARA - UNIARA

Rua Voluntários da Pátria, 1309 - Centro - Araraquara - SP
CEP 14801-320 | (16) 3301-7100 | www.uniara.com.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

Nome da Aluna: ***Daiane Raimundo de Barros***

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

Área de Concentração: Desenvolvimento Territorial e Alternativas de Sustentabilidade.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Guilherme Rossi Gorni
UNIARA - Araraquara

Prof. Dr. Ovaldo Aly Junior
USP – São Paulo

Prof. Dr. Adriano Marques Gonçalves
UNIARA - Araraquara

Prof. Dr. Rui Nascimento Fazenda Lourenço
Universidade de Evora - Portugal

Profa. Dra. Maria Teresa Viela Nogueira Abdo
APTA- Pindorama

Araraquara – SP, 27 de fevereiro de 2026.

Dedicatória

À todas versões de mim
À criança que sempre teve sonhos maiores que seus medos.
À adolescente que mesmo quando tudo parecia dar errado
acreditou em seu sonho.
À adulta que vive seu sonho e percebeu que viver o sonho é
lindamente complicado e gratificante.
E a velha senhora, eu deixo uma mensagem,
continue sonhando, pois sempre foi o sentido da de
toda sua vida.

Agradecimentos

São muitas pessoas para agradecer, mas devo iniciar esse trabalho dedicando-a ao futuro da conservação da fauna que estudei. Sobretudo, às aves, obviamente todos sabem o amor que tenho pelas aves. Elas sempre tiveram o poder de me levar aos lugares e ocasiões mais extraordinárias que essa breve vida já me permitiu viver, e sei que ainda tem muito pela frente. Por elas e com elas gostaria de viver por mil anos, para poder ver os 99% que sei que ainda posso vivenciar. Sempre encontro um meio de ficar mais próximas delas e elas sempre me carregam junto em seus voos, desbravando os céus e as barreiras.

Dedico não só este trabalho, mas esta fase especial da minha vida à um passarinho específico, a minha Sayra. Filha Você me fez entender a razão de trabalhar por um futuro melhor. Obrigada por dá um sentido maior a minha vida, por me fazer sentir orgulho de ser humana. Obrigada por estar ao meu lado em todas as aventuras malucas que escolhi e que você como sempre, fala: “ *Em uma jornada mamãe e filhinha, juntas em uma aventura!*”. Sempre fez parecer que fiz as escolhas certas. Sorrimos juntas, sofremos juntas e juntas para sempre nos apoiaremos. Não é à toa que você tem nome de passarinho, quando te dei esse nome, te dei também os céus, para que possa voar para onde quiser, mas também construí seu ninho para que possa voltar para casa sempre que precisar. Descobri que toda essa ânsia de preservar o futuro era para você o tempo todo, espero que pelo tempo que vivermos eu possa te ensinar que nas condições socioambientais em que nascemos, só a educação pode nos levar ao caminho dos nossos sonhos. Espero ainda te acompanhar em todos os seus desafios, por vezes te ajudando e por vezes só observando, pois, o voo dessa vida é só seu amor, a mim cabe apenas te orientar.

Ao meu Orientador, Guilherme Rossi Gorni, por me apoiar sempre nas minhas ideias de pesquisa, por me ajudar a pôr freio quando era preciso. Obrigado por acreditar em mim e no que eu poderia desenvolver, por me fazer acreditar todas as vezes que tive dúvidas durante esses 6 anos (mestrado e doutorado). Obrigado é uma palavra que não descreve muito bem o sentimento de gratidão que sinto para com você. Ainda na academia as minhas Teresas (Teresa Abdo e Teresa Pissara) vocês sempre serão minhas inspirações de força feminina na ciência, para além disso, agradeço por serem o fio condutor que me ligou aos meus aos orientadores Rui Nascimento e Pedro Salgueiro, em Portugal.

Aos queridos Rui e Pedro, obrigado por me receberem, pela disposição em reuniões, ano após ano, na espera da bolsa de apoio ao doutorado sanduiche, que me permitiu passar 6 meses em Portugal. Oportunidade esta, que expandiu minha mente para o mundo. Lá pude aprender muito sobre aves, ecologia mediterrânea e sobre cultura. Além disso aprendi lições importantes durante os almoços, com os queridos do Labor (Laboratório de ornitologia da

Universidade de Évora), sobre sororidade, respeito e humanidade. Muitas vezes ficava em silêncio observando as conversas, sobre animes, sobre política, sobre aves, sobre campo, sobre tudo que eu amava conversar, e eu me sentia completamente feliz. Em silêncio eu tentava memorizar aqueles momentos, eu realmente estava vivendo em um laboratório de ornitologia, parecia muito surreal para mim. Me sentia tão grata, tão feliz, tão sortuda por poder viver tudo aquilo e para eles era só mais um dia de almoço. Ao Pedro Pereira, que sempre traduzia as palavras de português de Pt para português do Br, para que eu não me perdesse durante as conversas. Me sentia assim nos campos que fui também, na verdade até mais feliz. Um agradecimento especial à Ana Sampaio por me ajudar com as câmeras e artigos para o estudo de mamíferos. Obrigado a todos do Labor (Ana Sampaio; Carmo, Sara, Inês, Pedro Pereira e Pedro Salgueiro, Carlos Godinho, Vasco).

Devo um agradecimento especial as meninas da secretaria que sempre são apoio e ajuda nas horas de burocracia em que estamos desesperados, obrigada Ivani e Silvinha por tudo e por tanto. Estendo assim meus agradecimentos as bancas, desde as de seminário de tese até os que me acompanharam até o final. Todos foram fundamentais para construção deste trabalho, direcionando para obter um bom resultado. Cito aqui o professor Adriano Gonçalves que esteve comigo na banca do início ao fim.

Agradeço também a CAPES pelo apoio financeiro, tanto com a bolsa durante os 4 anos de pesquisa, quanto com a bolsa de doutorado sanduíche. Acredito que apoio financeiro à pesquisa é a base para a construção de uma sociedade melhor.

Ao professor Osvaldo aly Jr. que me ajudou com os contatos para as áreas de estudo. Estendo meu agradecimento ao Rodrigo Junqueira e a Denise Bittencourt, por abrirem as portas da fazenda São Luis e nos hospedar para que pudéssemos desenvolver o trabalho de campo. Agradeço com um carinho muito especial ao Marcelo, Silvia, Bernad e Daniel do hotel fazenda Bela Vista, por sempre receberem a mim e aos meus, e por além de permitir desenvolver a pesquisa no SAF, ainda possibilitarem que eu fizesse parte da equipe do hotel, desenvolvendo o trabalho de reestruturação da trilha e guiar alguns hóspedes. Vocês têm um lugar muito especial na minha vida. Ao Luiz Otavio Ramos Filho da Embrapa, que me indicou e me acompanhou, possibilitando o desenvolvimento da pesquisa nos SAFs SJB e Sepé. Ao Júlio e ao professor Alexandre Martensen, do Neesds, por me ajudar com os audiomoths e muito mais.

Tenho uma grande lista de amigos para agradecer, Gabrieeeeeeel que sempre esteve ao meu lado, assim como todo irmão tivemos momentos de treta, mas sempre estivemos um ao lado do outro, desde o mestrado juntos nos apoiando sempre, espero continuar caminhando ao seu lado. Mica e Matheus, vocês foram fundamentais para o desenvolvimento dos campos, mais

que isso, sempre amigos leais, desde os dias de sol até as noites de karaokês. Rafael Caracho, Gabi Menezes, além de amigos e apoiadores amados, foram essenciais para abrir minha mente para uma forma de escrita que não era minha zona de conforto, compartilhar conhecimento com vocês tem sido uma grande honra. As minhas primogênicas da I.C, Malu e Ana Rúbia, dos mais antigos, Douglas e Mari que me acolheram no lab com muito carinho. Karol, você é a minha amizade mais leve e divertida, transformou minhas idas em Araraquara menos cansativa e produtiva, amo você, dedico-te também essa parte importante da minha vida, e da qual você foi fundamental. A todos os meus amigos que me apoiam e se orgulham de mim, obrigada (Regiane, Val, Nati, Joedson, Gisla, Alana, Emerson, Larissa).

À minha família que sempre me apoiaram à sua própria maneira (bem peculiar por sinal). Aos meus pais que nunca entenderam muito bem o que eu faço. Lembro-me sempre de uma vez em que meu pai me disse: “Meu sonho é que você pare de viver no mato”. A minha resposta foi: “vai ser difícil, pois o meu sonho é viver para sempre no mato”. A minha mãe que sempre acha que os bichos mais improváveis podem me deixar em perigo. Certa vez em um campo na Amazônia, ela me pediu para tomar cuidado com ataques de leões hahahha. Entendo e respeito as limitações que as suas histórias de vida impuseram. Eu entendo e respeito o medo de vocês, mas assim como as aves, todos têm que enfrentar seu próprio voo. Aos meus irmãos em especial a minha irmã mais nova Dardiane, representando os outros nove.

Quando sai do Nordeste aos 16 anos, deixando para trás meus pais, parte de meus irmão e amigos, eu tinha um único objetivo, me tornar bióloga e trabalhar com conservação da fauna, hoje com orgulho posso dizer que vivo meu sonho, e me sinto grata e feliz. Não foi um caminho fácil, não foi tranquilo, e não tem sido, mas tem sido recompensador. Gostaria muito de ter trabalhado só com aves, mas a vida me conduziu a caminhos mais amplos.

Hoje digo a todas as minhas ancestrais mulheres que não puderam sonhar, que assim como minha mãe que casou aos 16 anos, minha avó que casou aos 12 anos, e todas que vieram antes delas, e que não tiveram chance de escolher a vida, o lugar e o sonho que queriam. A todas que vieram depois e que por padrões e limitadores sociais e econômicos tiveram seus sonhos interrompidos durante uma noite escura, a vocês dedico esta conquista. Compartilho com vocês o fruto de minha luta, para que se sintam representadas, e declaro aberta todas as oportunidades para todas que estão e que virão de minha árvore genealógica. Interrompo um ciclo de medo da incapacidade, da impossibilidade de minhas mulheres. Sou a primeira de muitas mestres e doutoras que virão de nossa descendência.

Assim como escrevi nos agradecimentos da minha dissertação, ainda me sinto da mesma maneira, sempre entro na mata a sensação que tenho é que me diminuo em meio a grandeza da

natureza até sumir e fazer parte do todo. Tão pequena frente a tudo, e tão grande sendo parte de tudo, contraditório de pensar e maravilhoso de viver.

Com estes títulos carrego a força de um povo negligenciado, discriminado, e subestimado, como muitas e muitas vezes fui. Carrego a resistência de meu sangue, do meu nome e de meu povo, sinônimo de fé em Deus, mas também de muita fé em si mesmo, em sua capacidade de se levantar frente as quedas no caminho. Parafraseando um cantor nordestino:

*“Minhas irmãs, meus irmãos
Se assumam como realmente são
Não deixem que suas matrizes
Que suas raízes morram por falta de irrigação
Ser nortista e nordestino, meus conterrâneos
Num é ser seco nem litorâneo
É ter em nossas mãos um destino
Nunca clandestino para os desfechos metropolitanos”*

Espero que o caminho seja longo, pois ainda tenho muito o que aprender e muito a oferecer. Espero que esta seja só mais uma etapa dessa jornada rumo a conservação da biodiversidade.

RESUMO

O conceito de multifuncionalidade refere-se à capacidade de uma determinada área desempenhar diferentes funções. Os Sistemas Agroflorestais (SAFs) exercem múltiplos papéis, entre eles a provisão de Serviços Ecossistêmicos (SE) de diversas categorias, que abrangem desde o fornecimento de insumos básicos até funções ecológicas e ambientais. Neste contexto, os SAFs configuram-se como mantenedor e fornecedor de SE, assumindo relevância sob a perspectiva da segurança alimentar, por associar conhecimento local integrado à componentes econômicos, sociais e ambientais. A reflexão acerca de alternativas produtivas mais sustentáveis é fundamental para o desenvolvimento de incentivos e mecanismos capazes de promover política públicas eficientes. Para realização da presente pesquisa, foram selecionadas áreas de SAFs com base em critérios previamente definidos, considerando as características das áreas disponíveis. As análises e coletas de dados basearam-se em um conjunto de indicadores que permitem identificar os SE fornecidos pelos SAFs, com destaque para aqueles relacionados à biodiversidade da fauna associada. Foram consideradas, ainda, análises de valoração dos serviços ecossistêmicos identificados. Através deste estudo, foi possível identificar os serviços ecossistêmicos promovidos por diferentes modelos de SAFs de diversos modelos, e compreender sua contribuição para a manutenção da biodiversidade. Os resultados obtidos fornecem subsídios para a tomada de decisão, visando ao desenvolvimento de políticas públicas efetivas e eficientes que conciliem proteção ambiental, produção e segurança socioeconômica, especialmente no contexto da agricultura familiar

Palavras-chave: agricultura sustentável; serviços ecossistêmicos; conservação ambiental., biodiversidade.

ABSTRACT

The concept of multifunctionality applies to the ability of a given area to perform different purposes. Agroforestry Systems (SAFs) perform multiple ecological functions, among them the promotion of Ecosystem Services (SE) ranging, from the supply of provisioning service to broader ecological and environmental regulating e supporting functions. In this sense, SAFs become a driver or supplier of SE, and are important from the point of view of food security, as they integrate local knowledge with economic, social and environmental components. Advancing new alternatives for a more sustainable production, is fundamental for the development of incentives and mechanisms that promote efficient public policies. To carry out this research project, SAF areas will be selected based on pre-defined criteria according to the characteristics of the available areas. The analysis and data collection will be considered a set of indicators that allow identifying the SE provided by the SAFs, with emphasis on the services provided to associated fauna diversity. Valuation analyses of the surveyed services will also be considered. Through this project, it will be possible to identify the ES promoted by different SAFs, and to understand their contribution to the maintenance of biodiversity. The results obtained will contribute to the promotion of decision-making processes to develop public policies that are effective and efficient to reconcile protection, production and socioeconomic security, especially for family based farming systems.

Keywords: Sustainable agriculture; Ecosystemic services; Environmental appreciation, Biodiversity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Mapa de localização dos municípios de Dourado, São Joaquim da Barra e Serra Azul, no estado de São Paulo.....	10
Figura 2- Mapa de localização e limite do município de São Joaquim da Barra/SP.....	12
Figura 3- Mapa dos principais cursos hídricos do município de São Joaquim da Barra/SP...	13
Figura 4 - Histórico das chuvas no município de São Joaquim da Barra/SP entre os anos de 1937 a 2023.....	14
Figura 5 - Mapa da vegetação do município de São Joaquim da Barra/SP.....	15
Figura 6 - Mapa de localização e limite do município de Dourado/SP.....	16
Figura 7- Principais Recursos Hídricos do Município de Dourado/SP.....	17
Figura 8 - Histórico das chuvas no município de Dourado/SP entre os anos de 1954 a 2023.....	18
Figura 9- Mapa da vegetação do município de Dourado/SP.....	19
Figura 10 - Localização do Município de Serra Azul no Estado de São Paulo.....	20
Figura 11 - Hidrografia do município de Serra Azul/SP.....	21
Figura 12- Histórico das chuvas no município de Serrana/SP entre os anos de 1947 a 2023.....	22
Figura 13- Mapa da vegetação do município de Serra Azul/SP.....	23
14- Ocupação do uso da terra no Estado de São Paulo obtida no censo rural IBGE.....	24
Figura 14- Variação temporal na cobertura do solo do estado de São Paulo entre os anos 1985.....	25
Figura 15- Análise temporal do uso e ocupação do solo dos municípios de São Joaquim da Barra, Dourado e Serra Azul.....	26
Figura 16- Dinâmica de ocupação do solo no Estado de São Paulo, entre a década de 1990 e 2015.....	27
Figura 17- Variação temporal da agricultura do estado de São Paulo entre os anos 1985 e 2020.....	28
Figura 18- Cenários da ocupação agrícola e agropecuária nos Município de São Joaquim da Barra, Dourado e Serra Azul.....	29
Figura 19 - Variáveis agrícolas dos Município de Dourado, São Joaquim da Barra e Serra Azul.....	30
Figura 20- Evolução das áreas ocupadas por Sistemas Agroflorestais no Brasil entre os anos de 2006 e 2017.....	31
Figura 6- Localização dos SAFs Horta e Café de Dourado/SP. O círculo vermelho corresponde ao buffer no raio de 2km, utilizado para a análise de ocupação do solo no entorno do SAF.....	32
Figura 22 - Gráfico do uso e ocupação do solo no SAF SBJ entre os anos de 2003 e 2022.....	34
Figura 23 - Localização do SAF Bela Vista no Município de Dourado/SP. O círculo vermelho corresponde ao buffer de 2km utilizado para a análise de ocupação do solo no Entorno do SAF.....	36
Figura 24 - Gráfico do uso e ocupação do solo no SAF Bela Vista entre os anos de 2019 e 2022.....	37

Figura 25 - Localização do SAF Sepé no Município de Serra Azul/SP. O círculo vermelho corresponde ao buffer de 2 km utilizado para a análise de ocupação do solo no entorno do SAF.....	38
Figura 26 - Gráfico do uso e ocupação do solo no SAF Sepé entre os anos de 2016 e 2022.....	39
Figura 27 - Compilação de gráficos do uso do solo no entorno dos SAFs estudados.....	40
Figura 28 - Mapa de localização dos municípios de Dourado, São Joaquim da Barra e Serra Azul, no Estado de São Paulo.....	52
Figura 29 - Modelo de instalação de uma parcela amostral.....	54
Figura 30 - Instalação da parcela amostral com o eixo da parcela posicionado diagonalmente às linhas de plantio.....	55
Figura 31 - Esquema de divisão da parcela em trechos para avaliação dos indicadores.....	55
Figura 32 - Exemplo de aplicação da medição em campo das copas das árvores com mais de 2 metros de altura.....	56
Figura 33 : Coleta de dados nos SAFs para o levantamento dos indicadores previstos na cartilha.....	58
Figura 34 - a= Aparelho audiomoth utilizado para gravação de vocalização das aves, b= configuração e instalação do aparelho em campo.....	77
Figura 35 - Distribuição das Guildas Tróficas nos SAFs amostrados. INS: Insetívoras; ONI: Onívoras; GRA: Granívora; FRU: Frugívora; CAR: Carnívora; NEC: Nectarívora.....	83
Figura 36 - Mapa de distribuição da cobertura de uso do solo de Portugal.....	92
Figura 37 - Localização Herdade da Mitra e Herdade Tapada de Coelheiros, onde estão inseridos os SAFs estudados, em relação ao Distrito de Mitra/Portugal.....	95
Figura 38 - Herdade da Mitra, com a localização dos SAFS MOM; MSM e MAVM.....	96
Figura 39 - Herdade Tapada de Coelheiros, com a localização dos SAFs NOC; VOC e MOC.....	97
Figura 40 : Estrutura de similaridade da comunidade de aves nos Sistemas Agroflorestais avaliados.....	105
Figura 41 : Composição e distribuição das guildas alimentares entre os Sistemas Agroflorestais amostrados.....	107
Figura 42 : Frequência de ocorrência de espécies de mamíferos nos SAFs estudados.....	114
Figura 43 : Análise de similaridade da composição de mamíferos entre os SAFs estudados.....	117
Figura 44 - Fluxo de prestação de Serviços Ecosistêmicos Prestados por cada SAF, em função dos indicadores avaliados.....	132

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Serviços ecossistêmicos potencialmente encontrados em sistemas agroflorestais e procedimentos metodológicos por indicador de serviços.....	3
Quadro 2- Denominação dos SAFs amostrados e os respectivos município de localização....	11
Quadro 3- Levantamento de espécies arbóreas nos SAFs estudados. Quadro contendo Nome Científico, Nome Comum, E indicação dos SAFs avaliados.....	60
Quadro 4- Lista de espécies de aves registradas, classificada por família e nome científico, e presença e ausência em cada SAF.....	78
Quadro 5- Denominação dos SAFs amostrados.....	99
Quadro 6- Sistemas Agroflorestais amostrados no estudo e suas respectivas denominações.	101
Quadro 7- Lista de espécies de aves registradas, classificada por ordem, família, nome científico. Indicação de presença e ausência em cada SAF amostrado.....	103
Quadro 8- Lista taxonômica das espécies de mamíferos registradas por SAFs e a categoria de ameaça. LC: Pouco Preocupante; VU: Vulnerável.....	114
Quadro 9- Indicadores considerados e Serviços Ecossistêmicos associados para a hierarquização dos SAFs amostrados.....	132
Quadro 10- Síntese dos objetivos, hipóteses e resultados da presente tese.....	137

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Especificações dos Sistemas Agroflorestais amostrados.....	53
Tabela 2- Informações para determinação da quantidade de parcelas, de acordo com o tamanho da área dos SAFs.....	54
Tabela 3- Classificação para avaliar a cobertura de solo nas parcelas.....	57
Tabela 4- Métricas de comunidade florísticas dos quatro SAFs estudados.....	61
Tabela 5- Indicadores e valores de referências entre parênteses, para avaliação de SAFs com árvores nativas.....	63

Lista de Abreviaturas e Siglas

AIA	Abordagem Integrada da Paisagem
AIP	Abordagem Integrada da Paisagem (variante utilizada no Cap. V)
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CBRO	Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos
CBH-TJ	Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré
CC	Cobertura de Copa (indicador)
CEPLAC	Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira
CIBIO	Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (Portugal)
CIFOR	Center for International Forestry Research
COS	Carta de Ocupação do Solo (Portugal)
CR	Criticamente em Perigo (categoria IUCN)
CS	Cobertura de Solo (indicador)
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica (SP)
DGT	Direção-Geral do Território (Portugal)
EMATER	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EN	Em Perigo (categoria IUCN)
ES	Ecosystem Services / Serviços Ecossistêmicos (em inglês)
FEHIDRO	Fundo Estadual de Recursos Hídricos (SP)
HNV	High Nature Value (Alto Valor Natural)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICNF	Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (Portugal)
ICRAF	World Agroforestry / International Centre for Research in Agroforestry
IEA	Instituto de Economia Agrícola (SP)
ILPF	Integração Lavoura-Pecuária-Floresta
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INPA	Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas)
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo
IUCN	International Union for Conservation of Nature (União Internacional para a Conservação da Natureza)
LABOR	Laboratório de Ornitologia da Universidade de Évora (Portugal)

LC	Pouco Preocupante / Least Concern (categoria IUCN)
MAVM	Montado Azinheira com Bovinos Mitra (SAF – Portugal)
MapBiomass	Plataforma de mapeamento anual da cobertura e uso do solo do Brasil
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MG	Minas Gerais (estado)
MMA	Ministério do Meio Ambiente (Brasil)
MOC	Montado com Ovinos Coelhos (SAF – Portugal)
MOM	Mosaico de Olival Mitra (SAF – Portugal)
MSM	Montado Sobreiro Mitra (SAF – Portugal)
MSOC	Montado Sobreiro com Ovinos Coelhos (SAF – Portugal)
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada)
NOC	Nogueiral com Ovinos Coelhos (SAF – Portugal)
NT	Quase Ameaçado / Near Threatened (categoria IUCN)
OE	Objetivo Específico
PAC	Política Agrícola Comum (União Europeia)
PA	Pará (estado)
PDS	Projeto de Desenvolvimento Sustentável
PDRS	Projeto de Desenvolvimento Rural Sustentável (Microbacias II – SP)
PIB	Produto Interno Bruto
PLANAVEG	Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa
PNA-SAF	Política Nacional de Estímulo à Implantação de Sistemas Agroflorestais
PNMC	Política Nacional sobre Mudança do Clima
PNPSA	Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais
PPSA	Programa de Pagos por Servicios Ambientales (Costa Rica)
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
QGIS	Quantum Geographic Information System (software livre de geoprocessamento)
RCGS	Revista da Casa da Geografia de Sobral
RO	Rondônia (estado)
RS	Rio Grande do Sul (estado)
SAF	Sistema Agroflorestal
SAFs	Sistemas Agroflorestais (forma plural utilizada no texto)
SBSAF	Sociedade Brasileira de Sistemas Agroflorestais
SE	Serviços Ecossistêmicos

SIFESP	Sistema de Informações Florestais do Estado de São Paulo
SICT	Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica
SJB	São Joaquim da Barra (município)
SMA	Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SP	São Paulo (estado)
SPEA	Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UE	União Europeia
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UICN	União Internacional para a Conservação da Natureza (sigla em português de IUCN)
UNESP	Universidade Estadual Paulista
UNIARA	Universidade de Araraquara
UNEP	United Nations Environment Programme
UPGMA	Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean (método de agrupamento estatístico)
USP	Universidade de São Paulo
UFRA	Universidade Federal Rural da Amazônia
VOC	Vinha com Ovinos Coelheiros (SAF – Portugal)
VU	Vulnerável (categoria IUCN)

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	20
JUSTIFICATIVA E ESTRUTURA DA TESE	24
OBJETIVO GERAL	26
HIPÓTESES E OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
CAPÍTULO I - ANÁLISES DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO ENTORNO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS NO ESTADO DE SÃO PAULO	28
1. Introdução	28
2. Metodologia	29
2.1 Área de estudo	29
2.2 Caracterização dos Municípios nos quais os SAFs estudados estão localizados.	30
3. Métodos	40
4. Resultados e Discussão	41
5. Conclusão	58
6. Referências	59
CAPÍTULO II - INDICADORES ECOLÓGICOS EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS: CONTRIBUIÇÕES PARA O MONITORAMENTO E PLANEJAMENTO DE SAFS	65
1.Introdução	65
2.Metodologia	67
2.1 Áreas de Estudos	67
2.2 Métodos	68
2.2.1 Indicadores Ambientais	71
2.2.2 Cobertura de Copa	71
2.2.3 Cobertura de Solo	72
2.2.4 Número de espécies nativa arbóreas	72
2.3 Análises dos dados	73
3.Resultados e Discussão	73
4.Referências	82
CAPÍTULO III - VOZES DA AGROFLORESTA: ANÁLISES DA COMUNIDADE DE AVES EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO	88
1.Introdução	88
2.Metodologia	90
2.1 Área de estudo	90
2.2 Dados Acústicos	91
2.3 Análise de dados	92
3.Resultados e Discussão	93
4.Conclusão	100
5.Referências	101
CAPÍTULO IV - BIODIVERSIDADE EM MATRIZES AGROFLORESTAIS DO ALENTEJO, PORTUGAL: COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES DE AVES E MAMÍFEROS	106
Introdução	106
2. PRIMEIRA SEÇÃO - USO DE HABITAT PELA AVIFAUNA EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO	114
2.1. Metodologia	115
2.1.1 Área de estudo	115
2.1.2 Métodos	115
2.1.3 Análise de dados	116

2.2 Resultados.....	117
3. SEGUNDA SEÇÃO	126
3.1 Metodologia	127
3.1.1 Área de estudo.....	127
3.1.2 Métodos	127
3.1.3 Análise de Dados.....	128
3.2 Resultados.....	128
5.Discussão e Considerações finais	6
6.Referências	10
DISCUSSÃO GERAL.....	16
REFERÊNCIAS.....	1

INTRODUÇÃO

O termo sustentabilidade possui inúmeras definições, cuja estrutura conceitual é dinâmica e se modifica à medida que diferentes fatores (socioeconômico, ambiental, escala temporal e espacial etc.) exercem influência e estão em constante mudança. Apesar dessa diversidade conceitual, as definições convergem para a busca do equilíbrio ambiental, social e econômico (Costa, 2010). A complexidade da discussão entre teoria e prática do termo sustentabilidade, requer trabalhos científicos interdisciplinares, fomentando a superação de barreiras entre diferentes áreas do conhecimento (Marzall & Almeida, 1998). Essa perspectiva amplia os estudos para além das questões ambientais, incorporando também dimensões sociais e relacionadas à produção agrícola. A sustentabilidade é a resposta para o desenvolvimento da qualidade e produção em equilíbrio para o setor agrário, de modo a refletir no âmbito social e na geração de renda para aqueles que dependem diretamente deste setor (Costa, 2010).

A busca por métodos alternativos de produção agrícola visa assegurar a disponibilidade dos recursos naturais por meio do aperfeiçoamento dos sistemas produtivos. O modelo do Sistema Agroflorestal (SAF), surge como uma alternativa produtiva que integra o plantio/produção associada a conservação ambiental, distinguindo-se dos demais modelos agrícolas pela maior diversidade de espécies e utilização de espécies arbóreas perenes, constituindo um sistema biodiverso e multifuncional (Maceno *et al.*, 2021).

O conceito de multifuncionalidade refere-se à capacidade de uma determinada área desempenhar diferentes funções, podendo ser classificada em distintos graus, de acordo com sua capacidade para assegurar essas funções. Quanto à determinação do grau de funcionalidade, pode ser avaliado através de análises espaciais, considerando as diferentes funções que uma área pode desempenhar. Nesse contexto, é fundamental considerar as relações com seu entorno, a conectividade e continuidade das funções analisadas (Guiomar, Fernandes & Neves, 2007).

A perspectiva da multifuncionalidade agrícola vai além da sua função básica de produção de alimentos, integrando um amplo espectro de atribuições relacionadas ao desenvolvimento rural sustentável. Essa abordagem abrange desde o fornecimento de alimentos e a gestão eficaz dos territórios rurais, até a geração de emprego e renda, a promoção de melhores padrões ambientais, a conservação dos recursos naturais, o incentivo ao bem-estar e à saúde humana e animal, e a preservação da identidade cultural

associada ao modo de vida no campo (Delgado, 2013). Neste sentido, entende-se que a paisagem deve ser tratada de forma sistêmica, sendo necessária uma abordagem mais integrada de gestão da terra para alcançar a multifuncionalidade em escala de paisagem (Hölting *et al.*, 2019)

Neste contexto, as áreas de SAFs desempenham diversas funções, entre elas a promoção de Serviços Ecossistêmicos (SE) de diferentes categorias, desde o fornecimento de insumos básicos, perpassando por questões culturais, ambientais e ecológicas (Pimentel; Furtado e Tava, 2021). Esse conjunto de funções evidencia a relevância de estudos voltados a esse tipo de uso do solo, bem como sua contribuição enquanto ambiente multifuncional, configurando-se como uma alternativa viável para o enfrentamento de problemas socioambientais (José, 2009).

Entre suas funções mais relevantes, os SAFs desempenham o papel de mantenedor ou fornecedor de SE, e possuem importância do ponto de vista da segurança alimentar, por associar conhecimento local integrado a componentes econômicos, sociais e ambientais (Moraes; Amâncio, Resende, 2011). A avaliação de SAFs permite analisar quais técnicas e modelos tem maior capacidade de prestação de SE.

A avaliação dos SE em áreas de SAFs permite verificar se esses serviços estão sendo efetivamente desempenhados. Para isso, os indicadores adotados devem apresentar relevância, facilidade de compreensão, capacidade de refletir tendências temporais e robustez científica. O uso de indicadores com coleta de informações *in loco*, apresentam resultados que refletem melhor as variáveis do ambiente, sobretudo em SAFs, tendo em vista os fatores locais a serem considerados e a complexidade à qual os SE são intrinsecamente ligados (Vasconcellos e Beltrão, 2018).

A análise de um conjunto de indicadores permite identificar os SE prestados pelos SAFs, evidenciando a sinergia entre serviços como regulação hídrica, controle de pragas e doenças, composição do solo, biodiversidade e produtividade (Sileshi, *et al.*, 2007; Kearney, *et al.*, 2019). Além dos serviços ecossistêmicos prestados, os SAFs também podem ser entendidos como uma alternativa ao uso sustentável em de áreas protegidas, como a Reserva Legal, configurando-se como uma opção economicamente viável e como suporte social para famílias de pequenos produtores (Rodrigues *et al.*, 2008).

Vasconcellos e Beltrão (2018) descrevem os conjuntos de indicadores que refletem os serviços ecossistêmicos propostos pelo *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), classificados nas categorias de suporte, regulação, provisão e cultural:

“i) serviço de provisão através da estimativa de biomassa arbórea para fins de exploração madeireira;

ii) serviço de regulação através da manutenção da fertilidade do solo, regulações climáticas e hídrica e controle erosivo;

iii) de habitat com a proteção genética pelo incremento de biodiversidade;

iv) cultural através do desenvolvimento cognitivo pelo conhecimento tradicional a respeito do uso de plantas medicinais”.

Os mesmos autores apresentam, ainda, um resumo dos indicadores de serviços ecossistêmicos aplicáveis em SAFs e de suas respectivas metodologias, conforme observa-se no Quadro 1.

Quadro 1- Serviços ecossistêmicos potencialmente encontrados em sistemas agroflorestais e procedimentos metodológicos por indicador de serviços.

Categorias	Bens e Serviços Ecossistêmicos	Função Ecossistêmica	Benefícios	Exemplo de Indicadores
Provisão	Suprimento de matérias primas	Provisão para crescimento de plantas	Madeira para venda, consumo ou bioenergia	Sequestro de Carbono por biomassa aérea
	Manutenção da fertilidade do solo	Armazenamento, processamento e transferência de nutrientes	Solo de boa qualidade	Aporte de nutrientes no solo após mudança de uso da terra
Regulação	Regulação climática	Sequestro de carbono e balanço de gases atmosféricos	Regulação de gases de efeito estufa	Aporte de carbono solo
	Controle de erosão	Incremento de agregados edáficos	Manutenção de nutrientes no solo	Potencial de abatimento de erosão
	Regulação hídrica	Ciclo hidrológico, regime de chuvas, aumento da umidade local e regional	Manutenção do regime de chuva	Índice de evapotranspiração (mm/mês)
Habitat	Proteção genética	Manutenção da biodiversidade	Manutenção da macro e microfauna	Índice de Shannon
				(Adimensional)
Cultural	Desenvolvimento cognitivo	Conhecimento hereditário de espécies medicinais	Diminuição de gastos com medicação	Custo evitado

Fonte: Vasconcellos e Beltrão (2017).

Faz-se necessário, ainda, considerar a estrutura da comunidade e as interações entre as espécies em SAFs de alta diversidade, a fim de compreender a complexidade dos processos ecológicos que determinam a produtividade e a sustentabilidade desses sistemas. É importante compreender como a biodiversidade atua nessa forma de uso do solo, observando aspectos mais específicos, como a presença de espécies-chaves e a diversidade de grupos funcionais (Abebe *et al.*, 2020). O uso de SAFs como trampolins ecológicos pode estimular a dispersão de espécies, criando cenários metapopulacionais para a fauna responsável pelo fluxo gênico. Do ponto de vista socioeconômico, os SAFs geram renda e fonte alimentar, reduzem os conflitos entre preservação e produção, consolidando-se como uma estratégia de integração entre proteção ambiental e uma alternativa social (Gandara, Kageyama, 2001). Neste sentido, o papel dos indicadores escolhidos para avaliar os SE prestados é fundamental para a coleta de dados e para os resultados das pesquisas.

Os indicadores utilizados para avaliação dos SE fornecidos por SAFs, possibilita identificar quais recursos naturais que estão sendo mais impactados, além de permitir técnicas de manejo que promovam maior prestação de SE, estas informações por sua vez subsidiam a elaboração de políticas públicas que beneficiem a implantação de áreas de produção mais sustentável (Vasconcellos, Beltrão, 2017).

A escassez de políticas públicas e a burocratização de incentivo à produção e comercialização de produtos específicos de SAFs, dificulta a construção de soluções viáveis para a agricultura familiar, relacionada com a implantação de uma produção sustentável (Virgulino, Siena, 2008; Gonçalves *et al.*, 2018; Seoane *et al.*, 2021). O incentivo à utilização dos SAFs como agricultura alternativa constitui uma importante ferramenta para a recuperação de áreas protegidas, conciliando restauração, proteção e produção (Rodrigues *et al.* 2008; Cardoso, 2009). Além disso, incrementa a renda do pequeno agricultor em área que comumente o produtor não utiliza para produção (Morás *et al.*, 2021), corroborando esta forma de uso do solo vem se tornando um mecanismo de produção viável para agricultura familiar (Santos, Paiva, 2002; Abdo, 2008; Paludo, 2012). Apesar destes benefícios, seu uso e conhecimento ainda são limitados, mecanismos que permitam identificar e valorar como estes benefícios atuam enquanto ferramentas necessárias para assegurar a sustentabilidade dos sistemas agroflorestais, da equidade social e da proteção ambiental (Ribaski, Montoya, Rodigheri, 2001). Neste contexto é evidente a importância propagação e monitoramento (indicadores) de projetos

em SAFs para gestão do território, enquanto prática socioambientalmente sustentável e economicamente viável.

A reflexão acerca das novas alternativas para uma produção mais sustentável, que integre as questões socioambientais e econômicas, são fundamentais para o desenvolvimento de incentivos e mecanismos que promovam políticas públicas eficientes, neste sentido a pesquisa científica atua como um parâmetro direcionador fundamentado para melhor entender as contribuições de uma nova perspectiva produtiva.

Assim, identificar os serviços ecossistêmicos promovidos por SAFs de diversos modelos e compreender a contribuição destes para a manutenção da biodiversidade, de modo a divulgar evidências que subsidiem a tomada de decisão no sentido de desenvolver políticas públicas que sejam efetivas e eficientes para a conciliação de proteção, produção e segurança socioeconômica, sobretudo para agricultura familiar, se torna um instrumento crucial na luta pela fungibilidade da produção e conservação.

JUSTIFICATIVA E ESTRUTURA DA TESE

Os Sistemas Agroflorestais despontam como uma opção de produção sustentável e vem ganhando visibilidade do ponto de vista científico, sobretudo em estudos relacionados aos serviços ecossistêmicos. Diversas ferramentas têm sido desenvolvidas para o monitoramento desses sistemas, com o objetivo de elucidar aspectos técnicos e funcionais, além de promover maior autonomia e segurança técnica aos produtores, majoritariamente inseridos em contextos de agricultura familiar. Nesse contexto, a presente pesquisa tem como propósito avaliar os Sistemas Agroflorestais como componente de paisagens multifuncionais através de indicadores ambientais.

A presente tese está dividida em quatro capítulos interdependentes para melhor compreensão e organização do trabalho desenvolvido.

O primeiro capítulo identifica a área de estudo e apresenta a caracterização do uso e ocupação do solo do entorno de quatro sistemas agroflorestais localizados no estado de São Paulo, através de ferramentas de geoprocessamento. A análise da matriz paisagística permitirá compreender o contexto produtivo em que os SAFs estão inseridos, possibilitando a identificação de fatores potencializadores, tanto positivos quanto negativos, para o desempenho dos sistemas.

O segundo capítulo apresenta a avaliação dos indicadores de exploração agroflorestal, com base na metodologia disponibilizada para produtores e demais

interessados no monitoramento de sistemas agroflorestais com árvores nativas. Para o desenvolvimento desse capítulo, o trabalho de campo voltado à avaliação dos indicadores teve como principal foco a estrutura dos componentes vegetais que compõem os SAFs. Conhecer a estrutura de cada sistema propicia entender as constituições multifuncionais promovidas por cada SAF.

O terceiro capítulo tem a fauna como elemento central da análise dos SAFs. Através de uma metodologia não invasiva foi realizada a identificação da vocalização das aves que ocorreram nos SAF estudados. Os modelos de SAFs são apresentados como uma alternativa benéfica para a biodiversidade e em complemento à vegetação nativa, muitas vezes sendo apresentadas como corredores ecológicos ou em substituição à Reserva Legal. Deste modo conhecer a fauna de vertebrados que ocupa ou utiliza estes espaços é crucial para entender a real funcionalidade destes ambientes e a interação de serviços ecossistêmicos que ali ocorre entre fauna e flora. Vale ressaltar que, inicialmente, a fauna de mamíferos também foi considerada para compor este capítulo. No entanto, em uma das áreas o equipamento foi roubado e, em outra, não houve registros de espécies desse grupo. Já numa terceira área foram registradas apenas quatro espécies: Tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), Jaguaritica (*Leopardus pardalis*), Cutia (*Dasyprocta sp.*) e Capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*). Estes entraves inviabilizaram a adoção deste grupo como objeto de pesquisa durante o desenvolvimento da tese.

O quarto capítulo aborda a ocorrência da avifauna e fauna de mamíferos em seis sistemas agroflorestais localizados em Évora, região do Alentejo, em Portugal. O desenvolvimento desta seção trata-se de uma oportunidade extraordinária, onde através do programa de doutorado sanduíche, foi possível aplicar a mesma metodologia adotada para registrar e identificar as aves do Brasil. Além das aves, nestes SAFs foi possível amostrar também a fauna de mamíferos e para este caso houve êxito no trabalho de campo. Apesar de diferir no contexto estrutural da vegetação, a função de produção sustentável e conservação é o fio conector entre os sistemas agroflorestais.

Por fim, é apresentada uma discussão geral que integra os resultados obtidos ao longo de todos os capítulos, bem como a relação entre os objetivos e hipóteses da presente tese e os resultados encontrados.

OBJETIVO GERAL

Assim, o propósito principal da presente pesquisa é identificar os serviços ecossistêmicos promovidos por SAFs de diversos modelos e compreender a contribuição desses sistemas para a manutenção da biodiversidade, de modo a gerar evidências que subsidiem a tomada de decisão e o desenvolvimento de políticas públicas efetivas e eficientes, voltadas à conciliação entre proteção ambiental, produção e segurança socioeconômica, sobretudo no contexto da agricultura familiar.

HIPÓTESES E OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Tomando como base os modelos e os indicadores utilizados nos SAFs estudados, definem-se os seguintes objetivos específicos e hipóteses associadas:

Objetivo específico 1:

- Realizar caracterização dos SAFs estudados através de ferramentas de geotecnologia.

Hipótese associada ao objetivo específico 1:

- A matriz paisagística exerce influência sobre as categorias de serviços ecossistêmicos prestados pelos SAFs.

Objetivo específico 2:

- Identificar as funções e serviços ecossistêmicos dominantes em diferentes modelos de SAF, através da análise de indicadores ambientais

Hipótese associada ao objetivo específico 2:

- Diferentes serviços ecossistêmicos são fornecidos de acordo com modelo adotado e a idade do SAF, de modo que a estrutura dos sistemas influencia os serviços ecossistêmicos prestados.

Objetivos específicos 3:

- Identificar a fauna de aves e mamíferos presente nos SAFs;
- Identificar os serviços ecossistêmicos oferecidos para comunidades ecológicas de fauna associada;

- Analisar a interação de serviços ecossistêmicos entre a fauna associada e os SAFs.

Hipótese associada ao objetivo específico 3:

- SAFs com maior diversidade estrutural são utilizados por fauna mais restritiva de ambiente, desempenhando funções similares às de áreas de restauração ecológica.

Objetivos específicos 4:

- Caracterizar as comunidades com base nas guildas tróficas associadas a diferentes modelos agroflorestal da região do Alentejo, em Portugal;
- Identificar os serviços ecossistêmicos associados a comunidades ecológicas de fauna em diferentes modelos de SAFs na região do Alentejo, em Portugal.

Hipótese associada ao objetivo específico 4:

- SAFs com pastoreio podem influenciar a estrutura trófica da fauna silvestre presente nestes sistemas produtivos.

CAPÍTULO I

ANÁLISES DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO ENTORNO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS NO ESTADO DE SÃO PAULO

1. Introdução

Conhecer a dinâmica da paisagem por meio da análise do uso e ocupação do solo permite compreender as variações na ocupação do território (Souza *et al.*, 2022). No contexto atual, este conhecimento é fundamental para o planejamento, gestão e monitoramento do território. Estes estudos evidenciam os aspectos relacionados às atividades socioeconômicas (Santos *et al.*, 2020), às mudanças na cobertura vegetal natural e ao uso antrópico das paisagens (Santos *et al.*, 2019; Campos *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2023) bem como à qualidade da água (Coelho, Buffon, Guerra e 2017; Ramos *et al.*, 2020). Além disso, fornecem subsídios para a compreensão da conservação da biodiversidade (Alho *et al.*, 2019; Dairel, 2019; Almeida Jr., 2022; Vianna *et al.*, 2022).

O sensoriamento remoto tem sido amplamente utilizado como ferramenta fundamental no desenvolvimento de estudos que buscam informações sobre o uso e ocupação do solo em áreas agrícolas e urbanas, auxiliando no monitoramento da superfície terrestre. Essas informações permitem traçar estratégias voltadas ao desenvolvimento sustentável, auxiliando na identificação da cobertura vegetal e índices de degradação ambiental. Em relação à ocupação antrópica é possível identificar impactos como impermeabilização do solo, interferência de interação entre fragmentos florestais, fragilização de ecossistemas através da urbanização. Quanto a área rural, ao manejo correto para o uso agrícola do solo e estratégias conservacionistas voltadas para este recurso. Neste sentido, as técnicas de geoprocessamento contribuem de forma relevante para a preservação e conservação ambiental (Damame, Oliveira; Longo, 2019; Ribeiro, Barros; Lima, 2019; Rodrigues, Meireles; Oliveira, 2021).

Incorporar geotecnologia para identificação de padrões de ocupação do território, fortalece a caracterização das áreas, orientando a compreensão espacial do uso e cobertura do solo (Bolfe, Bergamasco; Bolfe, 2015). Através de uma análise ao nível de paisagem é possível avaliar a disposição dos recursos no ambiente. Neste sentido, o presente capítulo tem como objetivo caracterizar a área de estudo por meio de ferramentas de

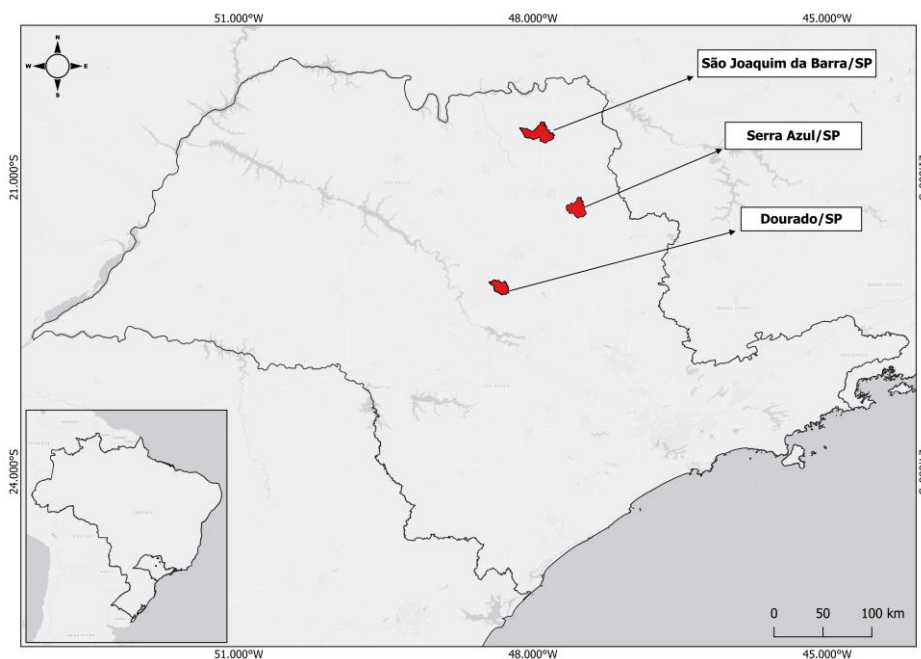
sensoriamento remoto, visando compreender a dinâmica da ocupação do território e sua influência sobre as áreas dos SAFs estudados.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

Para o delineamento amostral, foram determinadas quatro áreas de SAFs localizadas nos municípios de Dourado, São Joaquim da Barra e Serra Azul, todos no estado de São Paulo (Figura 1), doravante denominadas e identificadas conforme o Quadro 2, cuja características serão detalhadas posteriormente.

Figura 7- Mapa de localização dos municípios de Dourado, São Joaquim da Barra e Serra Azul, no estado de São Paulo.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025.

Quadro 2- Denominação dos SAFs amostrados e os respectivos municípios de localização.

Município	Denominação
São Joaquim da Barra	SAF CAFÉ
São Joaquim da Barra	SAF HORTA
Serra Azul	SAF SEPÉ
Dourado	SAF BELA VISTA

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

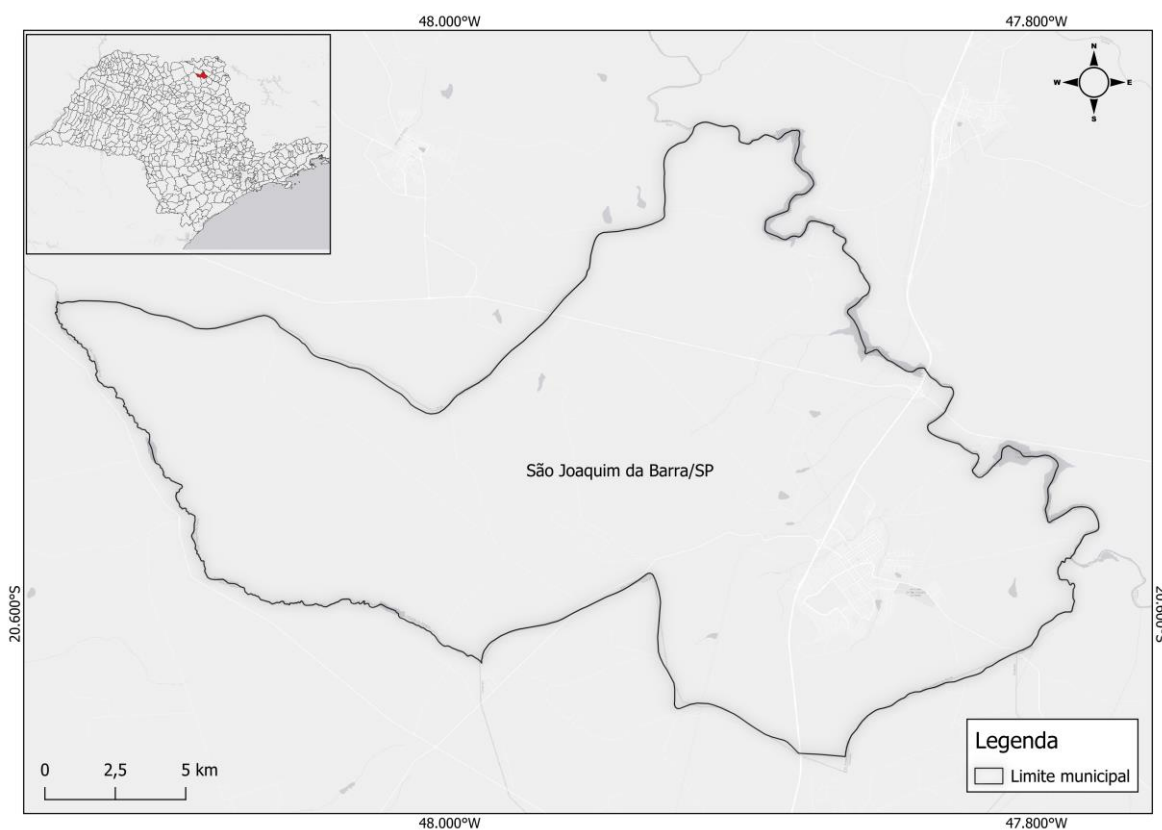
Para a caracterização geral das áreas estudadas, foram utilizados dados da literatura disponível. Na análise do uso e ocupação do solo no entorno dos SAFs, foi considerado um raio de 2 km a partir do centro de cada unidade amostral, definido como área de impacto direto. Os dados foram obtidos a partir de informações disponíveis na plataforma MapBiomas (Souza *et al.*, 2020). Para elaboração dos mapas, os dados foram processados com o software QGIS.

2.2 Caracterização dos Municípios nos quais os SAFs estudados estão localizados.

São Joaquim da Barra

O município de São Joaquim da Barra (SJB) está localizado na região nordeste do estado de São Paulo (Figura 2), a uma altitude média de 630 metros acima do nível do mar (Barros, 2018). Com uma população de 48.558 habitantes, o setor agrícola constitui a principal atividade econômica do município (IBGE, 2022; São Joaquim da Barra, 2025).

Figura 2- Mapa de localização e limite do município de São Joaquim da Barra/SP.

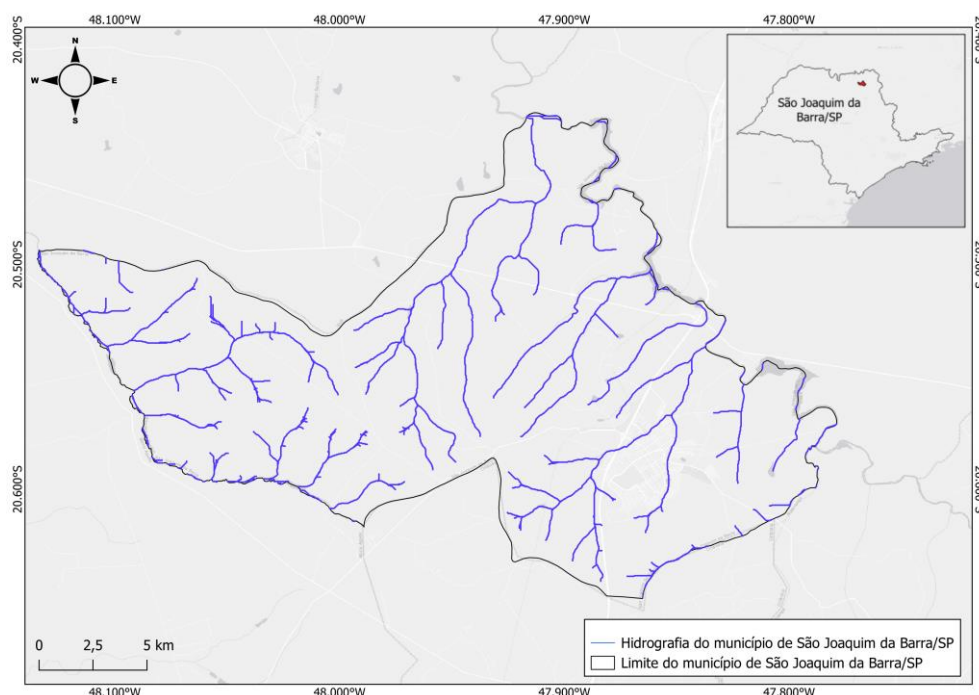


Fonte: Elaborado pelo autor, 2025.

Situado na porção nordeste da Bacia Sedimentar do Paraná, com substrato geológico formado por rochas metamórficas e vulcânicas, o município de São Joaquim da Barra tem como principal unidade estratigráfica a Formação Serra Geral, além de apresentar pequenos trechos das formações Botucatu, do Grupo São Bento, e Pirambóia, no extremo leste. A formação Botucatu é caracterizada por arenitos de coloração avermelhada, com textura fina a grossa e dispostos em estratificações cruzadas de grande porte. A Formação Pirambóia, pertencente à Bacia do Paraná, é caracterizada por arenitos de coloração esbranquiçada, avermelhada e alaranjada, ocorrendo em menor proporção no território de São Joaquim da Barra (Oliveira, 1999). Segundo o mapa geomorfológico do IPT (1981), o município localiza-se em uma região composta por um conjunto de planaltos, predominantemente entre 800 e 1.000 m de altitude, caracterizados por relevo com escarpas abruptas em um dos lados e declividade suave no sentido oposto.

De acordo com o Mapa Pedológico do Estado de São Paulo, na escala 1:500.000, o município de São Joaquim da Barra apresenta solos predominantemente classificados como Latossolo Vermelho-Amarelo, originários do intemperismo do basalto da Formação Serra Geral (Oliveira, 1999). Seu território está inserido em duas bacias hidrográficas: a Bacia Hidrográfica dos rios Sapucaí-Mirim/Grande (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídrico- UGRHI 08) e a Bacia do Baixo Pardo/Grande (UGRHI 12). O sistema de drenagem natural do município (Figura 3) é composto, principalmente, pelo Rio Sapucaí, Córrego São Joaquim, Córrego da Olaria e Ribeirão do Rosário (Barros, 2018).

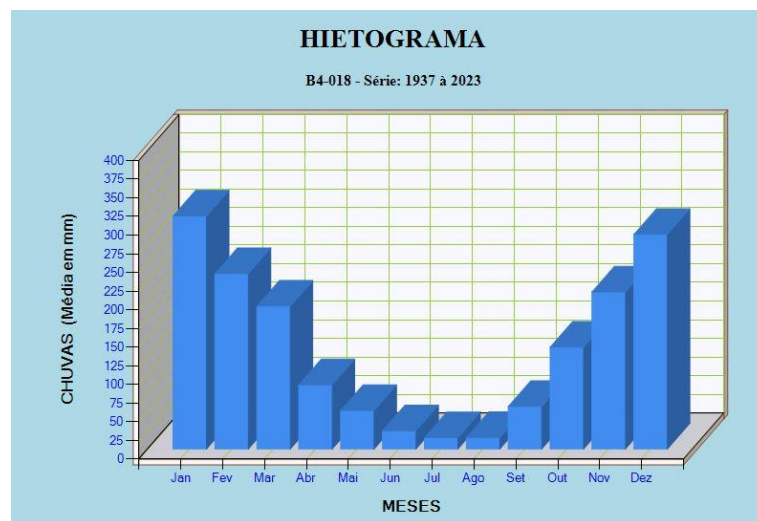
Figura 3- Mapa dos principais cursos hídricos do município de São Joaquim da Barra/SP.



Fonte: Elaborado pelo autor 2025.

O clima, segundo a classificação Köppen, é do tipo Aw, caracterizado como tropical chuvoso com inverno seco. A temperatura média anual é de 22,6°C, com médias mínima e máxima de 15,9°C e 29,2°C, respectivamente. De acordo com consulta ao banco de dados do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), a análise das precipitações foi elaborada com base nos dados do posto pluviométrico B4-018, cuja série histórica compreende o período de 1937 a 2023 (Figura 4). Observam-se padrões bem definidos de sazonalidade, com precipitação média anual de 1.432,4 mm.

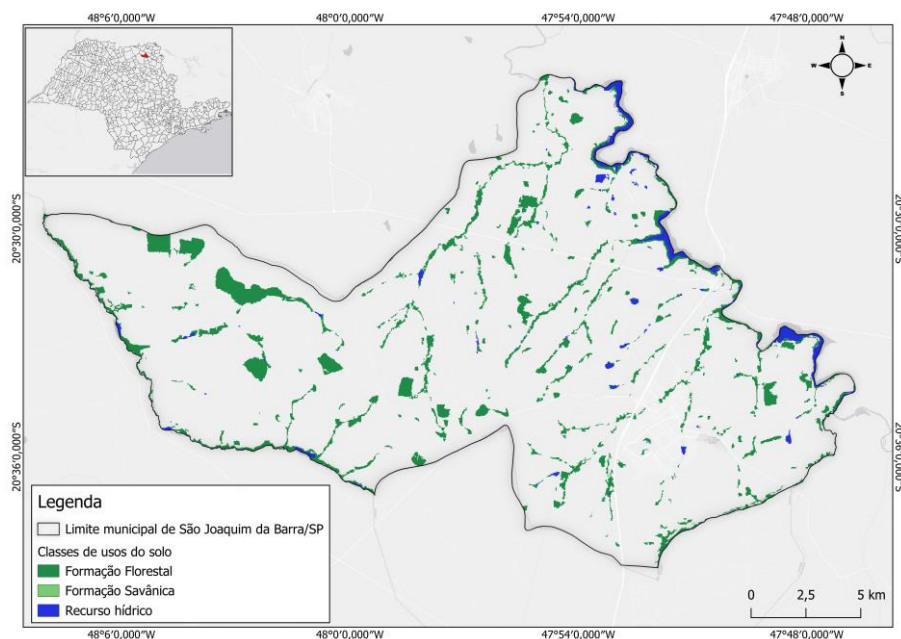
Figura 4 - Histórico das chuvas no município de São Joaquim da Barra/SP entre os anos de 1937 a 2023.



Fonte: Departamento de Água e Esgoto- DAEE, 2024.

Os remanescentes da vegetação original foram compilados a partir do Sistema de Informações Florestais do Estado de São Paulo (SIFESP), do Instituto Florestal da SMA/SP, reunidos no Inventário Florestal do Estado de São Paulo de 2020 (Figura 5). Segundo o inventário, o Município de São Joaquim da Barra possui 7,9% de cobertura vegetal nativa, classificada como Floresta Estacional Semidecidual.

Figura 5 - Mapa da vegetação do município de São Joaquim da Barra/SP.

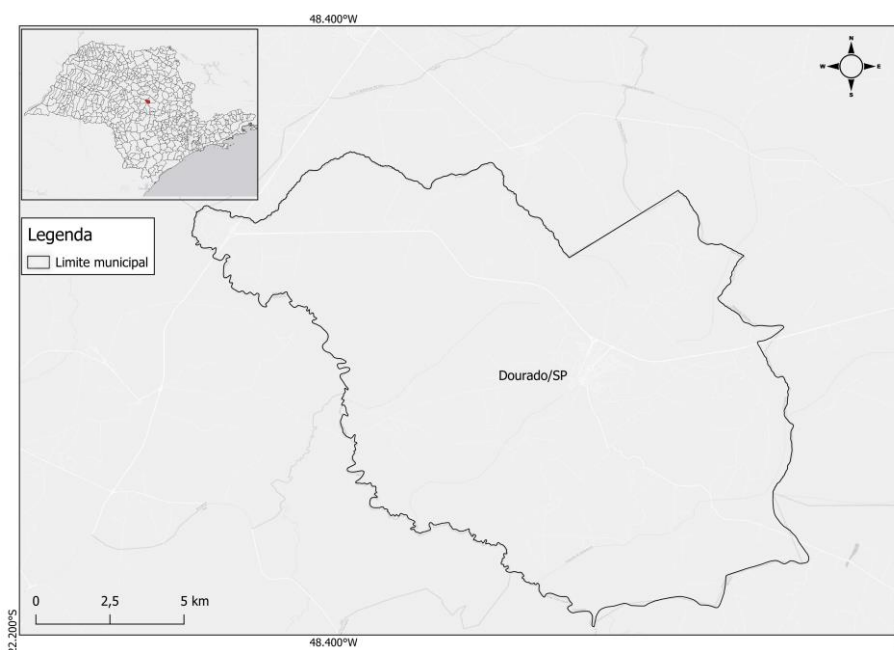


Fonte: Elaborado pelo autor 2025.

Dourado

O município de Dourado está situado no centro geográfico do estado de São Paulo e possui uma área total de 205,8 km² (Figura 6). Um aspecto histórico relevante é a presença, na entrada do município, de um obelisco alusivo à sua localização no centro geográfico do estado. O município possui altitude média de 699 metros do nível do mar (Dourado, 2024). Com população de 8.096 habitantes, as principais atividades econômicas da cidade são a indústria alimentícia, a agropecuária e o turismo rural (IBGE, 2026).

Figura 6 - Mapa de localização e limite do município de Dourado/SP.

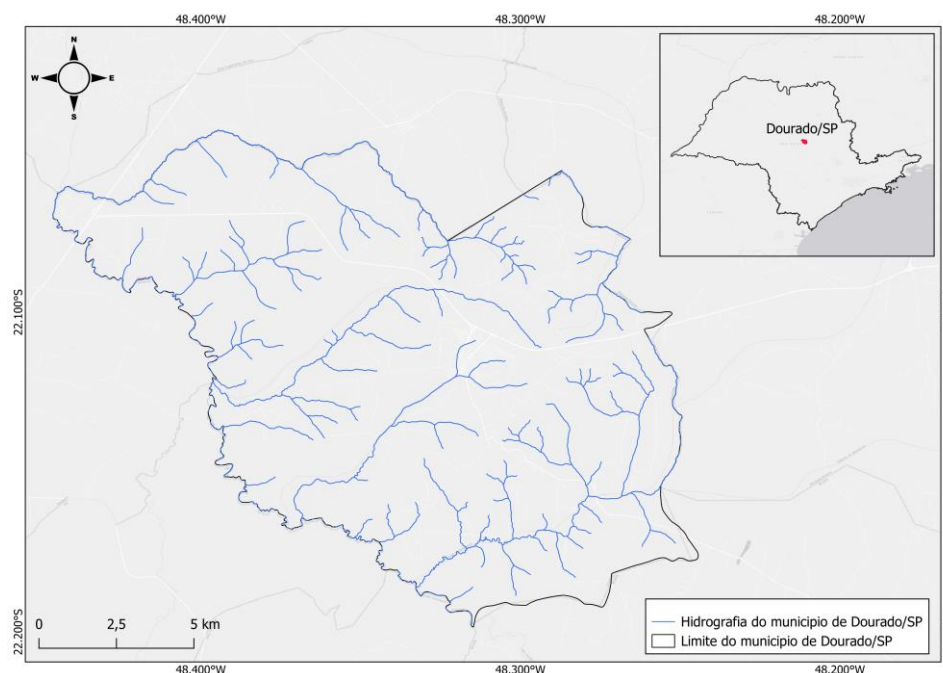


Fonte: Elaborado pelo autor 2025.

O município de Dourado está localizado na porção nordeste da Bacia Sedimentar do Paraná, sendo representado por basaltos da Formação Serra Geral e por sedimentos do Grupo Bauru. De acordo com a subdivisão geomorfológica do Estado de São Paulo, o município está inserido na província geomorfológica do Planalto Ocidental Paulista e das Cuestas Basálticas (IPT, 1981). De acordo com dados da sub-bacia do Alto Jacaré-Pepira, a região apresenta predomínio de colinas médias e amplas, além da ocorrência significativa de escarpas festonadas, bem como de sistemas de morretes alongados e espigões (UGRHI 13, 2024). O Mapa Pedológico do Estado de São Paulo, de modo geral, aponta que o município de Dourado apresenta solos classificados como: latossolo

vermelho e argissolo vermelho amarelado, (Rossi, 2017). O Município de Dourado está inserido na Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 13) (Figura 7). Seus principais recursos hídricos incluem o Rio Jacaré-Pepira, o Ribeirão do Dourado, o Ribeirão do Potreiro, o Ribeirão Vermelho, Ribeirão Bebedouro e o Córrego do Melle (Dourado, 2024).

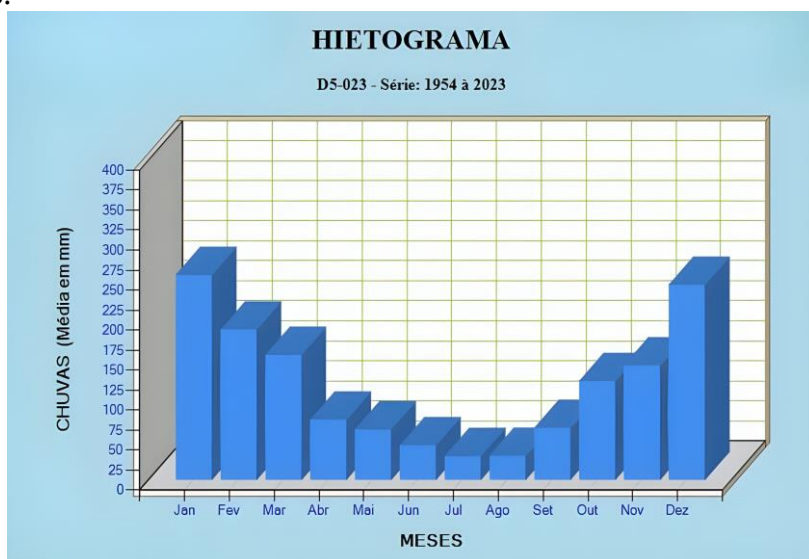
Figura 7- Principais Recursos Hídricos do Município de Dourado/SP.



Fonte: Elaborado pelo autor 2025.

O clima, segundo a classificação Köppen, é do tipo Aw, caracterizado como tropical chuvoso, com inverno seco. As temperaturas oscilam ao longo do ano, com valores médios mínimos de 19,2°C e a máximos de 29,2°C. De acordo com consulta ao banco de dados do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), a análise das precipitações foi realizada com base nos dados do posto pluviométrico D5-023, cuja série histórica compreende o período de 1954 a 2023 (Figura 8). A precipitação média anual registrada é de 1.310 mm.

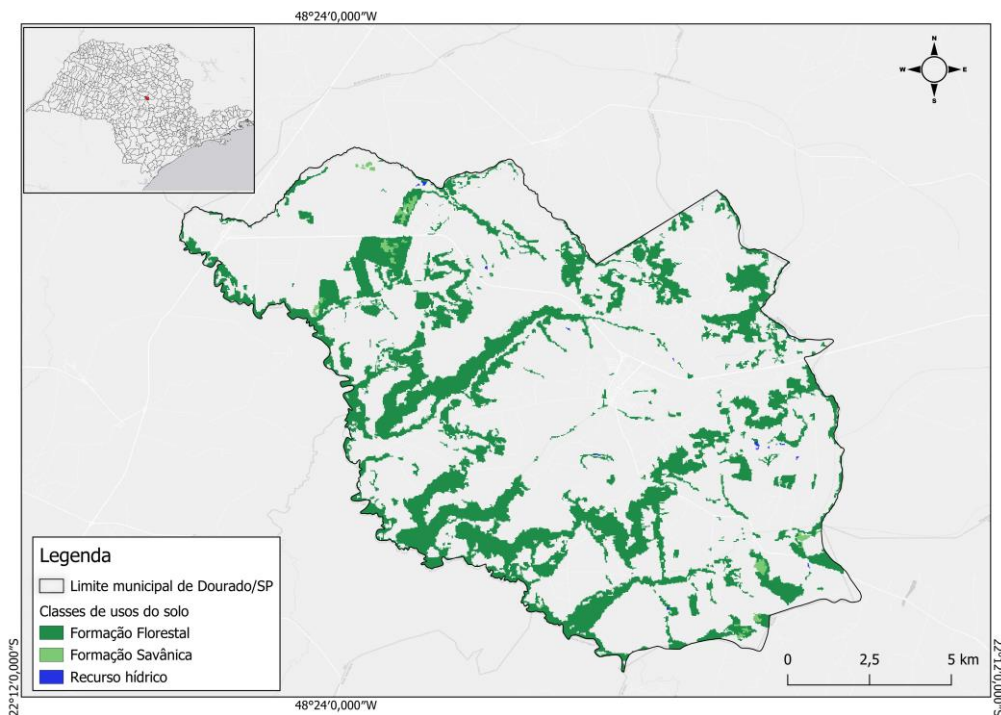
Figura 8 - Histórico das chuvas no município de Dourado/SP entre os anos de 1954 a 2023.



Fonte: DAEE, 2024.

No município de Dourado predomina o bioma Cerrado, em suas diferentes formações. De acordo com o mapa florestal dos municípios do Estado de São Paulo, o município possui 13,56 % de sua área ocupada por vegetação nativa (Figura 9).

Figura 9- Mapa da vegetação do município de Dourado/SP.

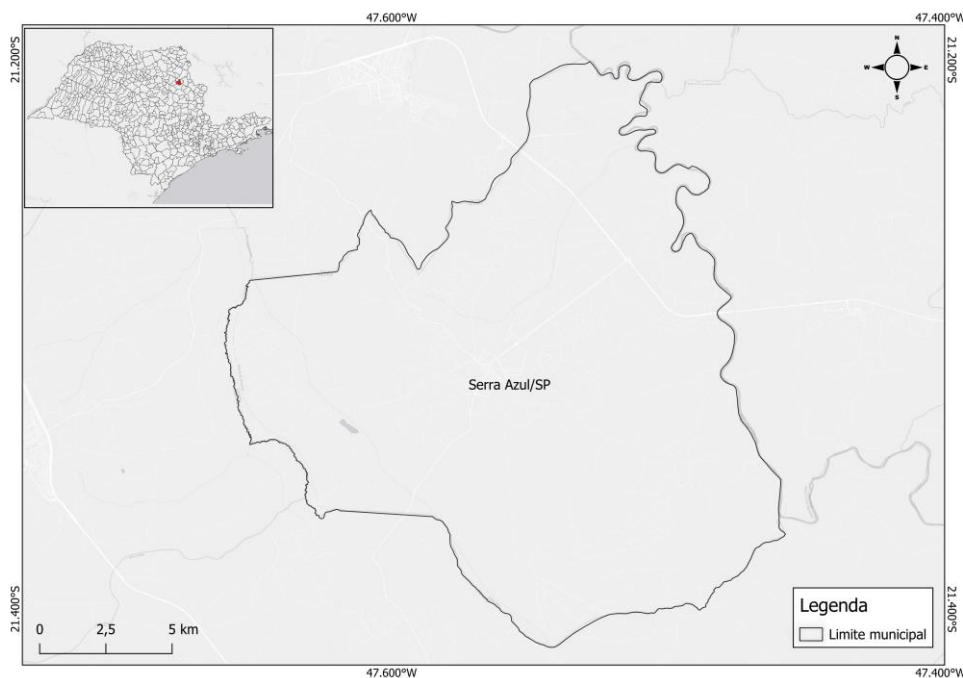


Fonte: Adaptado pelo autor de Mapbiomas, 2025.

Serra Azul

O município de Serra Azul está inserido na Região Administrativa e de Governo de Ribeirão Preto (Figura 10). De acordo com dados do último Censo Demográfico do IBGE, em 2022 o município apresentava população de 12.746 habitantes (IBGE, 2022).

Figura 10 - Localização do Município de Serra Azul no Estado de São Paulo.

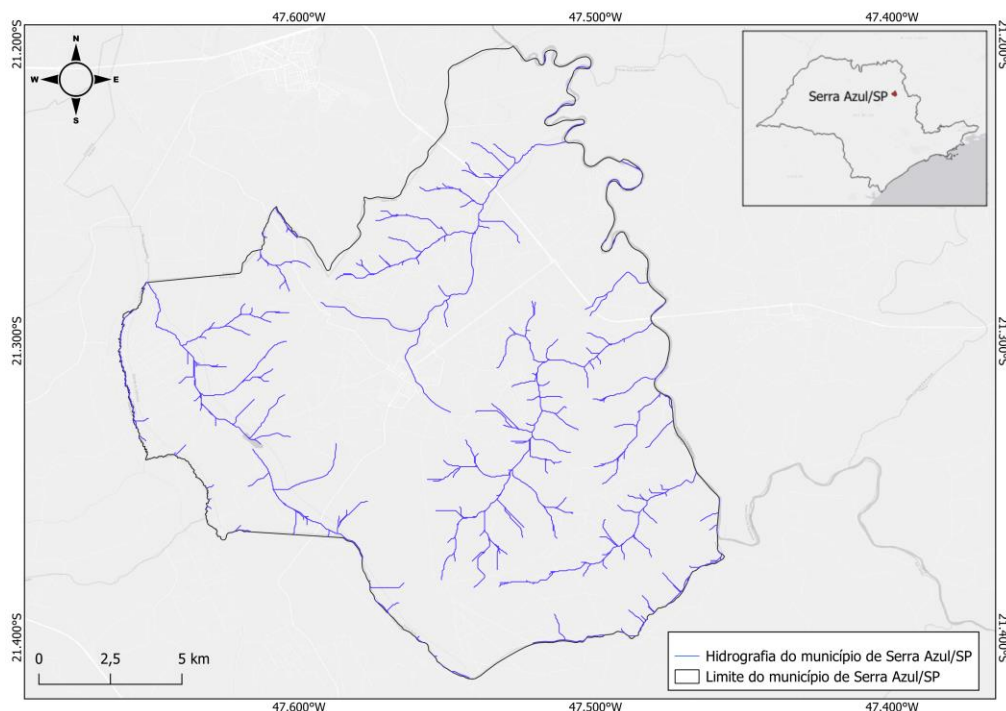


Fonte: Elaborado pelo autor 2025.

O Mapa Geológico do Estado de São Paulo (2006) indica que o município, fica situado sobre terrenos pré-cambrianos e paleozóicos do embasamento cristalino. Nas porções central e noroeste, os terrenos pré-cambrianos passam a ser recobertos por sedimentos e rochas basálticas da Bacia do Paraná, bem como por coberturas cenozoicas em contato erosivo. A região de Serra Azul está localizada sobre rochas da Bacia do Paraná, com predomínio de arenitos da Formação Botucatu e basaltos da Formação Serra Geral (Sender, 2022). De acordo com o Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (2017), os solos predominantes no município são do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo. A geologia local é composta por formações e depósitos sedimentares, e o relevo caracteriza-se por colinas situadas no Vale do Rio Pardo, com altitudes variando entre 590 e 650 m.

O município de Serra Azul está inserido na Bacia do Rio Pardo (UGRHI 04), e apresenta como principais corpos hídricos o Rio Pardo, o Ribeirão da Prata, o Ribeirão Tamanduá e o Ribeirão Tamanduazinho (Figura 11).

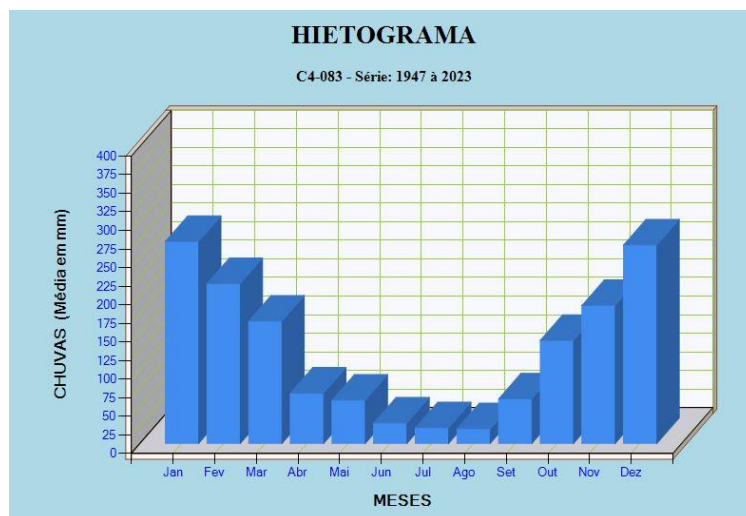
Figura 11 - Hidrografia do município de Serra Azul/SP.



Fonte: Elaborado pelo autor 2025.

Segundo a classificação de Köppen, o clima de Serra Azul enquadra-se no tipo Aw, caracterizado com tropical com inverno seco. A temperatura com média de 21°C. De acordo com consulta ao banco de dados do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), o município dispõe de uma estação pluviométrica (posto C4-013); entretanto, a série histórica associada a esse posto é limitada, abrangendo apenas o período de 1936 a 1942. Considerando que o assentamento Sepé-Tiarajú localiza-se na divisa entre os municípios de Serra Azul e Serrana, e que o posto pluviométrico situado no município de Serrana apresenta uma série histórica mais extensa e consistente, optou-se pela utilização dos dados do posto C4-083, com registros contínuos entre 1947 e 2023 (Figura 12).

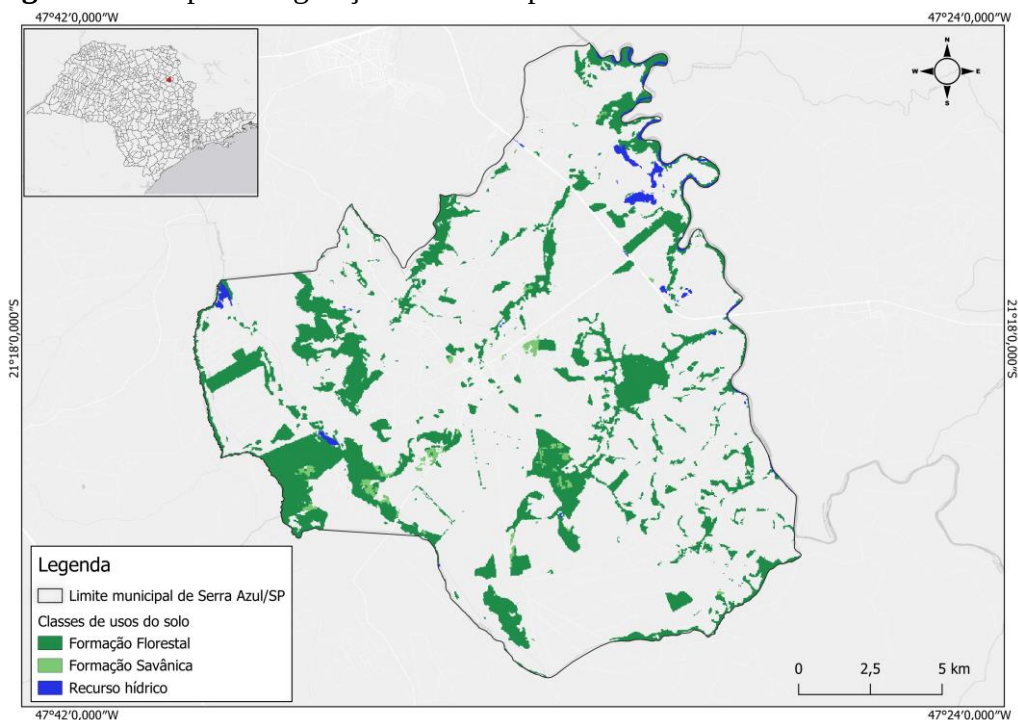
Figura 12- Histórico das chuvas no município de Serrana/SP entre os anos de 1947 a 2023.



Fonte: Departamento de Água e Energia Elétrica (2024).

De acordo com mapa de vegetação do Estado de São Paulo, o município de Serra Azul possui 28.315 ha de superfície territorial, dos quais 6.289 ha correspondem à cobertura vegetal nativa, representando 22,2% da área total (Figura 13). O município localiza-se em uma área de tensão ecológica entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado.

Figura 13- Mapa da vegetação do município de Serra Azul/SP.



Fonte: Elaborado pelo autor 2025.

3. Métodos

Os dados de uso e ocupação do solo foram obtidos a partir da plataforma MapBiomas (Souza *et al.*, 2020), utilizando arquivos do tipo raster, com resolução espacial de 30 metros. A extração desses dados foi realizada por meio da plataforma *Google Engine* utilizando o *asset* de dados do MapBiomas. Após a obtenção dos arquivos, o processamento e análise foram conduzidos no software livre *Qgis desktop*, versão 3.38 (3.38.0-Grenoble), no qual foi delimitado um raio de 2 km a partir do centro de cada unidade amostral (SAF).

Em relação ao recorte temporal, foram considerados os dados disponíveis a partir do ano de implantação de cada unidade amostral, sendo: SAF SJB (2003 a 2022), SAF Sepé (2016 a 2022) e SAF Bela Vista (2019 a 2022). A obtenção das classes de usos do solo no entorno de cada SAF ocorreu através da ferramenta nativa do Qgis, *R.report*, adotando-se como unidade de medida a área amostral em quilômetros quadrados (km²). Essa ferramenta gerou um relatório com as classes de uso do solo presentes no limite de cada *buffer*, com base na legenda da coleção 8.0 do MapBiomas (brazil_col8.qml). A partir da junção dessas informações foram confeccionados mapas temáticos e dados individualizados das áreas amostradas.

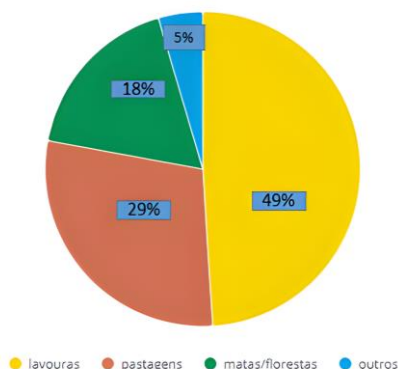
Concomitantemente, foram realizadas cinco incursões na área de estudo, nos meses de março, julho e dezembro de 2023 e janeiro de 2024, com o intuito de verificar a ocupação da paisagem, confrontando os dados interpretados nas imagens processadas com a ocupação observada *in loco*.

Os SAFs HORTA e SAF CAFÉ estão alocados paralelamente, neste caso considerou-se somente um raio de 2 km, partindo do ponto central entre os dois SAFs. Para a caracterização do uso e ocupação do solo neste capítulo estes dois SAFs foram denominados SAF SJB, fazendo alusão ao município em que estão alocados. Para os demais SAFs foram adotados o ponto central de cada um. Já em relação ao recorte temporal foi considerado os dados disponíveis a partir do ano de implantação de cada unidade amostral, elaborando-se assim mapas individuais de recorte espaço-temporal do uso e ocupação do solo.

4. Resultados e Discussão

O Estado de São Paulo possui aproximadamente 49% de suas terras ocupadas por lavouras, e cerca de 29% ocupadas por pastagem (Figura 14), destaca-se ainda como maior produtor de cana-de-açúcar do país (IBGE, 2017).

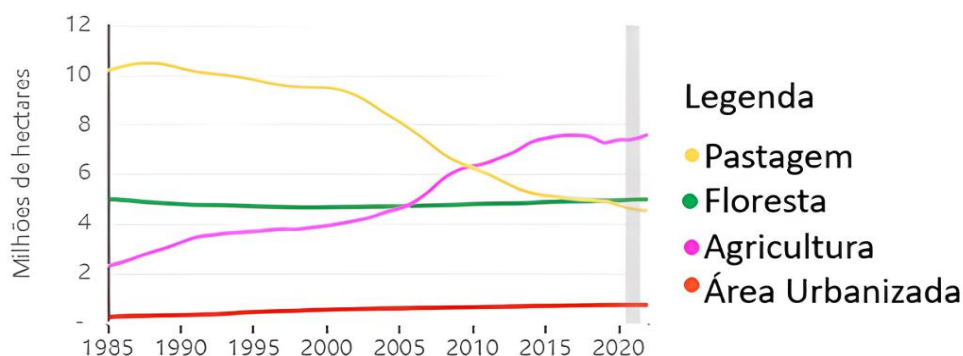
Figura 14- Ocupação do uso da terra no Estado de São Paulo obtida no censo rural IBGE.



Fonte: Adaptado de IBGE, 2017.

O cenário no uso territorial do estado de São Paulo tem se modificado ao longo dos anos de forma dinâmica, sobretudo no tocante ao uso das terras pela agropecuária. A Figura 15 demonstra esta variação de ocupação nas últimas décadas, com destaques muito significativos em relação a diminuição progressiva das áreas de pastagem e concomitantemente um aumento nas áreas destinadas à agricultura.

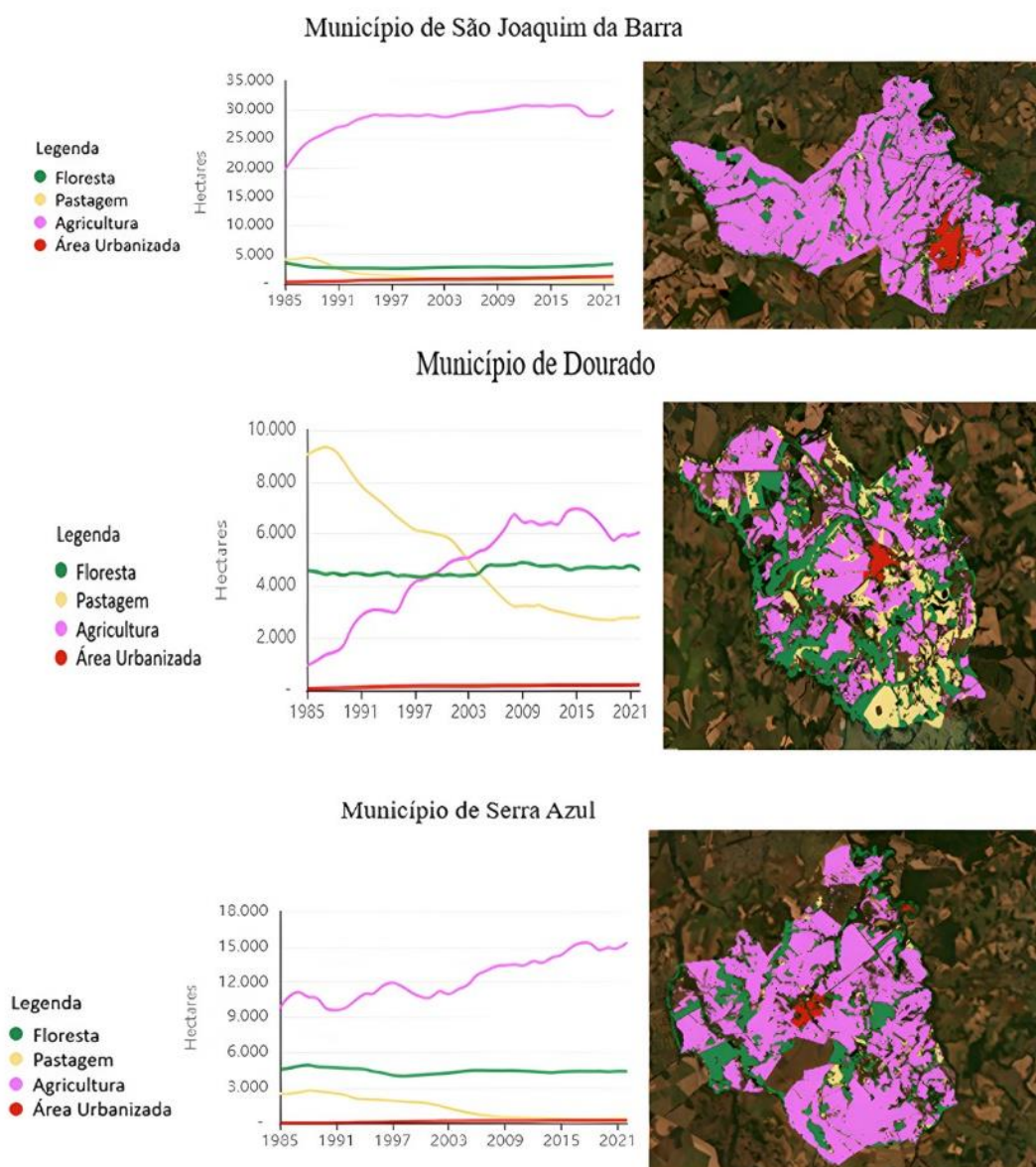
Figura 15- Variação temporal na cobertura do solo do estado de São Paulo entre os anos 1985 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados extraídos do Mapbiomas (SOUZA *et al.*, 2024).

Este cenário reflete-se nos municípios que integram o presente estudo (Figura 16). Os três municípios (São Joaquim da Barra, Dourado e Serra Azul), apresentaram uma diminuição em relação à área ocupada por pastagem e aumento nas áreas de agricultura.

Figura 16- Análise temporal do uso e ocupação do solo dos municípios de São Joaquim da Barra, Dourado e Serra Azul.

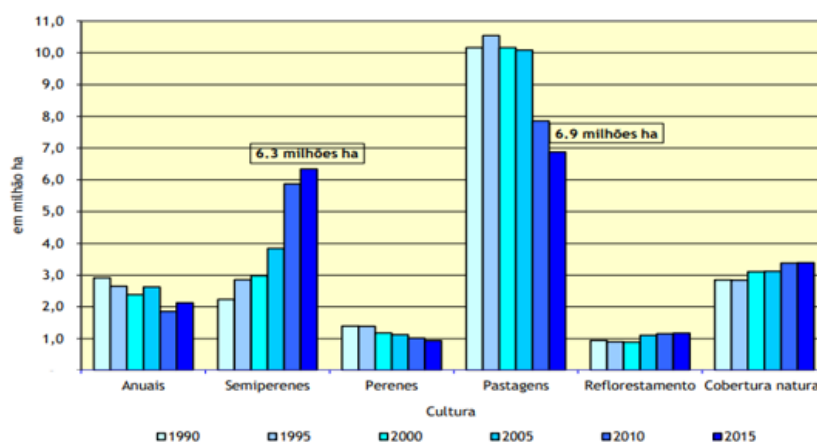


Fonte: Elaborado pelo autor, (2024).

Dentre os três, o município de São João da Barra apresentou uma menor oscilação em seus usos, onde observa-se um aumento significativo até o início da década de 90, com pouca variação para agricultura entre 1997 e 2015. O inverso ocorre no município de Dourado, que apresenta uma dinâmica acentuada em relação às áreas de pastagem e agricultura. Observa-se, também, um sutil aumento nas áreas de floresta, que pode estar associado ao potencial ecoturístico da região (Dourado, 2017). Em relação ao município de Serra Azul, observa-se um cenário semelhante ao retratado para o estado de São Paulo, com aumento gradativo da agricultura à medida que a redução das áreas de pastagem. Quanto às demais classes de uso do solo - floresta e área urbanizada -, nota-se um padrão semelhante ao observado nos demais municípios estudados e no estado de São Paulo, com um crescimento menos expressivo em relação à agricultura.

A expansão canavieira e a monocultura no estado de São Paulo podem afetar a produção de alimentos, a posse da terra e a capacidade produtiva da agricultura familiar (Câmara e Caldarelli, 2016). Entre a década de 1990 e 2005, observava-se a predominância de áreas de pastagem (Figura 17), que ocupavam cerca de 50% do território rural paulista, o qual reduziu para 33% em 2015. Esta redução ocorreu de forma progressiva à medida que a demanda por biocombustíveis aumentou, especialmente no período de 2000 a 2015, quando a cana-de-açúcar passou a ocupar cerca de 30% da área rural do estado, evidenciando uma dinâmica significativa de mudança no uso da terra (Angelo e Ghobril, 2017).

Figura 17- Dinâmica de ocupação do solo no Estado de São Paulo, entre a década de 1990 e 2015.

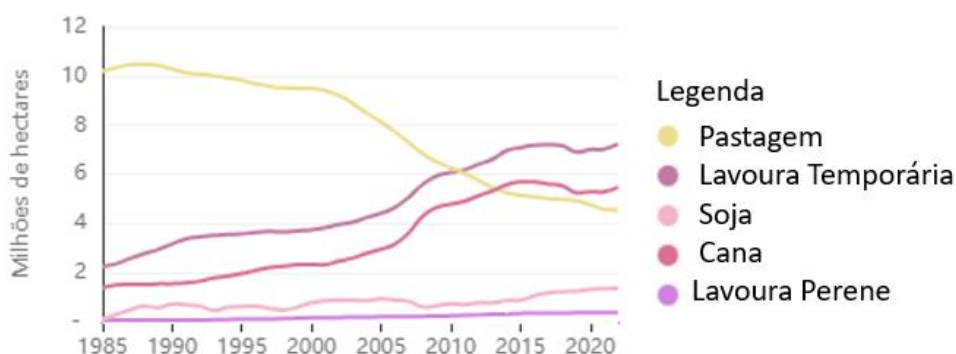


Fonte: Adaptado pelo autor de Angelo e Ghobril (2017).

Câmara e Caldarelli (2016), em seu trabalho de revisão, apontam que o conflito decorrente do uso da terra associado à produção de biocombustíveis constitui uma preocupação em escala global, contribuindo para a chamada crise alimentar. Esse processo gera competição pelo uso do solo, influenciando o mercado de terras, os preços dos alimentos, o emprego e os insumos agrícolas. Os autores demonstram que, no estado de São Paulo, a substituição de culturas é impulsionada por um modelo expansivo que extrapola as áreas de pastagem, avançando também sobre a pecuária e lavouras temporárias e permanentes, afetando, inclusive, a produção de alimentos.

Dados obtidos a partir do Mapbiomas (Souza *et al.*, 2020) corroboram o expressivo crescimento da cana-de-açúcar no ano 2000. Observa-se, ainda, um aumento das culturas perenes a partir de 2010, bem como um crescimento progressivo da ocupação por soja a partir de 2015 (Figura 18).

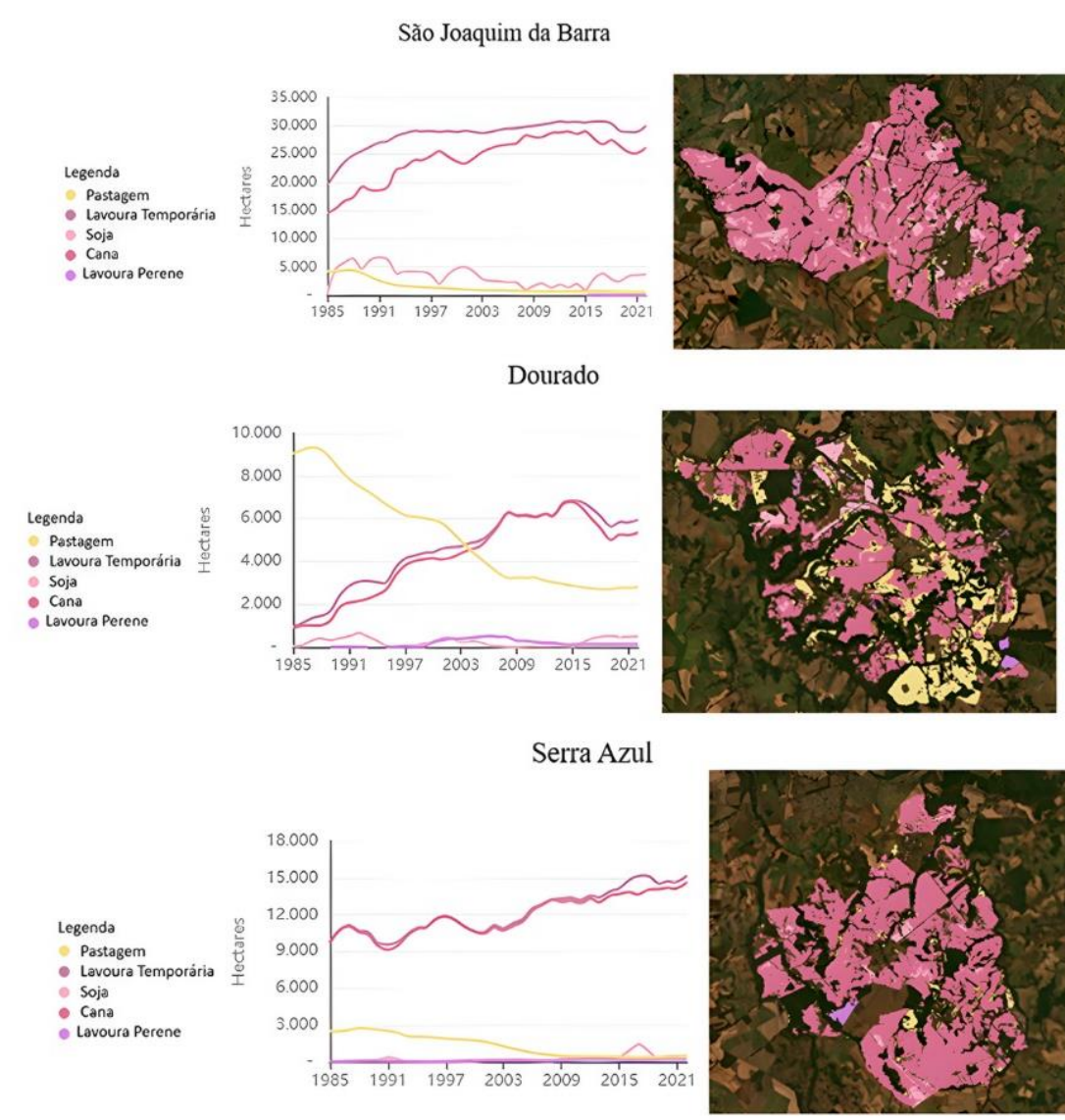
Figura 18- Variação temporal da agricultura do estado de São Paulo entre os anos 1985 e 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Em relação ao tipo de cultura nos municípios correspondentes às áreas de estudo, a análise da Figura 19 revela algumas peculiaridades quando comparadas ao padrão observado para o estado de São Paulo. Em São Joaquim da Barra (SJB), observa-se uma variação rítmica nas áreas ocupadas por soja e cana-de-açúcar, ambas em proporções distintas, porém com oscilações temporais semelhantes, o que pode sugerir a utilização dessas áreas em sistemas de rotação entre as duas culturas. A prática de rotação entre cana-de-açúcar e soja tem sido adotada por usinas, e essa alternância tem demonstrado bons resultados produtivos para ambas as culturas (Pereira e Oliveira, 2011; Pavão *et al.*, 2015).

Figura 19- Cenários da ocupação agrícola e agropecuária nos Municípios de São Joaquim da Barra, Dourado e Serra Azul.

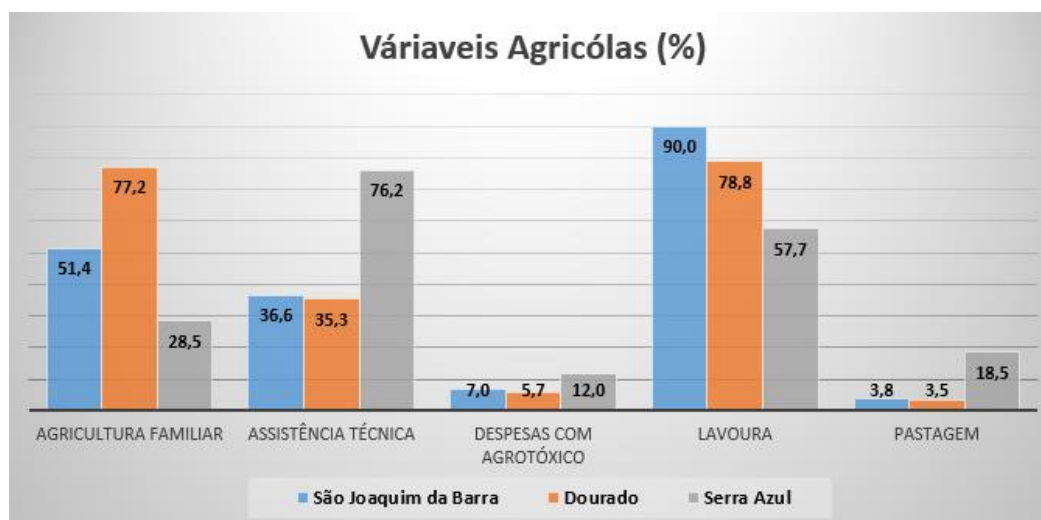


Fonte: Adaptado pelo autor de Mapbiomas (2024).

Em relação à soja, nos municípios de Dourado e Serra Azul, a cultura não apresenta ocupação nem variação tão expressivas quando comparadas a São Joaquim da Barra (SJB). No entanto, observa-se uma ascensão ao longo da última década, semelhante ao panorama geral do estado. As áreas ocupadas por lavouras perenes mantiveram-se relativamente estáveis, com exceção do município de Dourado, onde ocorreu uma oscilação entre os anos de 2000 e 2010.

As demais culturas temporárias, por sua vez, demonstram crescimento expressivo ao longo das décadas. Esse cenário já havia sido observado na Figura 17, que representa o panorama geral do estado de São Paulo, e reflete-se nos contextos municipais analisados. Entretanto, cabe ressaltar que, nos municípios de Dourado e Serra Azul, as culturas temporárias e a cana-de-açúcar seguem simultaneamente um processo de crescimento e, em diversos momentos, apresentam quantitativos de ocupação semelhantes. Considerando a gestão dessas áreas agrícolas, a figura 20 apresenta dados referentes às variáveis agrícolas dos três municípios analisados. O município de Dourado apresenta o maior número de agricultores familiares, seguido por São Joaquim da Barra (SJB) e Serra Azul, respectivamente. O padrão inverso é observado em relação à assistência técnica, na qual o município de Serra Azul se destaca em comparação aos demais. Concomitantemente, o uso de agrotóxicos também se sobressai nesse município (IBGE, 2017).

Figura 20 - Variáveis agrícolas dos Município de Dourado, São Joaquim da Barra e Serra Azul.

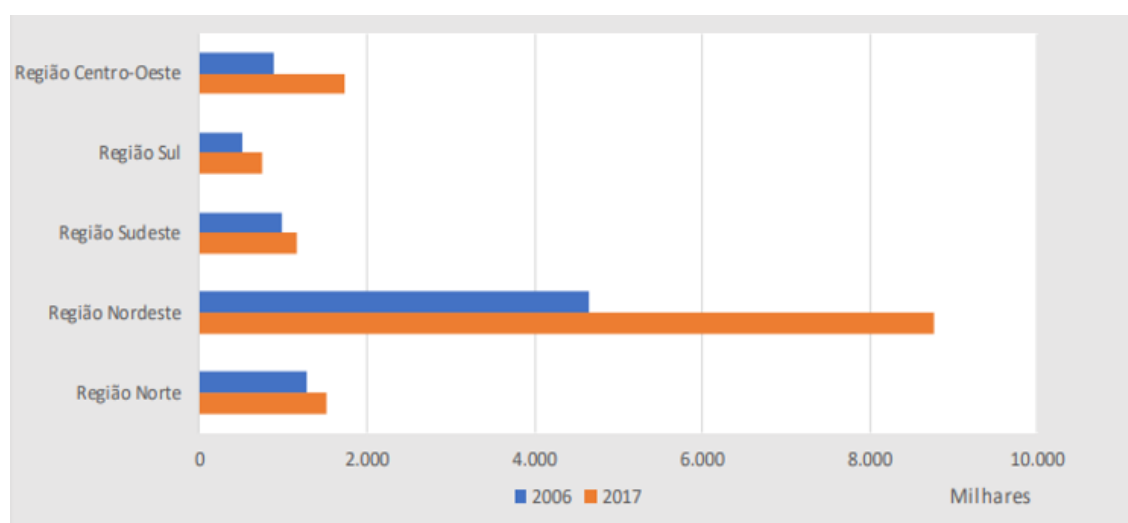


Fonte: Elaborado pelo autor com base em IBGE, 2017.

A agricultura familiar no Brasil está fortemente associada à segurança alimentar, além de impulsionar a economia local e contribuir para o desenvolvimento sustentável, ao estabelecer vínculos entre a família produtora e o território onde vive (Bittencourt, 2020). De acordo com o último censo realizado em 2017, cerca de 77% dos estabelecimentos agropecuários do país são classificados como agricultura familiar, ocupando aproximadamente 23% da área total dos estabelecimentos agropecuários

nacionais (IBGE, 2017; Santos e Silva, 2022). Os Sistemas Agroflorestais (SAFs) constituem um modelo de produção geralmente associado a agricultores familiares (Camargo *et al.*, 2019; Padovan, Pereira e Serrano, 2021). A expansão dos SAFs no Brasil tem se mostrado promissora e, de acordo com dados censitários, observa-se um crescimento das áreas ocupadas por esses sistemas em todos os estados entre os anos de 2006 e 2017 (Figura 21), com destaque para as regiões Nordeste e Centro-Oeste.

Figura 21- Evolução das áreas ocupadas por Sistemas Agroflorestais no Brasil entre os anos de 2006 e 2017.



Fonte: IBGE, Censo Agropecuário 2006 a 2017.

A Região Sudeste, embora não apresente crescimento tão expressivo quanto outras regiões, também demonstra aumento na adoção de SAFs. Esses dados denotam uma mudança de perspectiva em relação à produção rural, com maior valorização de práticas sustentáveis. Strate *et al.* (2020) destacam que os SAFs impulsionam a valorização da agrobiodiversidade e dos biomas brasileiros, promovendo uma produção de alimentos mais limpa e contribuindo para o fortalecimento da soberania alimentar.

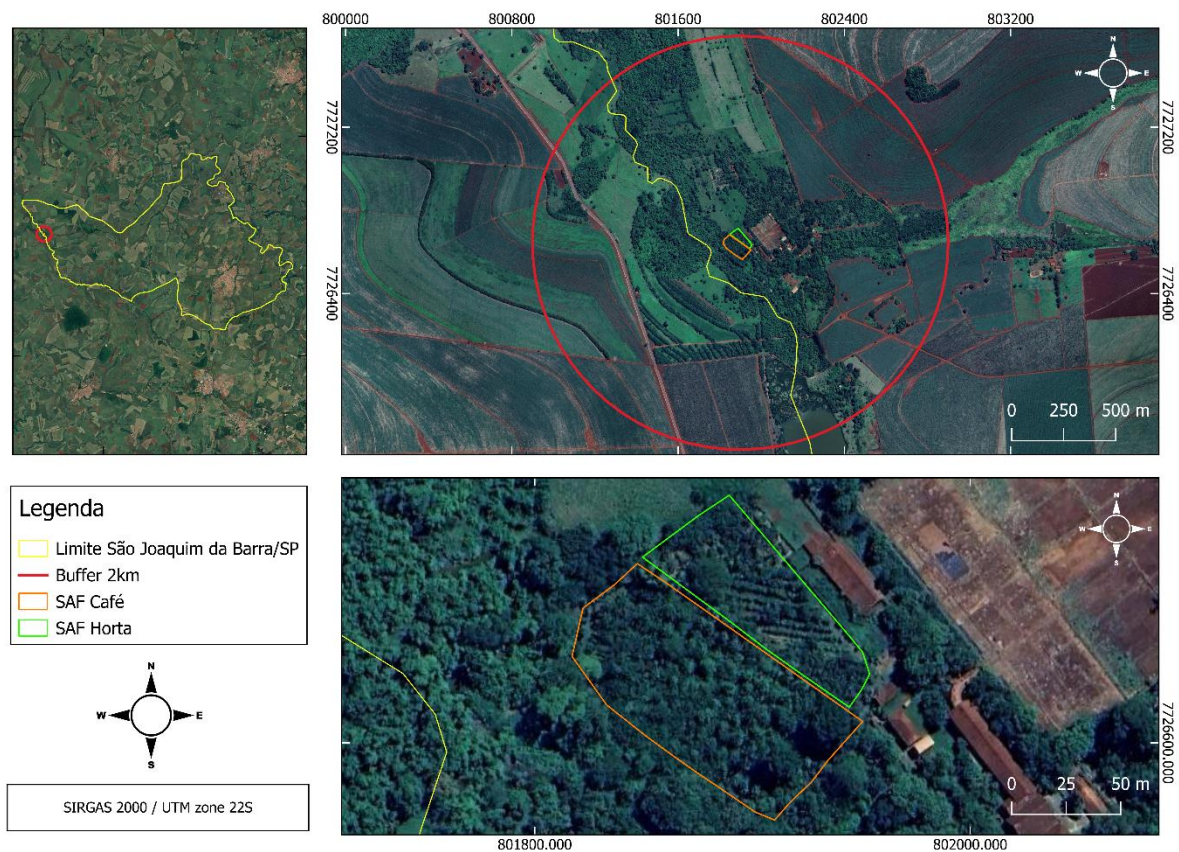
Caracterização dos SAFs

SAF SJB

Os SAFs Café e Horta estão localizados na Fazenda São Luiz (Figura 22), situada a oeste do município de São Joaquim da Barra/SP. No início do século XX, a fazenda constituía um importante núcleo de produção cafeeira; atualmente, a propriedade possui cerca de 400 hectares e vem adotando práticas de transição agroecológica desde 1997.

Na propriedade são cultivados cana-de-açúcar, que ainda conduzida em sistema convencional, grãos orgânicos e modelos produtivos baseados em agroflorestas (Arte na Terra, 2023). No entanto, a principal cultura da fazenda ainda é a cana-de-açúcar (Gotti Filho e Amador, 2005; comunicação pessoal, 2024). Ambos os SAFs estão implantados de forma paralela (Figura 22), porém apresentam características específicas quanto à estrutura de implantação e à idade.

Figura 22- Localização dos SAFs Horta e Café de Dourado/SP. O círculo vermelho corresponde ao buffer no raio de 2km, utilizado para a análise de ocupação do solo no entorno do SAF.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

SAF CAFÉ

O ponto amostral denominado SAF Café possui área de 7.800 m² e foi implantado em outubro de 2004. Seu desenho atual consiste no plantio voltado à produção de café e teca, alternados com espécies arbóreas nativas e exóticas. Inicialmente, a área era ocupada por pastagem e passou por um processo gradual de conversão para o sistema agroflorestal,

iniciado em 2004 com a implantação e ampliado em 2006. O desenho de implantação é composto por linhas duplas de bananeiras, acompanhadas por mudas frutíferas e por espécies arbóreas nativas e exóticas, além do cultivo de culturas anuais, como milho, soja, mandioca e feijão-de-porco. A vegetação foi implantada por meio de diferentes técnicas, incluindo o plantio de mudas, sementes e estacas (Gotti-Filho & Amador, 2004).

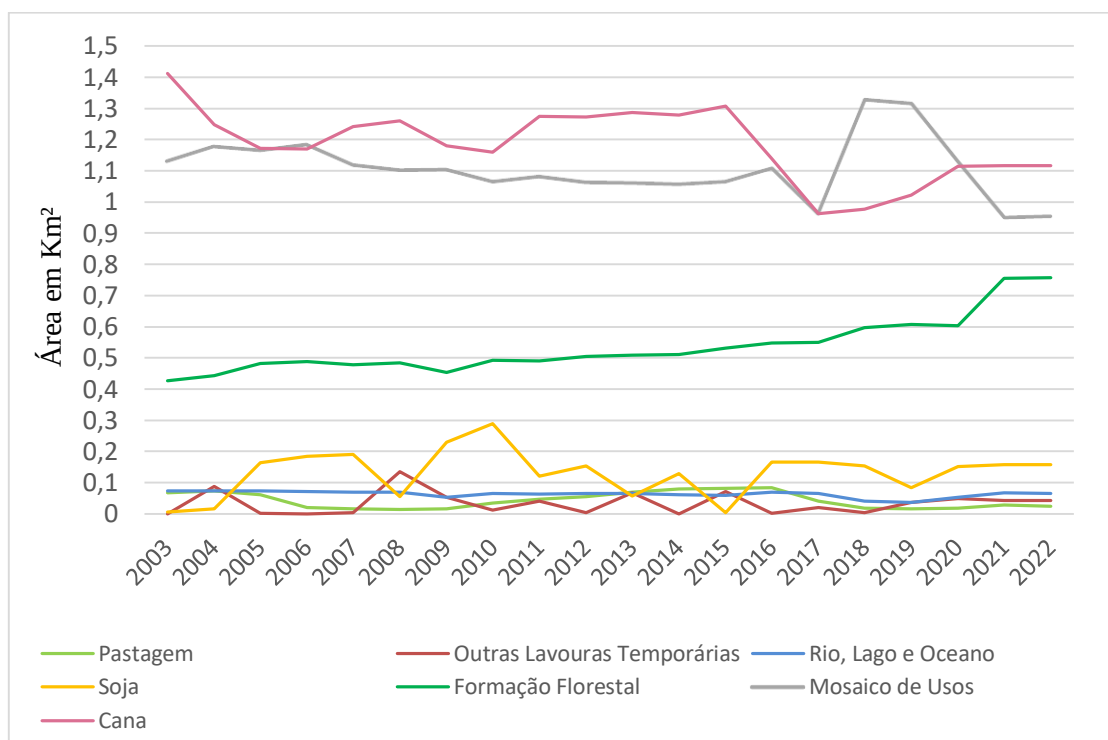
SAF HORTA

O SAF Horta possui área de 2.100 m² e apresenta, em sua composição, um estrato mais diversificado e de menor porte quando comparado ao SAF Café. Seu desenho estrutural é composto da seguinte forma: nas linhas de plantio destinadas ao estrato alto, há bananeiras intercaladas com espécies arbóreas nativas e exóticas produtoras de massa vegetal, como a grevêlea; no estrato baixo, ocorrem espécies como o açafrão; e, nas áreas com menor cobertura vegetal, são cultivadas hortaliças, que constituem a principal produção desse SAF.

A idade aproximada desse sistema é de 10 anos desde a sua instalação. Ambos os SAFs são margeados por um fragmento de mata ciliar em estágio avançado de conservação, com faixa de aproximadamente 30 metros a partir do leito do rio. Para fins de discussão e apresentação dos resultados, ambos os SAFs (Café e Horta) foram denominados SAF SJB, em alusão ao município em que estão inseridos, uma vez que o *buffer* foi delimitado a partir do ponto central entre os dois sistemas. Com base nos dados do MapBiomas, foram levantadas informações relativas ao uso do solo no entorno do SAF SJB ao longo dos últimos 19 anos, bem como as variações de ocupação em escala de quilômetros quadrados (km²).

A figura 23 indica que, em relação à cana-de-açúcar, ocorreu uma redução na área ocupada, especialmente em 2017, ano em que se observa maior variabilidade no uso do solo. O comportamento inverso é observado em 2018, seguido por um período de relativa estabilidade entre as duas ocupações até o ano de 2022.

Figura 23 - Gráfico do uso e ocupação do solo no SAF SBJ entre os anos de 2003 e 2022.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Quanto à formação florestal, observa-se um aumento a partir de 2020, o qual pode estar relacionado à implantação de novas áreas de SAF dentro da propriedade. A figura indica, ainda, pequenas oscilações nas demais classes de uso do solo, com maior destaque para a cultura da soja, embora também se observe uma tendência à estabilização a partir de 2020.

A partir da elaboração dos mapas e da realização do trabalho de campo, foi possível obter as seguintes informações: Em relação aos SAFs SJB, observa-se que a cultura predominante na área é a cana-de-açúcar. Contudo, em escala local, a propriedade tem diversificado suas atividades agrossilvipastoris, uma vez que, além do cultivo convencional de cana-de-açúcar e da pastagem, foram incorporadas novas áreas de SAFs que se encontram em fase final de implantação e/ou desenvolvimento. Em relação aos remanescentes florestais, o entorno dos SAFs apresenta áreas consideravelmente preservadas, compostas por mata ciliar, áreas de reflorestamento e trechos em regeneração natural.

Observa-se que a classe “mosaico de uso” é a que mais se aproxima das áreas ocupadas por cana-de-açúcar. Essa classe é definida como áreas nas quais não é possível

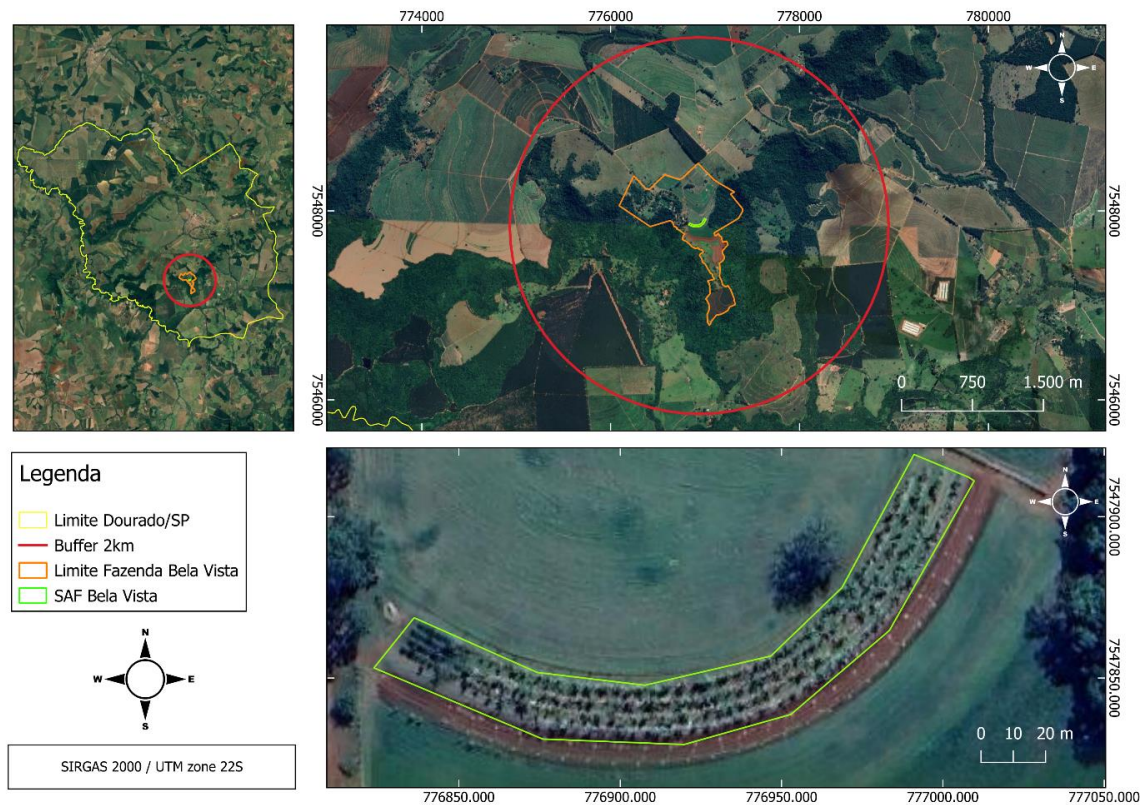
distinguir entre agricultura e pastagem (MapBiomas, 2024). Esses espaços podem estar associados às novas áreas de implantação de SAFs na propriedade, contribuindo para o aumento da diversidade de uso do solo na área estudada, além de abranger áreas de uso comum da família. Nesse sentido, destaca-se, a longo prazo, a importância da criação de uma classe específica para Sistemas Agroflorestais, de modo a distingui-los de classes como florestas. Em áreas agroflorestais maduras, a formação de copa torna esses sistemas facilmente confundíveis em imagens aéreas, sobretudo quando localizados em áreas adjacentes a fragmentos florestais, como é o caso do SAF Café, o que representa um importante desafio tecnológico. No entanto, a criação de uma classe específica para Sistemas Agroflorestais poderá contribuir de forma relevante para o aprimoramento de estudos voltados à produção sustentável.

SAF BELA VISTA

O SAF Bela Vista está localizado na Fazenda Bela Vista, no município de Dourado/SP (Figura 24). A atividade principal da propriedade está voltada para o setor de hotelaria, na categoria de hotel-fazenda; entretanto, grande parte de seu território é composta por áreas de silvicultura (mogno e eucalipto) e pastagem. O SAF surgiu como um projeto de diversificação do uso da terra, alinhado a diferentes iniciativas voltadas à sustentabilidade ambiental desenvolvidas na propriedade, tais como a compostagem de resíduos gerados pelo hotel, a observação da natureza por meio de trilhas de ecoturismo e a produção de ovos orgânicos.

O SAF Bela Vista foi implantado em novembro de 2020, em uma área de 3.000 m². Configurado com foco principal na produção madeireira, sua composição inicial incluiu o plantio de eucalipto (*Eucalyptus globulus*), acácia (*Acacia mangium*), jequitibá-rosa (*Cariniana legalis*) e mogno (*Swietenia macrophylla*), intercalados com espécies frutíferas, como acerola, pitanga, banana, lichia e abacate, totalizando cerca de 35 espécies na implantação inicial. Esse arranjo resultou na formação de estratos médio e alto, com perspectiva de expansão da área nos próximos anos.

Figura 24 - Localização do SAF Bela Vista no Município de Dourado/SP. O círculo vermelho corresponde ao buffer de 2km utilizado para a análise de ocupação do solo no Entorno do SAF.



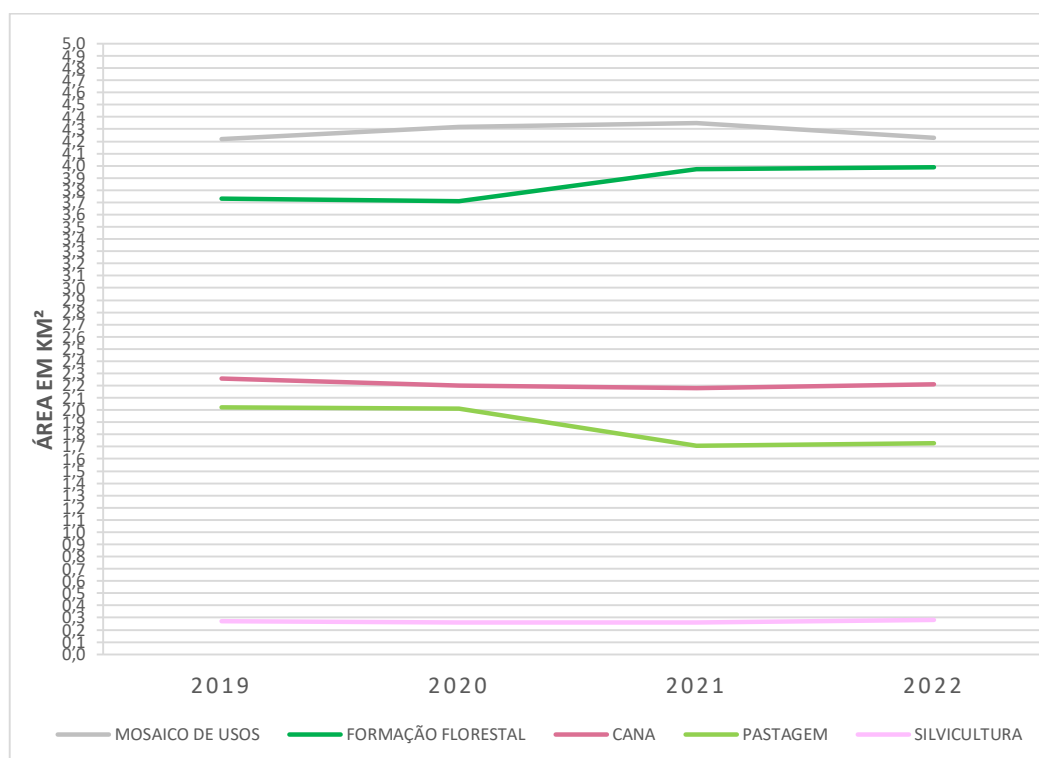
Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Para o SAF Bela Vista, os dados indicam que as classes de uso do solo que apresentaram maiores oscilações desde a implantação do sistema foram a pastagem e a formação florestal (Figura 25). Observa-se redução da área de pastagem, concomitante a um aumento proporcional da formação florestal. Vale ressaltar que o SAF foi implantado em área adjacente à vegetação nativa, o que pode facilitar o fluxo da biota local, evidenciando a versatilidade dos SAFs em diferentes contextos de paisagem (Garcia *et al.*, 2025).

Esse padrão pode estar associado à implantação do próprio SAF, uma vez que não há uma categoria específica para esse uso nas bases cartográficas, o que pode resultar na incorporação de áreas agroflorestais à classe de formação florestal. Ademais, plantios de mogno em consórcio com banana - ambos implantados em áreas anteriormente ocupadas por pastagem - também podem estar incluídos nessa classe. As demais categorias de uso

do solo mantiveram-se relativamente estáveis ao longo do período analisado, com exceção da cultura da soja, que passa a constar no entorno do SAF a partir de 2020.

Figura 25 - Gráfico do uso e ocupação do solo no SAF Bela Vista entre os anos de 2019 e 2022.



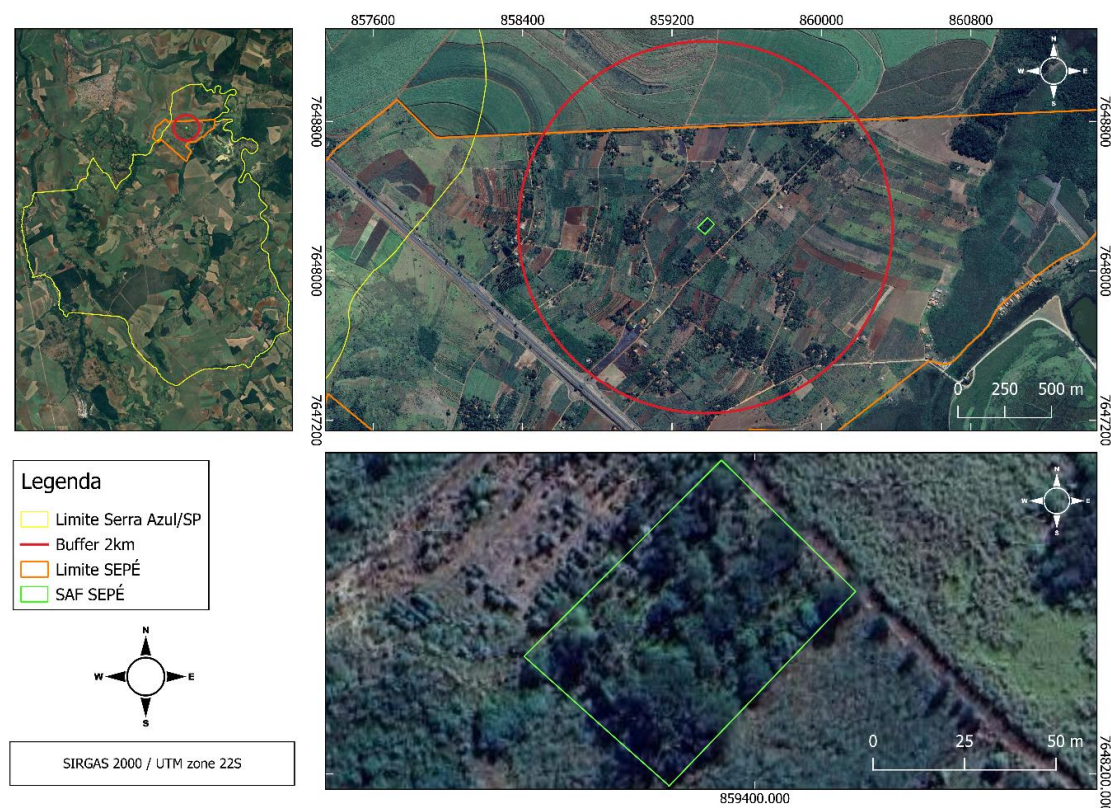
Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

SAF SEPÉ

O SAF Sepé está localizado no assentamento Sepé-Tiarajú, no município de Dourado/SP (Figura 26). O assentamento possui área total de aproximadamente 800 hectares e é composto por 80 famílias, sendo que cada uma recebeu um lote com cerca de 3,5 hectares. O assentamento Sepé-Tiarajú foi o primeiro a ser implantado na modalidade Projeto de Desenvolvimento Sustentável (PDS), concebido como um projeto de interesse social, econômico e ecológico (Nobre *et al.*, 2011; Canuto, Ávila e Camargo, 2013; Lopes *et al.*, 2024).

O PDS foi instituído a partir da Portaria INCRA nº 477/99, que define o Projeto de Desenvolvimento Sustentável como uma modalidade de assentamento de interesse socioeconômico e ambiental, destinada ao desenvolvimento de atividades de baixo impacto ambiental, com base na aptidão da área (Aly Júnior, 2011).

Figura 26 - Localização do SAF Sepé no Município de Serra Azul/SP. O círculo vermelho corresponde ao buffer de 2 km utilizado para a análise de ocupação do solo no entorno do SAF.

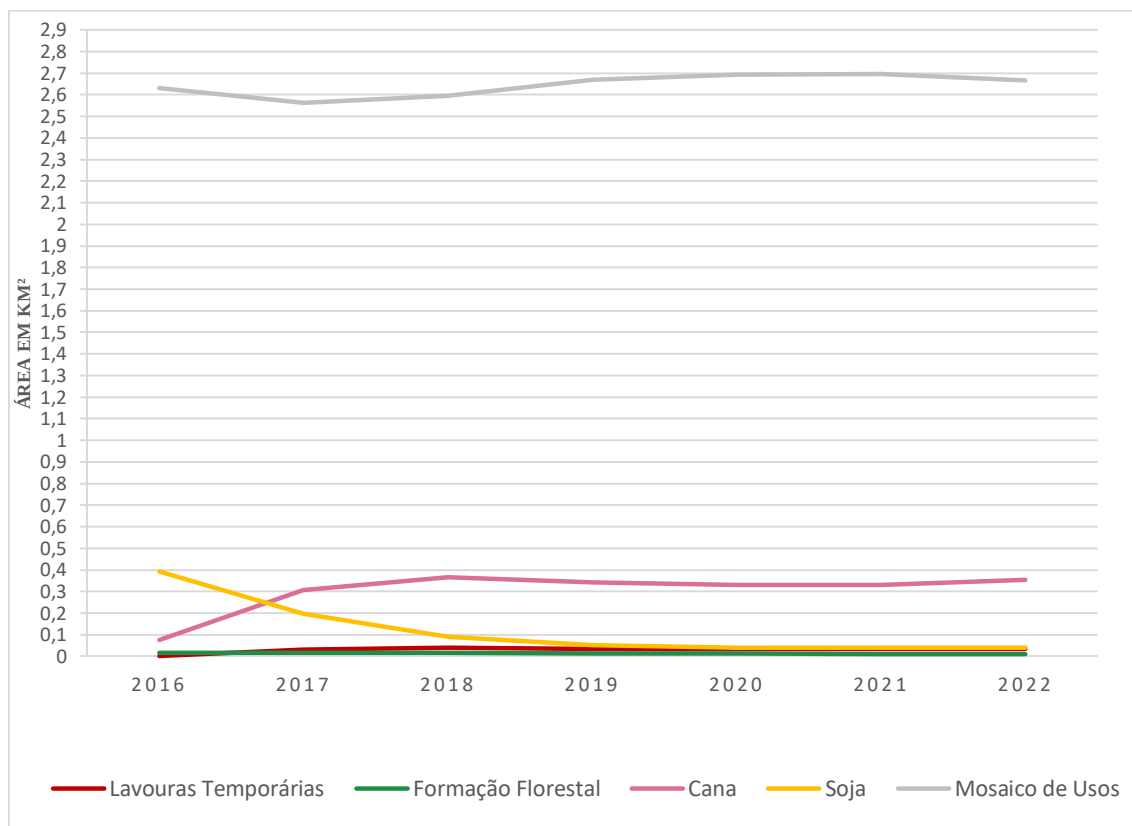


Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

No entorno do SAF Sepé, observa-se que a classe “mosaico de usos” se destaca em relação às demais classes (Figura 27). Esse padrão pode estar relacionado à elevada diversificação de cultivos nos lotes do assentamento. Durante as atividades de campo, constatou-se que nem todos os lotes adotam o modelo agroflorestal, sendo frequente a presença de sistemas de monocultivo, como a produção de banana, mandioca, entre outros.

A segunda classe de uso que se sobressai é a cana-de-açúcar, para a qual se observa um leve aumento da área cultivada em 2017, seguido por um período de estabilização até 2022. As demais classes de uso do solo mantiveram-se relativamente estáveis ao longo dos anos analisados, com exceção da soja, que apresentou uma redução em 2017 e, posteriormente, também se estabilizou.

Figura 27 - Gráfico do uso e ocupação do solo no SAF Sepé entre os anos de 2016 e 2022.



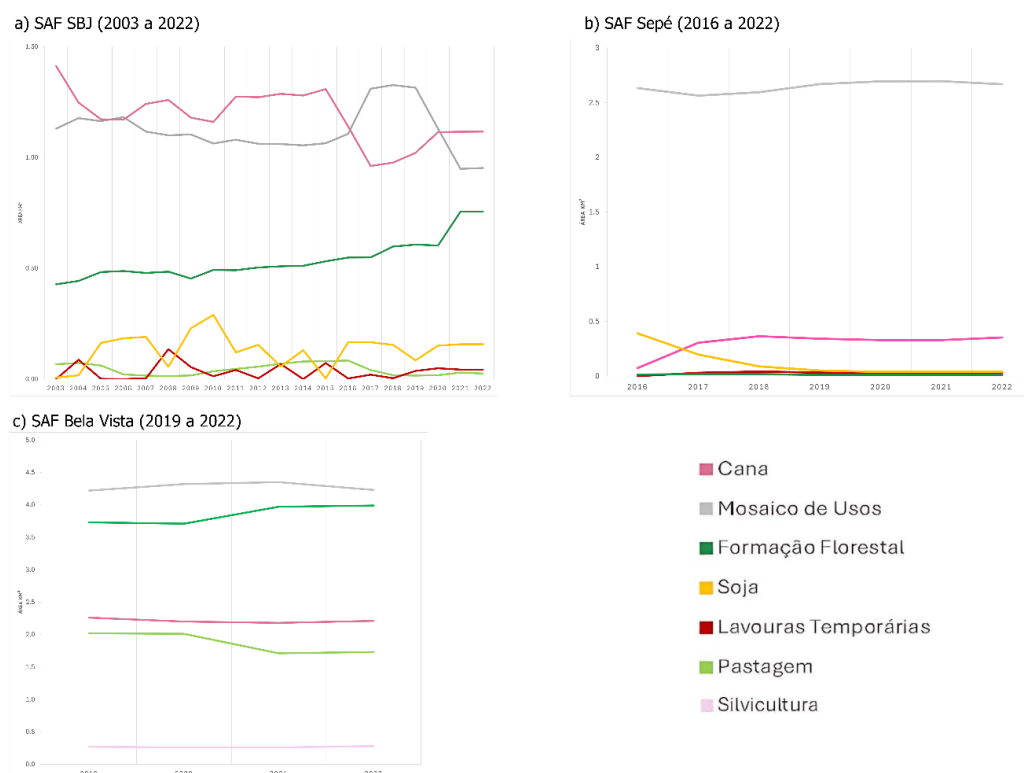
Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Ainda que apresentem composições distintas, os SAFs estudados compartilham a característica de serem sistemas multiestratificados. O sistema multiestrato consiste no consórcio de um número limitado de espécies perenes associadas a outras espécies vegetais, organizadas em diferentes estratos verticais. Esse arranjo busca estabelecer uma dinâmica de ciclagem de nutrientes e um equilíbrio funcional semelhante ao observado na vegetação de ecossistemas naturais (Alves, 2009). A partir dos resultados obtidos, foi possível observar mudanças significativas na composição do uso do solo no estado de São Paulo. Desde 1985, as áreas de pastagem vêm perdendo espaço para a monocultura da cana-de-açúcar e para lavouras temporárias, cenário que se reflete tanto na escala municipal quanto, de forma mais localizada, na área de estudo. De modo semelhante, observa-se que a cultura da soja também vem ganhando destaque, sobretudo quando analisada em escalas municipal e local.

Dados publicados pela plataforma MapBiomas (2025) evidenciam o dinamismo da ocupação do território brasileiro, indicando que, entre 1985 e 2024, a formação

florestal foi a classe de cobertura que mais perdeu área no país, sendo substituída principalmente pela expansão da agricultura e da pastagem. Em 1985, cerca de 420 municípios apresentavam predomínio de áreas agrícolas; em 2024, esse número aumentou para 1.037 municípios. O estado de São Paulo ocupa a segunda posição em área agrícola no país. Esses resultados indicam um padrão de transformação do uso do solo que se manifesta de forma consistente do macro ao microterritório, conforme observado na presente pesquisa. O SAF SJB foi o sistema que apresentou maior variação no uso do solo desde a sua implantação, sendo o recorte temporal um possível fator determinante para esse resultado. Ao comparar a classe “mosaico de usos” entre as três áreas analisadas, observa-se que o SAF Bela Vista é o único que não apresenta oscilações expressivas, enquanto o SAF SJB evidencia crescimento substancial dessa classe. Esse comportamento pode estar associado à estratégia do produtor em diversificar a propriedade por meio da implantação de múltiplos núcleos produtivos de agrofloresta. Para o SAF Sepé, era esperado que a classe “mosaico de usos” se destacasse, uma vez que a área é composta por pequenos núcleos produtivos pertencentes a diferentes assentados, característica típica de assentamentos rurais coletivos (Figura 28).

Figura 28 - Compilação de gráficos do uso do solo no entorno dos SAFs estudados.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A consolidação do modelo de monocultura intensiva, como a cana-de-açúcar, tem promovido a simplificação dos sistemas ecológicos e intensificado a fragmentação da paisagem, resultando na perda de biodiversidade e na redução da conectividade entre os remanescentes de vegetação nativa (Rocha *et al.*, 2018; Silva e Souza, 2024). Diante dos desafios contemporâneos da agricultura, os Sistemas Agroflorestais (SAFs) têm se consolidado como uma alternativa técnica promissora, ao aliar a produção agrícola à conservação ambiental. Esses sistemas são reconhecidos por programas federais, como o PLANAVERG (Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa) e o ABC+ (Agricultura de Baixo Carbono), como estratégias eficazes para a recuperação de áreas degradadas e a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (Brasil, 2017; Brasil, 2021), oferecendo uma abordagem integrada e sustentável para o uso da terra. Dentre suas funções mais relevantes, os SAFs desempenham o papel de mantenedores e/ou provedores de serviços ecossistêmicos, além de apresentarem elevada importância do ponto de vista da segurança alimentar, ao associarem o conhecimento local a componentes econômicos, sociais e ambientais (Moraes *et al.*, 2011). A agropecuária constitui atualmente o principal vetor de pressão sobre a vegetação nativa, sendo responsável por mais de 97% das perdas registradas nos últimos seis anos (Mapbiomas, 2024).

Outro instrumento de incentivo aos SAFs, é o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Trata-se de um instrumento econômico de conservação baseado nos princípios do usuário-pagador e do provedor-recebedor. A Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA) instituída pela Lei nº 14.119/2021, estabelece mecanismos para remunerar práticas que conservam, recuperam ou melhoram serviços ecossistêmicos essenciais. No que se refere aos SAFs, a PNPSA incorpora esses sistemas como ações estratégicas e relevantes dentro de seus objetivos e diretrizes ao reconhece-lo como prática produtiva contribuem para manutenção de diversos SEs, o que os qualifica para receber incentivos e pagamentos pelo fornecimento de serviços ambientais (BRASIL, 2021). Embora o PSA tenha ganhado destaque internacionalmente após a criação do *Programa de Pagos por Servicios Ambientales* (PPSA) da Costa Rica, em 1997, sua adoção no Brasil teve início em 2006 com experiências municipais pioneiras em Extrema e Montes Claros (MG). A restrição para que órgãos públicos efetuem os pagamentos diretamente aos proprietários rurais tem sido uma limitação para implementação do PSA. O estado de São Paulo adotou um modelo mais flexível, através de Resoluções estaduais que definem os critérios para cada projeto (Pagiola *et al.*, 2013). Apesar da expansão do

instrumento de PSA, Castro *et al.*, (2023) mostrou que entre 2017 e 2020, o número de municípios brasileiros com PSA instituído passou de 7,5% (418) para 15% (837), no entanto, apenas 35 mantiveram programas ativos, evidenciando a fragilidade dessas iniciativas, sobretudo em razão da instabilidade das fontes de financiamento e da insuficiência de estruturas ambientais municipais estabelecidas (secretarias de meio ambiente, Conselhos ambientais etc.).

Nesse contexto, os SAFs possibilitam a diversificação da produção e o equilíbrio ecológico das propriedades rurais. Para que esse potencial se concretize, é fundamental que o produtor adeque as culturas à sua capacidade de investimento, considerando as peculiaridades ambientais e econômicas regionais (Abdo *et al.*, 2008). Entretanto, a assistência técnica configura-se como um dos principais fatores limitantes para a sustentabilidade dos Sistemas Agroflorestais, sendo frequentemente apontada como uma das causas da descontinuidade desses sistemas (Podadera *et al.*, 2009; Almeida *et al.*, 2014; Santos e Lucas, 2022).

Para que os agricultores possam utilizar de forma eficiente novas tecnologias e alternativas de gestão da propriedade, torna-se essencial o acompanhamento técnico contínuo, de modo a fornecer suporte até que o produtor se aproprie das técnicas necessárias para alcançar autonomia produtiva (Bittencourt, 2020). Destaca-se, ainda, a importância das redes agroecológicas territoriais para a implementação e o suporte aos SAFs, as quais contribuem para a manutenção desses sistemas mesmo em contextos de enfraquecimento ou descontinuidade de políticas públicas (Sangalli, 2021; Sangalli e Strate, 2024).

Assim, a articulação entre políticas públicas de conservação e práticas produtivas sustentáveis, como os sistemas agroflorestais, representa um caminho estratégico a ser trilhado, potencializando a conservação integrada da biodiversidade e o desenvolvimento sustentável em territórios biodiversos. Esse cenário é exemplificado pelas áreas estudadas nos SAFs SJB, Sepé e Bela Vista, que evidenciam o papel desses sistemas na conciliação entre produção agrícola, conservação ambiental e desenvolvimento territorial.

5. Conclusão

A cana-de-açúcar constitui a principal monocultura do estado de São Paulo, cenário que se reflete nos municípios de São Joaquim da Barra, Dourado e Serra Azul, bem como no entorno dos SAFs estudados, considerando-se um raio de 2 km. O uso do

solo nessas áreas segue a tendência regional, sendo fortemente pressionado pela monocultura da cana-de-açúcar. No entanto, os resultados indicam que a diversificação do uso do solo por meio da implantação de SAFs representa uma alternativa à monocultura, ao ocupar pequenos espaços e promover a diversificação local da paisagem. Dentre os SAFs amostrados, os SAFs SJB e Bela Vista apresentam maior proximidade com remanescentes florestais, o que lhes confere uma fonte potencial de aporte de biodiversidade.

Este trabalho constitui uma contribuição relevante para a compreensão do uso e da ocupação do solo no entorno de sistemas agroflorestais, especialmente diante da ainda limitada produção científica disponível sobre o tema. Nesse contexto, reforça-se a importância de estudos voltados às áreas ocupadas por SAFs, com o objetivo de ampliar a base científica sobre essas práticas, estimular o debate técnico-científico e subsidiar a formulação de políticas públicas voltadas aos sistemas agroflorestais. Dessa forma, a presente pesquisa busca contribuir para o aprofundamento da discussão sobre a ocupação sustentável do solo, enfatizando a relevância da preservação da biodiversidade, da proteção dos recursos hídricos e da promoção da qualidade de vida.

6. Referências

ALHO, Cleber J. R. et al. Threats to the biodiversity of the Brazilian Pantanal due to land use and occupation. **Ambiente & Sociedade**, v. 22, p. e01891, 2019.

ALMEIDA, Everaldo et al. Fatores que afetaram a adoção de sistemas agroflorestais em dois municípios do noroeste matogrossense. **Academia.edu**, Disponível em: https://www.academia.edu/5670084/Fatores_que_afetaram_a_ado%C3%A7%C3%A3o_de_sistemas_agroflorestais_em_dois_munic%C3%ADpios_do_noroeste_mato_grossense. Acesso em: 24 jun. 2014.

ALVES, Telma Regina. **Diversidade de mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico vegetacional na fazenda experimental Edgárdia**. Unesp, Botucatu/SP. 2009. xiii, 117 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, 2009.

ALY JÚNIOR, Osvaldo. Projetos de Desenvolvimento Sustentável (PDS's) e os desafios na construção de novas políticas de assentamento. **Retratos de Assentamentos**, Araraquara, v. 14, n. 2, p. 283–303, 2011.

ANGELO, José Alberto; GHOBRI, Carlos Nabil. Estudos sobre a ocupação e uso do solo agrícola no estado de São Paulo, período de 1990 a 2015. **Instituto de Economia Agrícola (IEA)**, 2017. Disponível em: www.iea.sp.gov.br/ftp/iea/AIA/AIA-38-2017. Acesso em: 2024.

ARTE NA TERRA. Denise Bittencourt amador. **Fazenda São Luiz.**, São Joaquim da Barra, 2023. Disponível em: <https://artenaterra.com.br/fazenda-sao-luiz/>. Acesso em: abr. 2023.

BARROS, André Luiz M. M. **Plano municipal específico dos serviços de saneamento básico: município de São Joaquim da Barra – UGRHI 8 – drenagem.** São Joaquim da Barra, 2018.

BITTENCOURT, Daniela Matias de Carvalho. Estratégias para a Agricultura Familiar Visão de futuro rumo à inovação. **Texto para Discussão**, v. 49, p. 298-298, 2020.

BOLFE, Ana Paula Fraga; BERGAMASCO, Sonia Maria Pessoa Pereira; BOLFE, E. L. A análise do uso e cobertura da terra em sistemas agroflorestais no Litoral Norte do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 10, n. 1, p. 32–42, 2015.

BRASIL. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. **Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais.** Diário Oficial da União, Brasília, DF, 14 jan. 2021. Disponível em: [https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2021/lei-14119-13-janeiro-2021-790989-norma-atualizada-pl.html](https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2021/lei-14119-13-janeiro-2021-790989-norma-14119-13-janeiro-2021-790989-norma-atualizada-pl.html). Acesso em: 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – PLANAVEG.** Brasília: MMA, 2017. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/planaveg>. Acesso em: 23 jun. 2025.

CAMARA, Marcia Regina Gabardo da; CALDARELLI, Carlos Eduardo. Expansão canavieira e o uso da terra no estado de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 30, p. 93–116, 2016.

CAMARGO, Giseli Mendonça et al. Sistemas agroflorestais biodiversos: uma alternativa para pequenas propriedades rurais. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 15, n. 1, 2019.

CAMPOS, Paula Neponuceno et al. Aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) para análise do uso e ocupação do solo em uma área pertencente ao município de Capitão Poço-PA. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 2, n. 5, p. 1792–1799, 2019.

CANUTO, João Carlos; ÁVILA, Patricia. Camparo.; CAMARGO, Ricardo. Costa. Rodrigues de. **Assentamentos rurais sustentáveis: o processo de construção participativa do conhecimento agroecológico e o monitoramento de unidades de referência no Assentamento Sepé Tiaraju-SP.** 1. ed. Jaguariúna: EMBRAPA, 2013.

CBH-TJ – COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO TIETÊ/JACARÉ; FEHIDRO. **Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré – Relatório Final.** Relatório n. 40.674. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/6980/cap1a4pg1a17.pdf>. Acesso em: 13 jul. 2024.

COELHO, Raul Candido da Trindade Paixão; BUFFON, Iuri; GUERRA, Teresinha. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Ambiente & Água**, v. 6, n. 1, p. 104–117, 2011.

DAEE – DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Histórico das chuvas no município de Dourado/SP entre os anos de 1954 a 2022**. Acesso em: 2024.

DAEE – DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Histórico das chuvas no município de São Joaquim da Barra/SP entre os anos de 1937 a 2022**. Acesso em: 2024.

DAEE – DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Histórico das chuvas no município de Serra Azul/SP entre os anos de 1936 a 2042**. Acesso em: 2024.

DAIREL, Karlla Silveira. **Fauna epigeica em diferentes usos da terra na região do Cerrado**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019.

DAMAME, Desiree Baldin; LONGO, Regina Marcia; OLIVEIRA, Everton Dias. Impactos ambientais pelo uso e ocupação do solo em sub-bacias hidrográficas de Campinas, São Paulo, Brasil. **Acta Brasiliensis**, v. 3, n. 1, p. 1–7, 2019.

DE ALMEIDA JÚNIOR, Valmir Dâmaso. **Avaliação da condução dos planos de resgate da fauna, em áreas destinadas ao uso alternativo do solo no Cerrado, na região oeste da Bahia, Brasil**. 2022. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

DOURADO (SP). **Dados geográficos de Dourado**, 2024. Disponível em: <https://www.dourado.sp.gov.br/cria/dado-geografico>. Acesso em: jul. 2024.

FRANCO, M. P. Seringueiras e cooperativas: o fetichismo das mercadorias nos seringais do Alto Juruá. In: MEDEIROS, L. et al. (org.). Assentamentos rurais: uma visão multidisciplinar. São Paulo: **Editora UNESP**, 1994. 329 p.

GARCIA, Daniel O. et al. A multifuncionalidade dos Sistemas Agroflorestais: ampliando renda e restaurando áreas degradadas. **Ambientes em Movimento**, v. 5, n. 1, p. 95–99, 2025.

GOTTI FILHO, Emílio Wanderley; AMADOR, Denise Bittencourt. Instalação, condução e avaliação do sistema agroflorestal da Fazenda São Luiz – município de São Joaquim da Barra. **Nucleus**, v. 3, n. 1, p. 1–11, 2005.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2017**. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2022: características gerais da população**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Perfil do Município de São Joaquim da Barra (SP)**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/saojoaquimdabarra.html>. Acesso em: 28 jan. 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Perfil do Município de Dourado (SP)**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/dourado.html>. Acesso em: 28 jan. 2026.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Perfil do Município de Serra Azul (SP)**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/serrana.html>. Acesso em: 28 jan. 2026.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT). **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo** – escala 1:1.000.000. São Paulo: Secretaria da Indústria, Comércio, Ciência e Tecnologia, 1981.

INSTITUTO FLORESTAL. **Projeto Inventário Florestal do Estado de São Paulo: mapeamento da cobertura vegetal nativa**. 2020.

LOPES, Antonio Wagner Pereira et al. Vinte anos do Assentamento Sepé Tiaraju: o primeiro PDS instituído em São Paulo. REDD – **Revista Espaço de Diálogo e Desconexão**, p. 10–23, 2024.

MAPBIOMAS. **Quatro décadas de transformação na cobertura e uso da terra revelam desafios e oportunidades**. 2025. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/2025/08/13/brasil-quatro-decadas-de-transformacao-na-cobertura-e-uso-da-terra-revelam-desafios-e-oportunidades/>. Acesso em: 13 set 2025.

MAPBIOMAS. RAD | **Relatório Anual de Desmatamento no Brasil 2024**. Relatório completo. MapBiomias Alerta, 2025. Disponível em: https://alerta.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/17/2025/05/RAD2024_15.05.pdf

MORAES, Luiz. Fernando. Duarte. de; AMÂNCIO, Cristhiane. O. da Graça.; RESENDE, Alexander. da Silva. Sistemas agroflorestais para o uso sustentável do solo: Considerações agroecológicas e socioeconômicas. Seropédica: **Embrapa Agrobiologia**, 2011. 28 p. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 281/2011). ISSN: 1517-8498.

NOBRE, Henderson Gonçalves et al. Utilização de práticas agroecológicas na construção de projetos sustentáveis para a reforma agrária: um estudo de caso no assentamento Sepé Tiaraju–SP. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 7, n. 1, p. 3–13, 2012.

OLIVEIRA, João Bertoldo de. Mapa pedológico do Estado de São Paulo. Campinas: **Instituto Agrônômico**, 1999.

PADOVAN, Milton Parron; PEREIRA, Zefa Valdivina; SERRANO, Márcio Rodrigues. Panorama dos sistemas agroflorestais biodiversos em Mato Grosso do Sul. **Revista GeoPantanal**, v. 16, n. 30, p. 102–112, 2021.

PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. **São Paulo: SMA/CBRN**, 2013. 338 p.

PAVÃO, Marcos A. et al. Cultivo e produção de soja em reforma de canavial. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 2, n. 1, p. 17–25, 2015.

PERAZZO, M.; CISNEIROS, D.; ARAUJO, A. Caracterização e análise dos registros rupestres do Sítio Santo Antônio, Serra Azul, SP – Brasil. **Fundamentos**, v. XVIII, n. 2, p. 73–101, 2021.

PEREIRA, Caroline Nascimento; OLIVEIRA, Aryeverton Forte de. Análise da rotação de cultura na área de reforma de canavial. In: Mostra de estagiários e bolsistas da embrapa informática agropecuária, 7., 2011, Campinas. **Resumos...** Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2011. p. 83–86.

PODADERA, Diego. Sotto.; et al. Difusão dos Sistemas Agroflorestais na Mata Atlântica: Estudo de Caso do Vale do Ribeira de Iguape. **Cadernos de Agroecologia**, v. 4, n. 1, 2009. Disponível em: aba-agroecologia.org.br. Acesso em: 22 jul. 2025.

RAMOS, Marcos de Paulo et al. Geotecnologias e qualidade da água: estudos em reservatórios de abastecimento público. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 7, p. 722–739, 2020.

RIBEIRO, José Kelton; BARROS, Renato Oliveira; LIMA, Ernane Cortez. Uso e ocupação do solo através de técnicas de geoprocessamento na cidade de Sobral-CE. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 21, n. 2, p. 540–549, 2019.

ROCHA, Ednaldo Cândido et al. Efeitos da fragmentação de habitat na persistência de espécies de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado em Goiás. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 3, p. E20170483, 2018.

RODRIGUES, Leoncio Gonçalves; MEIRELES, Ana Célia Maia; OLIVEIRA, Carlos Wagner. Emprego do sensoriamento remoto para análise do uso e ocupação do solo no perímetro irrigado Várzeas de Sousa-PB. **Irriga**, v. 1, n. 4, p. 722–729, 2021.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.

SANGALLI, Adriana Rita. **Multifuncionalidade de sistemas agroflorestais na floresta ombrófila mista: construção participativa e desempenho de indicadores de monitoramento**. 2021. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2021.

SANGALLI, Adriana Rita; STRATE, Mirian Fabiane. Indicadores de desempenho e multifuncionalidade de sistemas agroflorestais agroecológicos: biodiversidade, segurança alimentar e saúde sistêmica. **RIET**, Dourados, v. IV, n. 1, p. 38 a 61, jan-jun., 2024.

SANTOS, Allita Rezende dos et al. Mudança da cobertura do solo em área de proteção ambiental com a utilização do Land Change Modeler. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, XIX, 2019, Santos. **Anais...** Santos, 2019. p. 290.

SANTOS, G. R. dos O.; SILVA, R. P. da O. **Agricultura e diversidades: trajetórias, desafios regionais e políticas públicas no Brasil**. IPEA. 2022.

SANTOS, Janaira Almeida; LUCAS, Flávia Cristina Araújo. SISTEMAS AGROFLORESTAIS NO SUDESTE PARAENSE: uma análise dos censos agropecuários de 2006 e 2017. **Cadernos Cajuína**, v. 7, n. 2, p. E227224-e227224, 2022.

SANTOS, Jéssica Costa dos et al. Caracterização do uso e cobertura do solo do município de Concórdia do Pará utilizando geotecnologias. **Natural Resources**, v. 10, n. 2, p. 33–37, 2020.

SANTOS, Ramon Batista dos et al. Dinâmica do uso e ocupação do solo na microrregião de Itapetinga-BA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, XIX, 2023, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, 2023. p. 1469–1471.

SÃO JOAQUIM DA BARRA (SP). **História da cidade. São Joaquim da Barra**, 2025. Disponível em: <www.saojoaquimdabarra.sp.gov.br>. Acesso em: 13 dez. 2025.

SENDER, Maria Bernadete. **Revisão/atualização dos Planos Municipais de Saneamento Básico dos serviços de abastecimento de água potável e esgotamento sanitário**. Serra Azul, 2022.

SILVA, Antonio. J. Barbosa. da; SOUZA, Maria. Cláudia. da S. Antunes de. Políticas ambientais acerca das unidades de conservação no Brasil: desafios das gestões e políticas das áreas protegidas. **Revista de Gestão e Secretariado**, [S. l.], v. 15, n. 1, p. 1012–1031, 2024. DOI: 10.7769/gesec.v15i1.3400. Disponível em: Revista de Gestão e Secretariado. Acesso em: 22 jul. 2025.

SOUZA, Carlos M. Junior et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, 2020. DOI: 10.3390/rs1272735.

SOUZA, Sueli Barbosa de et al. Dinâmica da cobertura do solo na microbacia do rio Anta Atirada, Amazônia Ocidental, Brasil. **RECIMA21**, v. 3, n. 5, p. e351480, 2022.

STRATE, Mirian Fabiane et al. Sistemas agroflorestais: agrobiodiversidade, soberania, segurança alimentar e nutricional na promoção de saúde frente a pandemia da Covid-19. **Cadernos de Agroecologia**, v. 15, n. 4, 2020.

VIANA, Enderli et al. Diversity of soil fauna in soils with different management systems in the north of Rio Grande do Sul. Research, **Society and Development**, v. 11, n. 5, p. e42211528307, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i5.28307.

CAPÍTULO II

INDICADORES ECOLÓGICOS EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS: CONTRIBUIÇÕES PARA O MONITORAMENTO E PLANEJAMENTO DE SAFS

1. Introdução

O desenvolvimento dos Sistemas Agroflorestais (SAFs) apresenta-se como um modelo ecológico viável de agricultura, cuja adoção tem crescido especialmente no contexto da agricultura familiar e dos assentamentos rurais (Sangalli *et al.*, 2021; Abdo, Valerio e Martins, 2008). Os SAFs podem ser caracterizados por diferentes atributos, tais como o tamanho da área, a diversidade e a finalidade das espécies vegetais, bem como os tipos de manejo adotados. Essas particularidades configuram um estilo agrícola que perpassa relações sociais, troca de experiências e processos que envolvem vivência prática, pesquisa e assistência técnica (Sangalli *et al.*, 2021; Pimentel, Furtado e Tava, 2021).

De acordo com o Decreto Federal nº 7.830, de 12 de outubro de 2012, Artigo 2º, inciso XVI, os SAFs são definidos como sistemas de uso e ocupação do solo com alta diversidade de espécies, nos quais plantas lenhosas e herbáceas são manejadas, com ou sem pastoreio animal, por meio de arranjos espaço-temporais e das interações entre esses componentes. Segundo Araujo *et al.* (2022), os estudos sobre indicadores de sustentabilidade em SAFs ainda são relativamente escassos e, em sua maioria, consideram os três pilares da sustentabilidade: social, econômico e ambiental. Nesse contexto, os indicadores ecológicos compreendem ferramentas que agregam condições e critérios utilizados na avaliação de áreas em restauração e no monitoramento de ecossistemas (Rodrigues *et al.*, 2009). Para Doran e Parkin (1996), os indicadores são atributos que permitem refletir a condição ambiental e o nível de sustentabilidade de um ecossistema.

As análises da paisagem em SAFs permitem identificar os diferentes estágios de desenvolvimento dos sistemas (Bolfe e Batistella, 2011), uma vez que o plantio de espécies nativas tende a ser mais eficiente em função da plasticidade fenotípica. Essa característica possibilita maior variabilidade fenotípica, conferindo maior resistência e resiliência à fitofisionomia local (Navas e Silva, 2015).

Os estudos relacionados à vegetação desempenham um papel fundamental na compreensão dos processos de evolução ecológica. A estrutura das comunidades vegetais tem sido analisada a partir dos padrões e da ordem de ocorrência das comunidades florísticas em diferentes ambientes (Capelo, 2003), bem como por meio de análises quantitativas das espécies e de suas inter-relações no espaço e no tempo (Queiroz, 1998). Nesse sentido, indicadores quantitativos permitem mensurar parâmetros relevantes em áreas em restauração, como a riqueza e a diversidade de espécies (Galetti, 2017).

Com o objetivo de facilitar a análise dos indicadores associados aos SAFs, o Governo do Estado de São Paulo lançou a cartilha intitulada “Sistemas agroflorestais com o uso de espécies nativas, destinada a agricultores que adotam SAFs e a outros interessados, como técnicos e extensionistas. A cartilha foi elaborada em consonância com os preceitos da legislação ambiental, visando subsidiar o acompanhamento dessa forma de produção integrada com espécies arbóreas nativas (Maceno *et al.*, 2021). (<https://www.cati.sp.gov.br/portal/themes/unify/arquivos/produtos-e-servicos/acervo-tecnico/safcomnativavonlinefinal.pdf>)

Em seus anexos, a cartilha apresenta o Protocolo de Monitoramento, que descreve a metodologia para a aferição dos valores de referência dos indicadores previstos no Anexo V da Resolução SMA nº 189, de 20 de dezembro de 2018, incluindo: cobertura de copa, número de árvores nativas, cobertura de solo viva e/ou morta e número de indivíduos arbóreos nativos por hectare. No entanto, a falta de capacitação e de assistência técnica ainda se configura como um dos principais entraves para o suporte e a continuidade dos Sistemas Agroflorestais (Carvalho *et al.*, 2008; Fontes *et al.*, 2013; Puttini, 2025), dificultando a aplicação de metodologias técnicas disponíveis, especialmente no contexto dos pequenos produtores. Nesse sentido, torna-se fundamental avaliar o nível de dificuldade associado ao uso das metodologias disponibilizadas aos produtores de agroflorestas, de modo a compreender a viabilidade das ferramentas técnicas propostas e sua aplicabilidade em campo. Assim, o presente trabalho tem como objetivo aplicar a metodologia descrita no protocolo da cartilha Sistemas Agroflorestais com o uso de Espécies Nativas (Maceno *et al.*, 2021) em quatro sistemas agroflorestais localizados em diferentes municípios do estado de São Paulo.

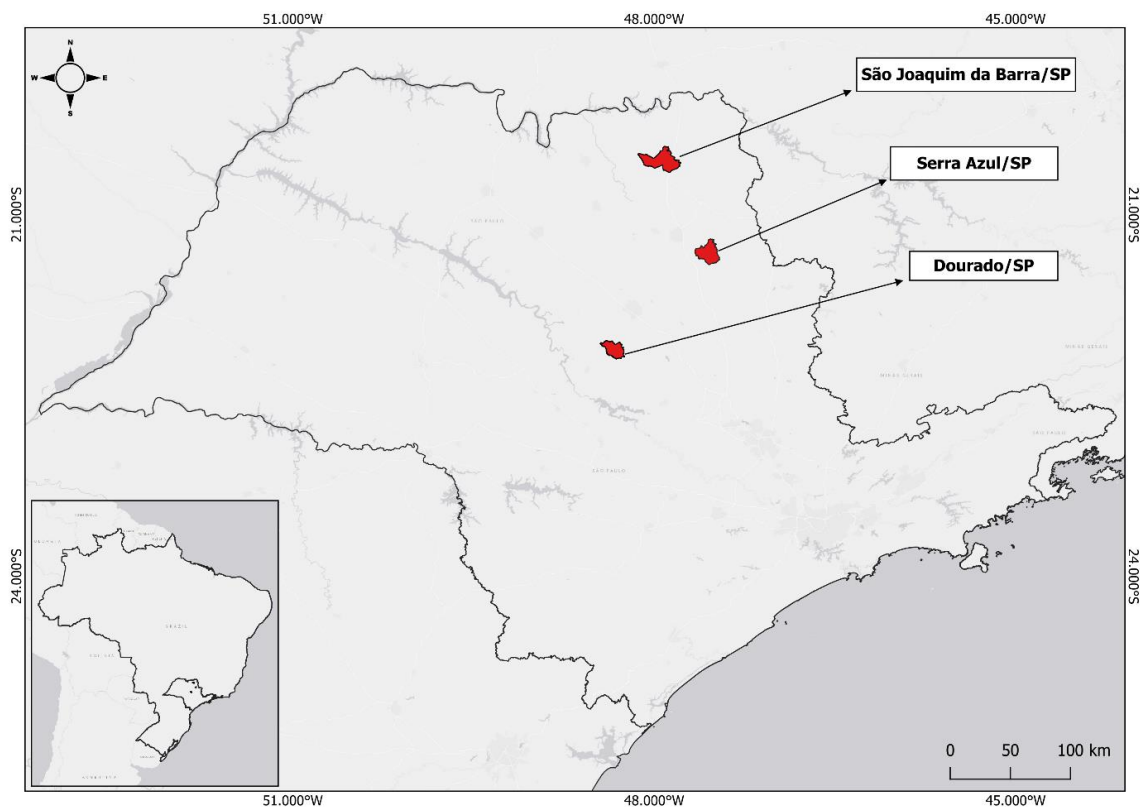
2. Metodologia

2.1 Áreas de Estudos

O presente estudo foi conduzido nos municípios de Dourado (uma área de SAF), localizado na região central do estado de São Paulo, São Joaquim da Barra (duas áreas de SAF) e Serra Azul (uma área de SAF), ambos situados na região sudeste do estado (Figura 29).

Em relação à fitofisionomia, no município de Dourado predomina o Cerrado e suas diferentes fisionomias, enquanto nos municípios de Serra Azul e São Joaquim da Barra predomina a Floresta Estacional Semidecidual (SIFESP, 2021). De acordo com a classificação climática de Köppen, os três municípios enquadram-se no tipo climático Aw. Quanto aos solos, observa-se padrão semelhante nos três municípios, com predominância de Latossolos; entretanto, o município de Dourado apresenta, além dessa classe, a ocorrência de Argissolos Vermelho-Amarelos (Rossi, 2017).

Figura 29- Mapa de localização dos municípios de Dourado, São Joaquim da Barra e Serra Azul, no Estado de São Paulo.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Foram definidos como unidades amostrais quatro sistemas agroflorestais, caracterizados detalhadamente no Capítulo I. Para melhor compreensão, a Tabela 1 apresenta de forma sintetizada as principais informações referentes aos SAFs analisados.

Tabela 1- Especificações dos Sistemas Agroflorestais amostrados.

Localização	Identificação	Tipo	Área m²	Idade/anos
São Joaquim da Barra/ SP	SAF CAFÉ	Café com nativas	7.800	19
São Joaquim da Barra/ SP	SAF HORTA	Horta com nativas	2.079	10
Dourado/ SP	SAF BELA VISTA	Multiestratificado	3.000	3
Serra Azul	SAF SEPÉ	Multiestratificado	4.700	7

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

De forma sintética, o SAF Café consiste em um sistema de plantio em linhas, cujo principal objetivo produtivo é o cultivo de café e teca, intercalados com espécies arbóreas nativas e exóticas. O SAF Horta, também estruturado em linhas, é composto pelo cultivo de hortaliças, banana e açafrão, associados a espécies arbóreas nativas e exóticas, sendo ambos localizados na mesma propriedade.

O SAF Sepé apresenta uma paisagem caracterizada por linhas de plantio de espécies nativas, exóticas e frutíferas, inseridas em uma área de assentamento rural. Já o SAF Bela Vista é composto por espécies de interesse madeireiro, como eucalipto e mogno, associadas a árvores nativas e frutíferas, como citros, acerola e banana, estando inserido em uma propriedade cuja atividade principal é o turismo rural.

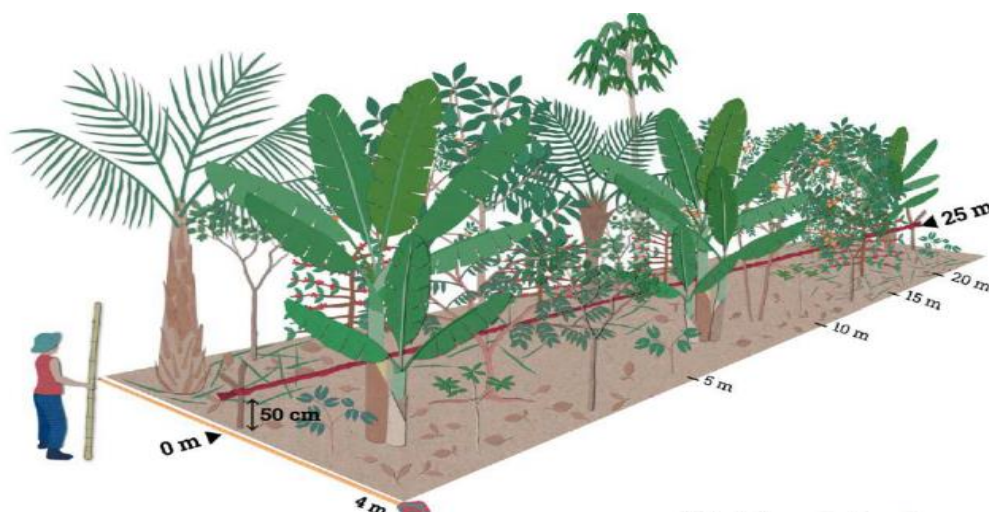
Embora os sistemas agroflorestais apresentem características distintas entre si, especialmente em relação ao tempo de implantação e à estrutura, a metodologia foi aplicada de forma padronizada aos quatro pontos amostrais, conforme os parâmetros estabelecidos no protocolo proposto por Maceno *et al.* (2021).

2.2 Métodos

Para a avaliação dos indicadores propostos pela cartilha “Sistemas Agroflorestais com uso de espécies nativas”, foram selecionados os indicadores de Cobertura de Copa (CC), Cobertura de Solo (CS) e diversidade de árvores nativas, conforme a metodologia descrita no protocolo proposto por Maceno *et al.* (2021). De acordo com o estabelecido no protocolo, a definição do número de parcelas deve ser proporcional à extensão da área

avaliada, conforme apresentado na Tabela 2. Foram delimitadas parcelas com dimensões de 25 m × 4 m, totalizando 100 m² cada, conforme ilustrado na Figura 30.

Figura 30- Modelo de instalação de uma parcela amostral.



Fonte: Maceno et al., (2021)

Tabela 2- Informações para determinação da quantidade de parcelas, de acordo com o tamanho da área dos SAFs.

Tamanho da Área	Números de Parcela	Tamanho da Parcela
Áreas menores de 200 m ²	Deverão ser avaliadas na sua totalidade	100 m ²
Até 2.000 m ²	2	100 m ²
2.000 m ² até 5.000 m ²	3	100 m ²
5.000 m ² até 10.000 m ² (1 ha)	4	100 m ²
Mais de 10.000 m ² (1 ha)	5 * e uma parcela a mais para cada hectare adicional	100 m ²

Fonte: Elaborado pelo autor, com base em Maceno et al., (2021).

As parcelas foram instaladas de modo que o seu eixo ficasse disposto em diagonal em relação às linhas de plantio (Figura 31). Após o estabelecimento do comprimento total de 25 metros, as parcelas foram subdivididas em trechos de 5 m ao longo de sua extensão, de forma que cada parcela de 25 metros fosse composta por cinco trechos destinados à análise dos atributos, conforme ilustrado na Figura 32.

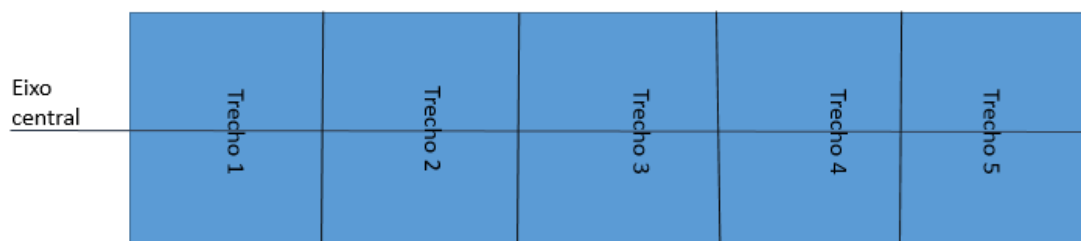
Seguindo essa metodologia, foram definidas as seguintes quantidades de parcelas para os SAFs amostrados: SAF Café/Teca, quatro parcelas; SAF Horta, três parcelas; SAF Bela Vista, três parcelas; e SAF Sepé, três parcelas.

Figura 31- Instalação da parcela amostral com o eixo da parcela posicionado diagonalmente às linhas de plantio.



Fonte: Maceno *et al.*, (2021).

Figura 32- Esquema de divisão da parcela em trechos para avaliação dos indicadores.



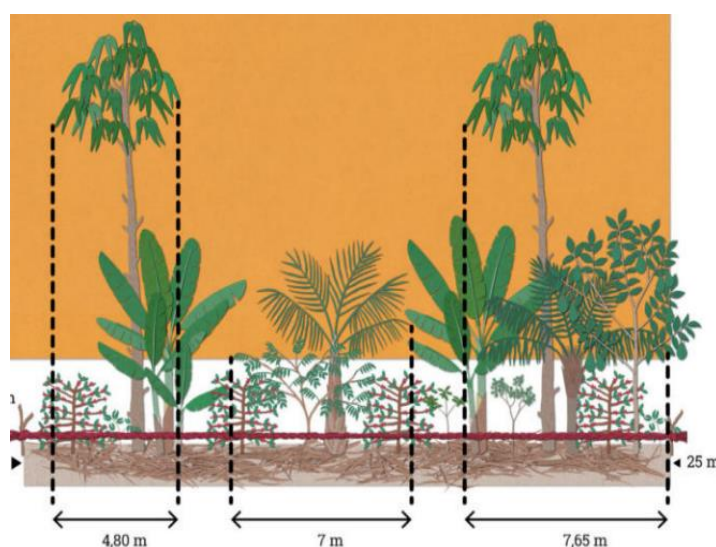
Fonte: autor, (2024)

2.2.1 Indicadores Ambientais

2.2.2 Cobertura de Copa

Com o auxílio de uma trena, foram realizadas as medições da cobertura de copa de árvores e palmeiras com altura superior a 2 metros, a partir do eixo central de cada trecho amostral. Para melhor compreensão do procedimento, a Figura 33 ilustra a aplicação da metodologia em campo.

Figura 33- Exemplo de aplicação da medição em campo das copas das árvores com mais de 2 metros de altura.



Fonte: Maceno *et al.*, (2021).

Com base nos dados levantados em campo, a porcentagem da Cobertura de Copa (CC) foi obtida por meio da soma dos trechos do eixo central da parcela que se encontravam cobertos pelas copas das árvores, conforme o modelo descrito a seguir:

$$\text{Cobertura de Copa (CC)} = T1 + T2 + T3 + T4 + T5$$

Em que *T* corresponde a cada trecho de 5 m dentro da parcela.

A média da Cobertura de Copa da área foi calculada a partir da seguinte expressão:

$$\text{Média de CC da área (\%)} = (\%P1 + \%P2 + \dots + \%Pn) / NP$$

Onde *%P* representa a porcentagem de cobertura de copa em cada parcela e *NP* corresponde ao número total de parcelas amostradas.

2.2.3 Cobertura de Solo

A metodologia para a avaliação do indicador de Cobertura de Solo (CS) consistiu no deslocamento ao longo do comprimento das parcelas, sendo realizada, em cada marcação de 5 metros (trecho), uma avaliação visual da porcentagem de cobertura viva e/ou morta da superfície do solo dentro de cada quadrante. A cada trecho foi atribuída uma classe de cobertura, conforme intervalos percentuais previamente definidos, posteriormente convertidos em pontuação de acordo com a Tabela 3.

A porcentagem média de Cobertura de Solo foi calculada a partir da seguinte expressão:

$$\text{Cobertura de Solo (\%)} = (\%CSP1 + \%CSP2 + \dots + \%CSPn) / NP$$

Em que CSP corresponde à porcentagem de cobertura do solo em cada parcela e NP ao número total de parcelas amostradas.

Tabela 3- Classificação para avaliar a cobertura de solo nas parcelas.

Classe (% de cobertura)	Notas
0%	0
>0 a 25>	2
>25% a 50%	4
> 50% a 75%	6
> 75% a 100%	8
100%	10

Fonte: Maceno *et al.*, (2021).

2.2.4 Número de espécies nativa arbóreas

Foram considerados apenas indivíduos arbóreos de espécies nativas com altura superior a 50 centímetros (figura 34). A média de indivíduos por parcela foi calculada a partir da seguinte equação:

$$\text{Média de indivíduos nas parcelas} = (NIP1 + NIP2 + \dots + NIPn) / NP$$

Em que NIP corresponde ao número de indivíduos registrados em cada parcela e NP ao número total de parcelas amostradas.

Para a obtenção do número de indivíduos arbóreos de espécies nativas por hectare (ind/ha), a média aritmética obtida foi multiplicada por 100, considerando a área amostral total das parcelas.

Figura 34: Coleta de dados nos SAFs para o levantamento dos indicadores previstos na cartilha.



Fonte: Autor, 2024

2.3 Análises dos dados

A análise da estrutura das comunidades foi realizada por meio das seguintes métricas ecológicas: riqueza de espécies (S), abundância e índice de diversidade de Shannon (H'). Para a validação da suficiência amostral, foi utilizado o estimador de riqueza Chao-1. Todas as análises foram conduzidas com o auxílio do software *Palaeontological Statistics* (PAST, versão 1.49) (Hammer *et al.*, 2001).

3. Resultados e Discussão

Número de espécies nativas

O indicador de número de espécies nativas constitui um dos componentes fundamentais do monitoramento em áreas de exploração agroflorestal e deve ser avaliado no contexto da sustentabilidade desses sistemas (Macedo, 2021). No entanto, existem limitações associadas a esse indicador, sendo uma das principais a necessidade de conhecimento técnico para a correta identificação botânica das espécies presentes nos

SAFs (Nazaré, 2023). Essa limitação dificulta a aplicação da metodologia proposta na cartilha e reforça a importância do acompanhamento técnico aos produtores.

Seguindo os critérios estabelecidos pela metodologia, apenas o SAF Café atendeu ao requisito mínimo de mais de dez espécies arbóreas nativas por hectare. Nesse sentido, Altieri (2012) destaca que a diversidade florística e genética favorece o aumento da biodiversidade funcional, contribui para o incremento da matéria orgânica do solo e intensifica a atividade biológica, fatores que, em conjunto, elevam a qualidade ecológica e a resiliência dos SAFs.

No total, foram registradas 39 espécies arbóreas, das quais 35 correspondem a espécies nativas e seis a espécies exóticas (Quadro 3).

Quadro 3- Levantamento de espécies arbóreas nos SAFs estudados. Quadro contendo Nome Científico, Nome Comum, E indicação dos SAFs avaliados.

Espécie	Nome comum	Horta	Café	BelaVista	Sepé	Origem
<i>Handroanthus avellanadae</i>	Ipê		X			N
<i>Terminalia glabresces</i>	Amarelinho		X			N
<i>Hymenaea courbaril</i>	Jatobá	X	X			N
<i>Inga edulis</i>	Ingá	X	X			N
<i>Tapira obtusa</i>	Pau-pombo		X			N
<i>Guarea macrophyll</i>	Marinheiro	X	X			N
<i>Eugenia myrcianthes</i>	Pêssego-do-mato		X			N
<i>Genipa americana</i>	Genipapo		X			N
<i>Dipterys alata</i>	Baru		X			EX
<i>Hevea brasiliensis</i>	Seringueira		X			N
<i>Solanum</i>	Solanum		X			N
<i>Jaracatia spinosa</i>	Jaracatiá		X			N
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Jerivá		X			N
<i>Swietenia macrophylla</i>	Mogno		X	X		EX
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	Saraguaji		X			N
<i>Annona sylvatica</i>	Araticum		X			N
<i>Senecio brasiliensis</i>	Maria mole		X			N
<i>Fabacea</i>	Fabacea		X			N
<i>Trichilia casaretti</i>	Catiguá		X			N
<i>Ricinus communis</i>	Mamona		X			N
<i>Astronium graveolens</i>	Guarita		X			N
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	Jacarandá	X	X			N
<i>Nicotiana langsdorffii</i>	Fumo bravo		X			N
<i>Trichilia catigua</i>	Catiguá	X				N
<i>Casearia sylvestris</i>	Cafezinho do mato	X				N

<i>Cordia superba</i>	Babosa	X				N
<i>Bixa orellana</i>	Urucum	X				N
<i>Eugenia uniflora</i>	Pitanga	X				N
<i>Psidium guajava</i>	Goiaba	X				F
<i>Eucalyptus globulus</i>	Eucalipto			X		EX
<i>Acacia mangium</i>	Acácia			X		EX
<i>Cariniana Legalis</i>	Jequitibá rosa			X		N
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Tamboril				X	N
<i>Jatrophas cucas</i>	Pinhão-manso				X	EX
<i>Annona muricata</i>	Graviola				X	F
<i>Macadamia integrifolia</i>	Macadâmia				X	EX
<i>Ceiba speciosa</i>	Paineira				X	N

Legenda: F - Frutífera; N - Nativa; Ex - Exótica

Fonte: autor (2025).

Ademais, foram realizadas análises estatísticas complementares das métricas de comunidade (Tabela 4). Os resultados evidenciam uma disparidade entre os SAFs avaliados, com destaque para o SAF Café em relação aos demais sistemas.

Tabela 4- Métricas de comunidade florísticas dos quatro SAFs estudados.

Métricas	SAF Café	SAF Horta	SAF Bela Vista	SAF Sepé
Riqueza (S)	27	9	6	5
Abundância	90	31	20	8
Dominância(D)	0,064	0,31	0,23	0,14
Shannon (H')	3,01	1,69	1,62	1,74
Chao-1	49,5	10,4	6,3	6,3

Fonte: autor (2024).

O SAF Café apresentou riqueza observada ($S = 27$) significativamente superior à dos demais sistemas (Bela Vista = 6; Horta = 9; Sepé = 5). Essa disparidade é reforçada pelo estimador de riqueza Chao-1, que indica que o esforço amostral capturou aproximadamente 54% da riqueza potencial da comunidade. Para os demais SAFs, a riqueza observada mostrou-se muito próxima da riqueza estimada ($\text{Chao-1} \approx 6,3$), sugerindo um esforço amostral adequado.

Quanto à abundância, os resultados evidenciam tendência semelhante à observada para a riqueza, com valores significativamente mais elevados no SAF Café ($N = 90$). A métrica de dominância (D) fornece um panorama da distribuição dos indivíduos entre as

espécies. O SAF Café apresentou baixo valor de dominância ($D = 0,064$), caracterizando uma comunidade mais equilibrada. Em contraste, os SAFs Bela Vista, Horta e Sepé exibiram valores mais elevados de dominância (0,23; 0,31 e 0,14, respectivamente), indicando maior concentração de indivíduos em poucas espécies.

O índice de diversidade de Shannon–Wiener (H'), que integra riqueza e equitabilidade, reforça esse padrão, corroborando os resultados de elevada diversidade e distribuição mais uniforme das espécies no SAF Café ($H' = 3,01$), enquanto os demais SAFs apresentaram valores mais baixos e semelhantes entre si (variando entre 1,62 e 1,74). Esses resultados podem estar associados ao desenho de implantação dos SAFs, ao tamanho das áreas e à finalidade produtiva de cada sistema.

As informações obtidas são fundamentais para a conservação e a gestão dos sistemas agroflorestais, pois permitem identificar áreas que demandam incremento florístico visando ao aumento da biodiversidade. A conciliação entre produção vegetal diversificada e conservação ecológica contribui para a sustentabilidade dos sistemas, uma vez que a presença de espécies arbóreas - especialmente a diversidade e a riqueza de espécies nativas - amplia as possibilidades econômicas e ecológicas, configurando os agroecossistemas como ambientes complexos e capazes de fortalecer o equilíbrio ecossistêmico (Gibathe, 2022).

Por fim, os resultados dos indicadores avaliados nos quatro SAFs, segundo a metodologia da cartilha, são apresentados na Tabela 5, juntamente com seus respectivos valores de referência.

Tabela 5- Indicadores e valores de referências entre parênteses, para avaliação de SAFs com árvores nativas.

ID./ Referência	Idade (anos)	CC (%)	CS (%)	Nº de espécies nativas
SAF BELA VISTA	3	62,22 (--)	36,66 (= ou >50)	0,66 (= ou >10)
SAF SEPE	7 (5-9)	56,66 (= ou >50)	35,33 (= ou >80)	3 (= ou > 10)
SAF HORTA	10 (≥ 10 anos)	97,3 (= ou >50)	40,66 (= ou >80)	5 (= ou >10)
SAF CAFÉ	19 (≥ 10 anos)	99 (= ou >50)	100 (= ou >80)	13,25 (= ou >10)

Legenda: CC – Cobertura de copa; CS – Cobertura de solo.

Fonte: autor, 2025

Cobertura de copa (CC)

O indicador de cobertura de copa (CC) constitui um fator relevante, uma vez que regula a quantidade de luz que atinge o sistema, influenciando diretamente a temperatura e a umidade do solo e do ar (Jennings *et al.*, 1999; Sousa *et al.*, 2022). A cobertura vegetal exerce influência significativa sobre o microclima dos sistemas e apresenta correlação positiva e significativa com o estoque de carbono (Bolfe, Batistella e Ferreira, 2011), destacando-se, portanto, como um importante indicador da prestação de serviços ecossistêmicos de regulação. Para o parâmetro de cobertura de copa, todos os SAFs atenderam de forma satisfatória aos valores estabelecidos. Ressalta-se que esse indicador apresenta valores de referência apenas para sistemas com idade igual ou superior a cinco anos de implantação. No entanto, o SAF Bela Vista, com apenas três anos de implantação, apresentou valor de cobertura superior a 50%, patamar esperado para sistemas com aproximadamente nove anos de implantação.

Londe *et al.* (2020) observaram que áreas de restauração com três anos de implantação podem atingir níveis de cobertura vegetal semelhantes aos de florestas maduras, cujos valores de referência variam entre 80% e 90%, indicando que a composição florística e o modo de implantação exercem forte influência sobre o desempenho desse indicador.

Os resultados obtidos para esse indicador diferem daqueles apresentados por Derisso (2023), que observou que 50% dos SAFs com idade entre seis e sete anos não atingiram os valores de referência. Por outro lado, para SAFs com idade entre 16 e 20 anos, os dados apresentados pelo autor corroboram os resultados observados nos SAFs Café e Horta, que apresentaram elevadas coberturas de copa, com valores de 99% e 97%, respectivamente.

A idade dos SAFs não se mostrou uma variável determinante para a cobertura de copa, uma vez que o SAF Bela Vista (62,22%), com apenas três anos de implantação e o mais recente entre os sistemas avaliados, apresentou índice de cobertura superior ao do SAF Sepé (56,66%), que possui sete anos de implantação.

A escolha das espécies e o desenho estrutural dos sistemas parecem ser fatores mais determinantes, considerando que, durante a coleta de dados, nenhum dos SAFs havia passado por manejo recente, o que poderia influenciar diretamente a cobertura de copa. O SAF Bela Vista apresenta foco na produção madeireira, associada a espécies nativas e frutíferas, enquanto o SAF Sepé possui maior ênfase na produção de frutíferas, o que pode explicar as diferenças observadas nesse indicador.

Cobertura de solo (CS)

Por conseguinte, o solo destaca-se como um dos principais indicadores ambientais na literatura científica, sendo amplamente utilizado na avaliação de sistemas agroflorestais (SAFs). Diversos estudos evidenciam sua relevância como indicador do estoque de biomassa, da conservação da biodiversidade entomológica e da fauna edáfica, do banco de sementes contribuindo para a restauração ecológica, além da ciclagem de nutrientes e da melhoria dos atributos físicos do solo (Moressi, Padovam e Pereira, 2014; Vieira *et al.*, 2015; Alves *et al.*, 2016; Coimbra *et al.*, 2019; Vasconcelos *et al.*, 2020; Rebello *et al.*, 2022; Santos, 2022). Para o indicador de cobertura de solo (CS), viva ou morta, os SAFs Bela Vista (36,66%), Sepé (35,33%) e Horta (40,66%) não atingiram os valores de referência estabelecidos, sendo 50% para o SAF Bela Vista e 80% para os demais sistemas. Apenas o SAF Café (100%) apresentou valor compatível com o esperado, corroborando os resultados observados por Derisso (2023).

Esse desempenho pode estar associado à maior proximidade entre os indivíduos vegetais nesse sistema, bem como à presença de árvores mais maduras e de espécies com elevada produção foliar, como a teca (*Tectona grandis*) e o cafeeiro. Segundo Rebello *et al.* (2022), a fração foliar, aliada ao arranjo adensado e à presença de espécies caducifólias ou semi-caducifólias, contribui significativamente para o aumento do volume de serapilheira. Observou-se, ainda, que no SAF Café a cobertura do solo era composta integralmente por material vegetal morto. Espécies arbóreas como a gliricídia (*Gliricidia sepium*), presentes nos quatro sistemas avaliados e comumente utilizadas para a produção de biomassa, também contribuem de forma significativa para a cobertura e o controle da umidade do solo (Marim *et al.*, 2016). Sandrin (2025) destaca que as folhas constituem a fração do material vegetal que mais contribui para o aporte de nutrientes, uma vez que os ramos apresentam maior tempo de decomposição e, conseqüentemente, retardam a liberação desses nutrientes.

A composição dos SAFs exerce influência direta sobre os indicadores de cobertura de copa e de solo, além de afetar diversos atributos edáficos, como a disponibilidade de nutrientes e a composição física do solo (Sousa, 2022; Vilela, 2022). Esses atributos, por sua vez, influenciam a formação da serapilheira, prestando serviços ecossistêmicos de suporte relacionados à ciclagem e ao estoque de nutrientes (Garcia e Durval, 2023). Martins *et al.* (2024) apontam que SAFs com idade superior a três anos e com boa estrutura florestal contribuem significativamente para a melhoria da qualidade do solo,

sendo que esse efeito tende a se intensificar à medida que o sistema amadurece. A cobertura do solo, além de influenciar diretamente fatores como a umidade e a temperatura edáfica, exerce efeito sobre a herbivoria, resultando em menores taxas desse processo em sistemas com maior diversidade arbórea. Esses resultados indicam que os SAFs podem desempenhar funções ecológicas semelhantes às observadas em áreas em estágio médio de regeneração natural (Silva e Silva, 2013).

Silva (2023) observou através de estudos de indicadores de estabilidade, resiliência e confiabilidade, que um SAF biodiverso, de 10 anos e 1 hectare, atingiu um estágio intermediário de funcionalidade ecológica, sobretudo na diversidade funcional e diversidade de espécies. Apesar de não terem sido realizados estudos de diversidade funcional, o SAF Café atingiu todos os parâmetros exigidos conforme a legislação, corroborando com os estudos citados. Nesse contexto, os resultados do presente estudo demonstram que os indicadores avaliados estão intrinsecamente correlacionados. Dessa forma, os sistemas agroflorestais que apresentam maior composição e complexidade estrutural, fundamentados em princípios agroecológicos, tendem a gerar maiores benefícios ambientais (Encarnação, 2024). No que se refere aos serviços ecossistêmicos, sistemas agroflorestais com maior complexidade estrutural apresentam maior capacidade de promover biodiversidade e de fornecer serviços ecossistêmicos (SE) de forma mais estável ao longo do tempo, quando comparados a sistemas mais simplificados (Beillouin *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2019). Atributos como o estoque de serapilheira, por exemplo, evidenciam a capacidade de autorregulação desses sistemas, promovendo serviços ecossistêmicos de suporte. O aporte contínuo de matéria orgânica contribui diretamente para o aumento da fertilidade do solo (Serrano, 2021).

Os serviços ecossistêmicos de regulação, como a regulação climática por meio do sequestro de carbono, estão diretamente associados às características da cobertura da terra. O estoque de carbono acumulado pelas árvores constitui um importante indicador desse serviço (Daily *et al.*, 1997; Díaz *et al.*, 2009; De Groot *et al.*, 2010; Oudenhoven *et al.*, 2012), uma vez que os ecossistemas naturais desempenham papel fundamental na estabilização do clima e na mitigação do superaquecimento global (Alexander *et al.*, 1997). Ademais, a interceptação das chuvas pelo dossel reduz o impacto direto da água sobre o solo, favorecendo sua conservação; esses fatores influenciam o crescimento e a sobrevivência de plântulas e determinam a composição florística das comunidades vegetais, reforçando o papel da cobertura vegetal na regulação dos serviços ecossistêmicos (Melo *et al.*, 2007).

Nesse contexto, políticas públicas que reconheçam e incentivem os SAFs como instrumentos de desenvolvimento sustentável tornam-se essenciais para a ampliação de práticas produtivas resilientes e ambientalmente responsáveis. Destaca-se, nesse sentido, o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG), instituído no âmbito da Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa, que visa fomentar ações coordenadas para a recomposição da vegetação nativa em larga escala, incorporando os SAFs como alternativas viáveis para a restauração de áreas degradadas com viés produtivo (Brasil, 2017). Complementarmente, o Programa Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), instituído pela Lei nº 14.119/2021, reconhece os serviços ecossistêmicos prestados por produtores rurais e populações tradicionais, criando incentivos econômicos para a adoção e manutenção de práticas como os SAFs (Brasil, 2021).

Outro eixo estratégico relevante é a Política Nacional de Agricultura de Baixo Carbono, operacionalizada por meio do Plano ABC e de sua ampliação, o ABC+ (2020–2030), que incentiva a adoção de práticas agrícolas sustentáveis, como a Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), a recuperação de pastagens degradadas, o plantio direto e a fixação biológica de nitrogênio, todas alinhadas aos princípios dos SAFs (MAPA, 2020). O Plano ABC+ incorpora ainda a Abordagem Integrada da Paisagem (AIP), promovendo uma visão holística da gestão territorial, na qual produção e conservação são integradas em escala de paisagem (Sayer *et al.*, 2013; MAPA, 2021). Essas práticas contribuem para a prestação de serviços ecossistêmicos, como o sequestro de carbono, a conservação do solo e a regulação microclimática, elementos essenciais para a mitigação das mudanças climáticas (Brasil, 2020; IPCC, 2019). Outro eixo estratégico, seria a Política Nacional de Agricultura de Baixo Carbono, operacionalizada por meio do Plano ABC e sua extensão ABC+ (2020–2030), que favorece a adoção de práticas agrícolas sustentáveis, como a Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), a recuperação de pastagens degradadas, o plantio direto e a fixação biológica de nitrogênio, todas alinhadas com os princípios dos SAFs (MAPA, 2020). O plano ABC+ incorpora ainda a Abordagem Integrada da Paisagem (AIP), promovendo uma visão holística da gestão territorial, na qual produção e conservação são integradas em escala de paisagem (Sayer *et al.*, 2013; MAPA, 2021). Estas práticas contribuem para a prestação de serviços ecossistêmicos, como o sequestro de carbono, a conservação do solo e a regulação microclimática, elementos essenciais para a mitigação das mudanças climáticas (Brasil, 2020; IPCC, 2019).

As políticas públicas citadas estão atreladas ao Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), estabelecido pela Lei nº 12.187/2009 e regulamentado pelo Decreto nº 7.390/2010, o qual define diretrizes estratégicas para a mitigação e adaptação às mudanças climáticas no Brasil, alinhando-se ao desenvolvimento sustentável e aos compromissos assumidos em âmbito internacional (Brasil, 2010; MMA, 2021). Dessa forma, os Sistemas Agroflorestais que apresentam diversidade de espécies nativas, cobertura vegetal e proteção do solo, configuram-se como sistemas organizados e ambientalmente promissor, resultando em alternativas produtivas sustentáveis e instrumentos estratégicos de regulação ecológica.

Em função de suas especificidades, os sistemas agroflorestais caracterizam-se como áreas multifuncionais. A presença de espécies nativas, inclusive aquelas enquadradas em categorias de ameaça, agrega valor ecológico aos SAFs, tornando-os importantes reservas do patrimônio genético. Entretanto, espécies exóticas com potencial invasor podem representar um desafio, demandando práticas de manejo adequadas para evitar impactos negativos ao equilíbrio dos ecossistemas naturais (Gibather, 2022). Ressalta-se ainda que SAFs localizados próximos a fragmentos florestais, como os SAFs Café e Bela Vista, podem potencializar o aporte de propágulos alóctones e favorecer o incremento da vegetação nativa local e de suas funções ecológicas.

Até o momento da finalização da presente pesquisa, este estudo configura-se como o segundo a avaliar o protocolo metodológico proposto na cartilha. Os resultados obtidos reforçam os apontamentos apresentados por Derisso (2023). Ainda assim, ressalta-se a necessidade de novos estudos que contemplem diferentes fitofisionomias e variados arranjos de SAFs, a fim de compreender de forma mais abrangente as limitações associadas ao protocolo metodológico adotado. Nesse contexto, evidencia-se a importância da reformulação e do aprimoramento de metodologias específicas para a avaliação de indicadores em sistemas agroflorestais.

4. Conclusão

As análises estatísticas evidenciaram que o SAF Café foi o sistema que mais se destacou nos parâmetros de estrutura de comunidade, apresentando maior riqueza e abundância de espécies, distribuídas de forma mais equilibrada em relação à dominância. Em contrapartida, os SAFs Sepé e Bela Vista apresentaram, respectivamente, os menores valores para essas métricas. Esses resultados reforçam a importância do planejamento

adequado no desenho de implantação dos SAFs com árvores nativas, considerando tanto o número quanto a disposição espacial das espécies.

A aplicação da metodologia proposta na cartilha demonstrou que os indicadores de cobertura de copa e de cobertura de solo são, de modo geral, práticos e de fácil aplicação, demandando pouco ou nenhum acompanhamento técnico para sua avaliação pelos produtores, uma vez que a cartilha apresenta instruções claras quanto à aplicação em campo e à interpretação dos resultados. Entretanto, para o indicador de número de espécies nativas, torna-se indispensável o acompanhamento técnico, especialmente para a correta identificação botânica das espécies vegetais. Recomenda-se que esse acompanhamento seja aproveitado para orientar os produtores também quanto à aplicação e à interpretação dos demais indicadores propostos, minimizando possíveis equívocos metodológicos e interpretativos.

Os resultados indicam que o SAF com maior tempo de implantação, o SAF Café, atendeu a todos os parâmetros avaliados. Todavia, ressalta-se que a metodologia adotada foi originalmente concebida para áreas naturais, o que implica na necessidade de ajustes e adaptações para sua aplicação em sistemas agroflorestais. Dessa forma, os resultados obtidos podem não representar integralmente as funções ecológicas e produtivas específicas desses sistemas, reforçando a importância do aprimoramento metodológico para avaliações mais condizentes com a realidade dos SAFs.

4. Referências

ABDO, Maria. Teresa. Villela. Nogueira.; VALERI, Sérgio Valiengo; MARTINS, Antônio Lúcio Mello. Sistemas agroflorestais e agricultura familiar: uma parceria interessante. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v. 1, n. 2, p. 50–59, 2008.

ALTIERI, Miguel A. Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável. 3. ed. rev. ampl. São Paulo: **Expressão Popular**; Rio de Janeiro: AS-PTA, 2012.

ALVES, Wylla da Silva Barbosa. et al. Entomofauna como indicador ecológico em sistemas agroflorestais no bioma Mata Atlântica. 2016. In: **SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA (SICT) DO INCAPER**, 1. Jornada de iniciação científica, desenvolvimento tecnológico e inovação do ifes, 11., 2016. Venda Nova do Imigrante, ES : IFES; Incaper.

ARAÚJO, Fabiana Aparecida da Silva et al. Indicadores de sustentabilidade para sistemas agroflorestais: levantamento de metodologias e indicadores utilizados. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 60, n. spe, p. e246191, 2022.

BARROS, Daiane Raimundo.; ROSÁRIO, Gabriel F. M.; GORNI, Guilherme Rossi. Serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais (SAFs): relações entre copa e diversidade de árvores nativas. **Cadernos de Agroecologia**, v. 19, n. 1, 2024.

BEILLOUIN, Damien. et al. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. **Global Change Biology**, v. 27, n. 19, p. 4697–4710, 2021.

BOLFE, Édson Luis; BATISTELLA, Mateus. Análise florística e estrutural de sistemas silviagrícolas em Tomé-Açu, Pará. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1139–1147, 2011.

BOLFE, Édson Luis; BATISTELLA, Mateus; FERREIRA, Marcos César. Correlação de variáveis espectrais e estoque de carbono da biomassa aérea de sistemas agroflorestais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 1261–1269, 2012.

BRASIL. Decreto nº 7.390, de 9 de dezembro de 2010. **Regulamenta a Política Nacional sobre Mudança do Clima**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 10 dez. 2010.

BRASIL. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. **Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 14 jan. 2021. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2021/lei-14119-13-janeiro-2021-790989-publicacaooriginal-162148-pl.html>. Acesso em: 28 jul. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – PLANAVEG**. Brasília: MMA, 2017. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/sbio/dflo/plano-nacional-de-recuperacao-da-vegetacao-nativa-planaveg>. Acesso em: 28 jul. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para a mitigação das mudanças climáticas**. Brasília: MMA, 2020. Disponível em: <https://mma.gov.br/servicos-ecossistemicos-e-mudancas-climaticas>. Acesso em: 28 jul. 2025.

CAPELO, Jorge. Conceitos e métodos da fitossociologia: formulação contemporânea e métodos numéricos de análise da vegetação. Oeiras: Estação Florestal Nacional; **Unidade de Silvicultura e Produtos Florestais**. Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, 2003. 107 p.

CARVALHO, Otacílio Moreira de et al. **A nova economia institucional e os sistemas agroflorestais: um estudo com duas organizações agroflorestais na Amazônia**. 2008. <https://doi.org/10.22004/AG.ECON.109631>

CARVALHO, Paulo Ernani Ramalho. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: **Embrapa Informação Tecnológica**, v. 1, 2003. Disponível em: <https://www.embrapa.br/florestas/publicacoes/especies-arboreas-brasileiras>.

CARVALHO, Paulo Ernani Ramalho. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: **Embrapa Informação Tecnológica**, v. 2, 2006. Disponível em: <https://www.embrapa.br/florestas/publicacoes/especies-arboreas-brasileiras>.

CHAVES, Alan Del Carlos Gomes et al. A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação das florestas. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 9, n. 2, p. 43–48, 2013.

COIMBRA, Lorena de Aalmeida. et al. **Macrofauna edáfica como indicador de qualidade do solo em sistemas agroflorestais com palma de óleo**. 2019.

DERISSO, Vitória Duarte. **Sistemas agroflorestais como modelo de conservação e produção para iniciativas de restauração florestal**. 2023. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2023. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-21032023-173018/>. Acesso em: 14 nov. 2025.

DIONISIO, Luiz Fernandes Silva et al. Fitossociologia em sistemas agroflorestais com diferentes idades em Medicilândia, PA. **Revista Agroambiente On-line**, v. 11, n. 1, p. 71–81, 2017.

DORAN, João. W.; PARKIN, Timothy. B. **Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set** In: Methods for assessing soil quality. Madison: SSSA, 1997. p. 25–37.

ENCARNAÇÃO, Ana Paula Kozaka da. **Transformando o agronegócio: estado da arte de sistemas agroflorestais no Brasil**. 2024. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental). Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal da Lagoa Grande Dourados, Dourados, MS. 2024.

FERNANDES, Shaline Séfara Lopes et al. Fitossociologia do componente arbóreo de um sistema agroflorestal no Assentamento Lagoa Grande, MS. **Cadernos de Agroecologia**, v. 5, n. 1, 2010.

FONTES, Marília Andrade et al. Sistema agroflorestal sucessional como estilo produtivo para agricultura familiar. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 8, n. 2, p. 112–120, 2013.

GALETTI, Gustavo. **Análise multicriterial da funcionalidade ecológica de modelos de restauração em floresta estacional semidecidual**. 2017. 47 f.:Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba.

GARCIA, Vinícius José de Oliveira; DUVAL, Henrique Carmona. Caracterização e avaliação de dois sistemas agroflorestais no sudoeste paulista. Fronteira: **Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 12, n. 2, p. 63–76, 2023.

GIBATHE, Anderson. Análise fitossociológica do componente arbóreo de sistemas agroflorestais no Paraná. **Terra Plural**, v. 16, 2022.

GIEHL, Eduardo Luís Hettwer; BUDKE, Jean Carlos. **Aplicação do método científico em estudos fitossociológicos no Brasil**. In: FELFILI, J. M. et al. Fitossociologia no Brasil. Viçosa, MG: UFV, 2011. p. 23–43.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change and Land**. Geneva: IPCC, 2019. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/srccl/>. Acesso em: 28 jul. 2025.

LONDE, Vinicius et al. Reference values for ecological indicators in restoration areas. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105928, 2020.

LORENZI, Harri. **Árvores brasileiras**. v. 1. 8. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2020.

LORENZI, Harri. **Árvores brasileiras**. v. 2. 5. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2016.

LORENZI, Harri. **Árvores brasileiras**. v. 3. 3. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2021.

LORENZI, Harri. **Árvores e arvoretas exóticas no Brasil**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2018.

MACENO, Andreia Brito de et al. **Sistemas agroflorestais com uso de espécies nativas**. São Paulo: SIMA, 2021.

MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Abordagem integrada da paisagem**. Brasília: MAPA, 2021.

MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Plano ABC+ 2020–2030**. Brasília: MAPA, 2020.

MARIN, Aldrin Martin Pérez et al. Efeito da *Gliricidia sepium* em sistema agroflorestal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 555–564, 2006.

MATA, Elidinea Lima de Oliveira et al. Fitossociologia em sistemas de uso da terra em Cametá, PA. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 11, n. 1, p. 290–298, 2021.

MATOS REBÊLO, Ananda Gabrielle et al. Estoque de nutrientes em sistemas agroflorestais. **Ciência Florestal**, v. 32, n. 4, p. 1876–1893, 2022.

MELO, Antônio Carlos Galvão de; MIRANDA, Dirceu Lúcio Carneiro de; DURIGAN, Giselda. Cobertura de copas como indicador estrutural. **Revista Árvore**, v. 31, p. 321–328, 2007.

MORESSI, Murilo; PADOVAN, Milton Parron; PEREIRA, Zefa Valdivina. Banco de sementes como indicador de restauração. **Revista Árvore**, v. 38, p. 1073–1083, 2014.

NAVAS, Rafael; SILVA, Rodrigo Jesus; PEREIRA, Maria Renata Rocha. Indicadores de restauração ecológica em sistemas agroflorestais. 2015. **X Convención Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo**.

PUTTINI, Bruno Feltrin. **Sistemas agroflorestais e mudanças climáticas**. Unicamp. Campinas: [s.n.], 2025.

QUEIROZ, Antônio Tarcísio da Silva; SALES, Naiani Domingos; OLIVEIRA, Bruno Costa de. Caracterização fitossociológica de sistema agroflorestal. **Revista PSIPRO**, v. 2, n. 5, p. 135–146, 2023.

QUEIROZ, Waldenei Travassos de. **Técnica e amostragem de inventário florestal nos trópicos**. Belém: FCAP, 1998. 147 p.

RODRIGUES, Elisângela Ronconi; GALVÃO, Franklin. Florística e fitossociologia em reserva legal recuperada. **Revista Floresta**, v. 36, n. 2, 2006.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009.

RODRIGUES, Ricardo Ribeiro; GANDOLFI, Sergius. Recomposição de florestas nativas. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v. 2, n. 1, p. 4–15, 1996.

SANDRIN, Alan Francisco. **Teor e aporte de nutrientes via biomassa de podas em sistema agroflorestal sucessional**. 2025. Trabalho de Conclusão de Curso – UTFPR.

SANGALLI, Adriana Rita et al. Sistemas agroflorestais biodiversos em assentamentos rurais. **Desafio Online**, v. 9, n. 3, 2021a.

SANGALLI, Adriana Rita. **Multifuncionalidade de sistemas agroflorestais na floresta ombrófila mista**. 2021. Tese (Doutorado) – UFRGS, Porto Alegre, 2021b.

SANTOS, Melissa Alexandre. **Restauração da qualidade do solo utilizando sistema agroflorestal**. 2022. 73 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Sistemas de Produção, 2022

SÃO PAULO (Estado). **Resolução SMA nº 189, de 20 de dezembro de 2018**. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/legislacao/2018/12/resolucao-sma-189-2018/>. Acesso em: 10 maio 2021.

SAYER, Jeffrey. et al. Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 21, p. 8349–8356, 2013. DOI: 10.1073/pnas.1210595110.

SERRANO, Márcio Rodrigues. **Avaliação de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais biodiversos e interações com a diversidade vegetal**. 2021. 65 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS, 2021.

SILVA, Luana Daviny dos Santos. **Funcionalidade ecológica de sistema agroflorestal no Mato Grosso do Sul**. 2023. 47 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em

Ciências Biológicas) – Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS, 2023.

SOUSA, Verena Santos de et al. Canopy cover dynamics in agroforestry systems. **Revista Agroecossistemas**, v. 14, n. 1, p. 21–40, 2022.

VILAS BOAS, Felipe Silveira. **Polinização e proteção de frutos de gravioleira no estado da Bahia**. 2017. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Área de Concentração em Fitotecnia, Vitória da Conquista – BA.

VILELA, Gabriela. **Influência de sistema agroflorestal em consórcio com café na disponibilidade de fósforo no solo**. 2022. Dissertação (Mestrado) – UNESP, Sorocaba, 2022.

CAPÍTULO III:

VOZES DA AGROFLORESTA: ANÁLISES DA COMUNIDADE DE AVES EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO

1. Introdução

O Brasil é reconhecido como o país que abriga a maior biodiversidade do planeta; entretanto, essa riqueza biológica encontra-se ameaçada por diversas atividades antrópicas, como a agropecuária, a urbanização, a produção de energia, a mineração, as mudanças climáticas e a fragmentação florestal, que atuam de forma isolada ou em sinergia (ICMBio, 2018; RAD, 2024). O Relatório Anual do Desmatamento (RAD 2024), produzido pelo MapBiomas, apresenta dados auspiciosos em relação à perda de vegetação nativa no Brasil. Pela primeira vez em sua série histórica (2019–2024), o relatório registrou uma redução no desmatamento em todos os biomas brasileiros, com exceção da Mata Atlântica, que se manteve relativamente estável. No período analisado, o desmatamento apresentou queda superior a 30% em escala nacional.

Apesar desse avanço, o Cerrado ainda se destaca como o bioma com maior índice de desmatamento, concentrando 52,5% da perda total de vegetação nativa. Nesse contexto, o monitoramento da supressão da vegetação nativa torna-se fundamental para subsidiar ações de conservação e estudos sobre os impactos da perda de habitats na biodiversidade brasileira. Dentre os impactos decorrentes da perda de áreas naturais e da consequente redução de habitats, destaca-se o processo de defaunação, entendido como a diminuição da abundância e da diversidade de espécies da fauna em ambientes naturais (Costa, Oliveira e Oliveira, 2023). Esse declínio faunístico em fragmentos florestais tende a comprometer processos ecológicos fundamentais, como a polinização, a dispersão de sementes, a predação e a herbivoria. Estudos indicam que a produção frutífera está positivamente associada à abundância e à diversidade de polinizadores (Maués *et al.*, 2022).

Alterações na comunidade de predadores de sementes podem intensificar a remoção de sementes de espécies arbóreas dominantes, influenciando a dinâmica sucessional das áreas naturais (Brocado, 2017). No que se refere à predação, grandes mamíferos exercem impacto significativo sobre a composição e a abundância de pequenos mamíferos (Galetti *et al.*, 2015). De modo semelhante, a perda da diversidade

faunística pode alterar os padrões de herbivoria, interferindo no recrutamento de plântulas e na diversidade florística dos ecossistemas naturais (Martins e Chaves, 2020).

Nesse contexto, a perda de grandes herbívoros pode modificar profundamente o ambiente, influenciando a abundância de pequenos mamíferos e a estrutura da comunidade vegetal (Neves, 2010; Hortenci, 2012). Estudos indicam que áreas submetidas à extinção local de espécies apresentam alterações na diversidade taxonômica, funcional e na composição das comunidades vegetais (Giacomini e Galetti, 2013). Como consequência da fragmentação florestal, além da defaunação, destaca-se também o processo de insularização, entendido como o isolamento de espécies ou comunidades biológicas em fragmentos de habitat (Smith, 2010).

Magioli *et al.* (2019) observaram uma relação positiva entre fragmentos florestais maiores e a manutenção de funções ecológicas, enquanto pequenos fragmentos altamente antropizados apresentaram efeitos negativos. De forma semelhante, Barros *et al.* (2022) identificaram índices mais elevados de defaunação em áreas com maior proporção de uso do solo para agricultura e pastagem. Dentre as atividades antrópicas, a agropecuária destaca-se como o principal vetor de pressão ambiental, sendo responsável por mais de 97% da perda de vegetação nativa nos últimos seis anos (RAD, 2024). Como reflexo desse processo histórico, o estado de São Paulo teve seus biomas severamente devastados. Atualmente, observa-se uma relativa estabilização da perda de vegetação nativa (RAD, 2024). O último inventário florestal indicou que restam apenas 32,6% da cobertura original da Mata Atlântica e cerca de 3,0% do Cerrado no estado. Ademais, aproximadamente 84% dos remanescentes de vegetação nativa são compostos por fragmentos com área inferior a 10 hectares, situação característica da porção oeste do estado, onde predominam formações de Savana e Floresta Estacional Semidecidual (São Paulo, 2022).

Nesse cenário, os Sistemas Agroflorestais (SAFs) com maior complexidade estrutural atuam como ambientes multifuncionais, favorecendo a biodiversidade e promovendo maior estabilidade ecológica a longo prazo quando comparados a sistemas simplificados, como as monoculturas oriundas da agricultura convencional (Beillouin *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2019). Os SAFs têm sido reconhecidos por programas federais, como o PLANAVER e o ABC+, como ferramentas estratégicas para a recuperação de áreas degradadas e a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (Brasil, 2017; Brasil, 2021). Além disso, podem atuar de forma complementar às Unidades de Conservação, promovendo a conectividade entre fragmentos florestais e a manutenção dos serviços

ecossistêmicos, especialmente em zonas de amortecimento e áreas do entorno dessas unidades (Nair, 2007; Moraes-Ornellas e Ornellas, 2009). A fauna silvestre desempenha papel fundamental na provisão de serviços que contribuem para o funcionamento ecológico dos SAFs.

Dentre os diferentes grupos faunísticos, as aves destacam-se pela correlação positiva entre seus grupos funcionais e os serviços ecossistêmicos, uma vez que diversas espécies desempenham múltiplas funções, como dispersão de sementes, controle de pragas, polinização e ciclagem de nutrientes (Oliveira, 2010; Lessi, 2019). Ademais, distintas assembleias de aves utilizam diferentes tipos de paisagem, ampliando o potencial de fornecimento e diversificação desses serviços.

As aves constituem um exemplo prático do intercâmbio de serviços ecossistêmicos nos SAFs, especialmente no controle de artrópodes. A presença de espécies insetívoras em agroflorestas evidencia a eficiência funcional desses sistemas produtivos, nos quais os SAFs oferecem recursos como alimento e abrigo, enquanto as aves contribuem para a redução da herbivoria foliar, reforçando o caráter multifuncional desses sistemas (Bael *et al.*, 2008; Granetto *et al.*, 2000).

Nesse contexto, compreender as interações entre os sistemas agroflorestais e a avifauna permite elucidar as funções ecológicas associadas a modelos de produção sustentáveis e sua contribuição frente aos desafios da conservação da biodiversidade brasileira, especialmente em regiões marcadas por elevada fragmentação florestal. Assim, o presente capítulo teve como objetivo identificar espécies de avifauna como indicadores de serviços ecossistêmicos em quatro sistemas agroflorestais distribuídos em municípios do interior do estado de São Paulo.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

Para o desenvolvimento do presente capítulo, a área de estudo foi previamente apresentada de forma detalhada no tópico “Caracterização dos SAFs” do Capítulo I. Para a coleta de dados e a apresentação dos resultados, assim como adotado no Capítulo I, os SAFs Café e Horta serão denominados conjuntamente como SAF SJB também neste capítulo, em alusão ao município em que estão inseridos. Essa padronização justifica-se pelo fato de ter sido utilizado apenas um equipamento de amostragem, posicionado em

um ponto central entre os dois SAFs, uma vez que estes se encontram implantados em paralelo.

2.2 Dados Acústicos

Cada ponto amostral foi utilizado um gravador autônomo modelo AudioMoth (Open Acoustic Devices©), versão 1.2.0, totalizando três pontos amostrais (SAF SJB, SAF Bela Vista e SAF Sepé). Em todos os pontos, os gravadores foram instalados a aproximadamente 1,60 m do solo, fixados em árvores com altura média de 3,5 m.

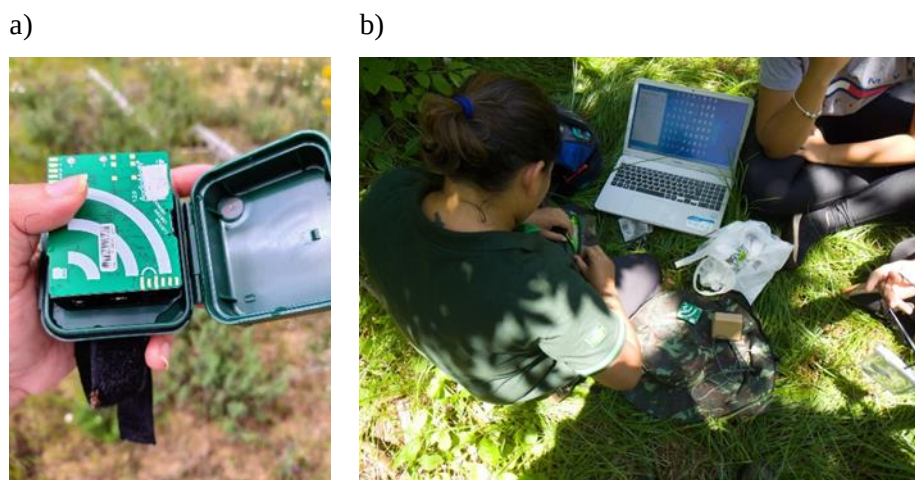
Para preservar a integridade dos equipamentos, os gravadores foram acondicionados em bolsas impermeáveis destinadas a aparelhos celulares, contendo em seu interior de três a quatro sachês de sílica, como medida preventiva para minimizar os efeitos do excesso de umidade.

O AudioMoth é um gravador autônomo (Figura 35), compacto e de código aberto, desenvolvido especificamente para aplicações em monitoramento acústico. O equipamento permite a configuração personalizada dos parâmetros de gravação, possibilitando sua adequação às comunidades biológicas estudadas, com taxas de amostragem variando entre 8 kHz e 384 kHz.

Os aparelhos foram configurados para realizar registros acústicos com taxa de amostragem de 48 kHz e resolução de 16 bits, gerando arquivos de áudio no formato WAV. O protocolo de gravação adotado consistiu em amostragens de 1 minuto a cada 10 minutos, distribuídas em dois períodos diários: o primeiro entre 04:00 e 12:00 h e o segundo entre 17:00 e 00:00 h. Os gravadores permaneceram em campo por 15 dias consecutivos, entre os meses de dezembro de 2023 e janeiro de 2024, resultando em 1.260 minutos de gravação por ponto amostral e um total de 3.780 minutos considerando todas as áreas estudadas.

Para a caracterização da comunidade de aves, as espécies foram classificadas de acordo com a dieta alimentar e agrupadas em guildas tróficas (carnívoras, frugívoras, granívoras, insetívoras, nectarívoras e onívoras). A nomenclatura científica e a sequência taxonômica adotadas seguiram a lista mais recente do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2014, Pacheco et al., 2021).

Figura 35- a) Aparelho audiomoth utilizado para gravação de vocalização das aves. b) Configuração e instalação do aparelho em campo.



Fonte: Autor, 2025.

2.3 Análise de dados

As gravações acústicas coletadas foram analisadas por meio da interface gráfica do usuário do BirdNET-Analyzer (Kahl *et al.*, 2021). Foram adotadas as configurações padrão do software, incluindo sensibilidade de 1,5 e sobreposição de dois segmentos de predição. O BirdNET foi configurado para realizar a identificação das espécies com base nas listas de verificação semanais do eBird, considerando a área geográfica correspondente ao entorno do ponto central dos três locais de monitoramento. Todos os resultados gerados foram exportados em formato de tabelas delimitadas por tabulação para análises posteriores.

As análises iniciais consistiram na conferência das listas de espécies registradas para cada município, disponíveis na plataforma WikiAves. Para as espécies que não constavam nessas listas ou apresentavam baixa probabilidade de ocorrência, procedeu-se à verificação manual dos áudios originais, visando à confirmação ou à exclusão dos registros. Para as análises das métricas de comunidade, foram considerados apenas registros independentes, definidos como vocalizações separadas por intervalos mínimos de 10 minutos, sendo descartadas vocalizações repetidas da mesma espécie dentro do mesmo minuto de gravação.

A análise da estrutura das comunidades foi conduzida a partir das métricas ecológicas de riqueza de espécies (S), abundância e índice de diversidade de Shannon–

Wiener (H'). Todas as análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software *Palaeontological Statistics* (PAST, versão 1.49) (Hammer *et al.*, 2001).

3. Resultados e Discussão

Foram identificadas 105 espécies de aves (Quadro 4), distribuídas em 35 famílias, com destaque para Thraupidae (15 espécies) e Tyrannidae (14 espécies), que se mostraram as mais representativas.

Quanto à distribuição espacial da riqueza, o SAF Sepé apresentou o maior número de espécies registradas (57 espécies), seguido pelo SAF SJB (54 espécies) e pelo SAF Bela Vista (34 espécies).

Quadro 4- Lista de espécies de aves registradas, classificada por família e nome científico, e presença e ausência em cada SAF.

ORDEM	FAMÍLIA	ESPÉCIES	SEPÉ	BELA VISTA	SJB
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Crypturellus parvirostris</i>	x		
		<i>Crypturellus undulatus</i>			x
Anseriformes	Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>			x
Columbiformes	Columbidae	<i>Claravis pretiosa</i>		x	
		<i>Columbina picui</i>	x		
		<i>Columbina squammata</i>	x		x
		<i>Leptotila verreauxi</i>	x		
		<i>Leptotila rufaxilla</i>	x		x
		<i>Columbina talpacoti</i>	x		x
		<i>Patagioenas picazuro</i>	x	x	
		<i>Patagioenas cayennensis</i>	x	x	
		<i>Geotrygon montana</i>			x
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	x		x
		<i>Guira guira</i>			x
		<i>Piaya cayana</i>			x
		<i>Tapera naevia</i>	x		
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Nyctidromus albicollis</i>			x
Apodiformes	Trochilidae	<i>Phaethornis pretrei</i>	x		
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i>	x	x	x
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>		x	
Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Mesembrinibis cayennensis</i>			x
		<i>Theristicus caudatus</i>	x	x	
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Ictinia plumbea</i>			x

		<i>Rupornis magnirostris</i>	x		
Strigiformes	Strigidae	<i>Asio clamator</i>	x		x
		<i>Athene cunicularia</i>		x	
		<i>Megascops choliba</i>	x		
	Tytonidae	<i>Tyto furcata</i>		x	x
Galbuliformes	Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i>	x		
Piciformes	Ramphastidae	<i>Pteroglossus castanotis</i>			x
		<i>Ramphastos toco</i>	x	x	
	Picidae	<i>Colaptes campestris</i>	x	x	
		<i>Melanerpes candidus</i>	x	x	x
		<i>Picumnus albosquamatus</i>			x
		<i>Picumnus cirratus</i>			x
		<i>Dryocopus lineatus</i>		x	
		<i>Colaptes melanochloros</i>	x		
Cariamiformes	Cariamidae	<i>Cariama cristata</i>		x	
Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>		x	
		<i>Herpetotheres cachinnans</i>	x	x	x
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona aestiva</i>		x	x
		<i>Amazona amazonica</i>		x	x
		<i>Aratinga auricapillus</i>	x		x
		<i>Psittacara leucophthalmus</i>	x	x	x
		<i>Pyrrhura frontalis</i>			x
		<i>Brotogeris chiriri</i>	x	x	x
		<i>Brotogeris tirica</i>	x		x
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus caeruleus</i>	x		
		<i>Thamnophilus doliatus</i>	x		
		<i>Taraba major</i>	x		
	Conopophagidae	<i>Conopophaga lineata</i>			x
	Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	x		
		<i>Xiphorhynchus fuscus</i>			x
	Furnariidae	<i>Craniolaema vulpina</i>			x
		<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>			x
		<i>Automolus leucophthalmus</i>		x	x
		<i>Synallaxis frontalis</i>	x		
		<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>		x	x
		<i>Furnarius rufus</i>	x	x	
		<i>Todirostrum cinereum</i>	x		
	Rhynchocyclidae	<i>Tolmomyias sulphureus</i>			x
		<i>Camptostoma obsoletum</i>	x		
	Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>		x	x
		<i>Myiozetetes cayanensis</i>			x

	<i>Myiozetetes similis</i>	x		x
	<i>Myiarchus ferox</i>	x		
	<i>Myiopagis caniceps</i>			x
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	x		x
	<i>Myiopagis viridicata</i>			x
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	x		
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	x	x	x
	<i>Myiophobus fasciatus</i>	x		
	<i>Machetornis rixosa</i>			x
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	x		
	<i>Legatus leucophaeus</i>			x
Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	x		
Hirundinidae	<i>Progne chalybea</i>		x	
Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i>		x	
Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	x		x
Estrildidae	<i>Estrilda astrild</i>		x	
Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i>	x		x
	<i>Zonotrichia capensis</i>	x	x	
Passerellidae	<i>Arremon flavirostris</i>	x		
	<i>Arremon semitorquatus</i>			x
	<i>Chrysomus ruficapillus</i>		x	
Icteridae	<i>Leistes supercilialis</i>		x	
	<i>Basileuterus culicivorus</i>		x	
Parulidae	<i>Myiothlypis flaveola</i>	x		
	<i>Coereba flaveola</i>	x		
	<i>Conirostrum speciosum</i>			x
	<i>Nemosia pileata</i>			x
	<i>Sporophila caerulescens</i>	x	x	
	<i>Sporophila nigricollis</i>	x	x	x
	<i>Sporophila lineola</i>	x		
	<i>Sicalis flaveola</i>	x	x	x
Thraupidae	<i>Coryphospingus cucullatus</i>	x		
	<i>Tachyphonus rufus</i>	x		
	<i>Stelpnia cayana</i>			x
	<i>Thraupis sayaca</i>	x	x	x
	<i>Tersina viridis</i>	x		
	<i>Volatinia jacarina</i>	x		x
	<i>Saltator similis</i>			x
	<i>Dacnis cayana</i>			x

Fonte: autor (2025).

Durante a revisão bibliográfica, não foram identificados estudos similares desenvolvidos em áreas de sistemas agroflorestais (SAFs) nas regiões central e noroeste do estado de São Paulo, onde se localizam os SAFs amostrados neste estudo. Para o município de Dourado, onde está inserido o SAF Bela Vista, foi encontrado apenas um estudo conduzido por Almeida *et al.* (1999), no qual foram registradas 121 espécies de aves em área de mata ciliar. Resultado semelhante foi observado por Aiello *et al.* (em prep.), que registraram 120 espécies em um fragmento florestal nativo localizado na mesma propriedade em que se encontra o SAF Bela Vista. Dessa forma, os registros obtidos no presente estudo para o SAF Bela Vista, correspondem a aproximadamente 29% da fauna avifaunística registrada no fragmento florestal adjacente.

Para o município de Serra Azul, os dados disponíveis restringem-se às informações compiladas na plataforma WikiAves (2025), que registra a ocorrência de 228 espécies de aves. A presente pesquisa registrou cerca de 25% das espécies listadas para o município. Considerando a região de Ribeirão Preto, situada a aproximadamente 35 km da área de estudo, Souza (1995) registrou 113 espécies em área urbana, enquanto Polegatto e Nascimento (2019), em estudo realizado na Estação Ecológica de Ribeirão Preto, registraram 208 espécies, ambas com espécies também detectadas no SAF Sepé.

Para o município de São Joaquim da Barra, a única informação disponível refere-se igualmente à lista de espécies da plataforma WikiAves (2025), que indica a ocorrência de 188 espécies de aves, das quais o presente estudo registrou aproximadamente 32%. A escassez de trabalhos acadêmicos com inventários de avifauna reforça a relevância de estudos voltados à ocorrência de espécies, bem como a importância das plataformas de ciência cidadã para o conhecimento da distribuição da avifauna, especialmente em regiões do interior paulista com limitada produção científica, como as regiões central e noroeste do estado de São Paulo.

Os resultados indicam que, em média, aproximadamente 28% da avifauna com ocorrência registrada nos municípios esteve presente nos SAFs avaliados, evidenciando a importância desses modelos produtivos para a manutenção da avifauna em paisagens antropizadas. A riqueza observada no SAF Sepé (57 espécies) e no SAF SJB (54 espécies) indica comunidades ecologicamente mais complexas quando comparadas ao SAF Bela Vista. Esse padrão pode estar associado a fatores como maior heterogeneidade ambiental, maior disponibilidade de recursos alimentares e estruturais e maior estabilidade ecológica, os quais favorecem a coexistência de um número mais elevado de espécies.

Em contraste, o SAF Bela Vista apresentou menor riqueza (34 espécies), o que pode refletir condições ambientais mais restritivas, como menor disponibilidade de micro-habitats ou maior influência de pressões antrópicas, reduzindo a capacidade de suporte do ambiente. Alternativamente, esse resultado pode estar relacionado ao estágio inicial de sucessão do sistema. Isso pode ser explicado pelo fato de se tratar de um SAF mais jovem e com menor área em comparação aos demais, considerando que a idade do SAF é um fator relevante, uma vez que sistemas mais desenvolvidos tendem a favorecer o grupo da avifauna (Thom et al., 2011; Costa, 2017).

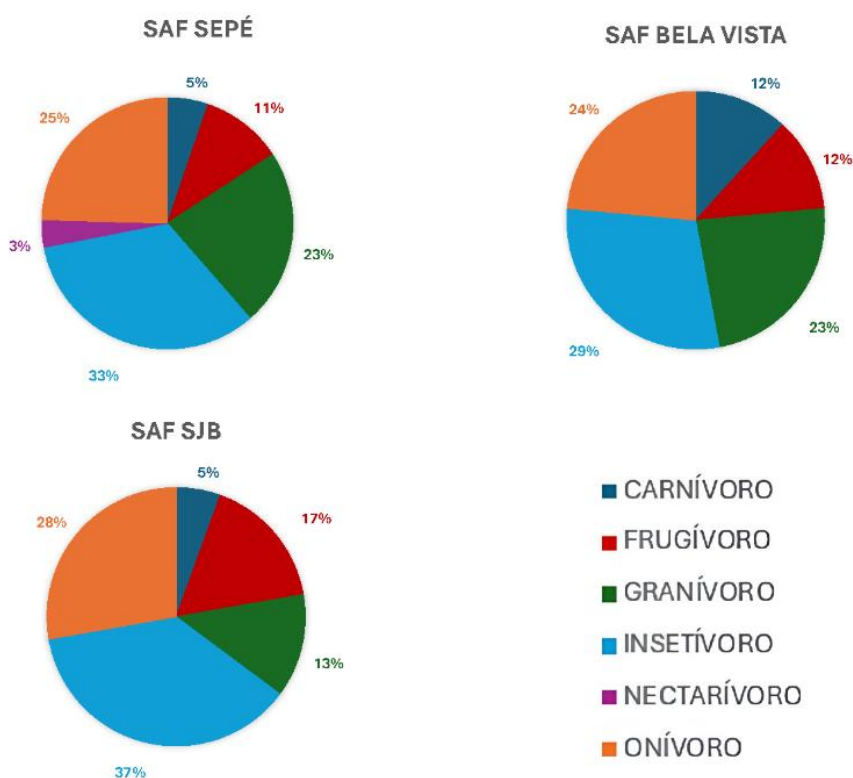
A composição do entorno exerce influência direta sobre a fauna presente nos SAFs, uma vez que o isolamento de áreas florestais afeta negativamente a permanência e o deslocamento de espécies, especialmente aquelas mais sensíveis à fragmentação (Fahrig, 2003; Martensen *et al.*, 2012). Conforme apresentado no Capítulo I, o entorno do SAF SJB é composto, entre outros usos, por mata ciliar enriquecida, áreas de reflorestamento e núcleos de sistemas agroflorestais, fatores que potencializam a diversidade e a riqueza de aves nesse sistema. Segundo Beyer (2011) ainda que os SAFs não apresentem influência direta sobre espécies de aves florestais, elas contribuem para diversificação da matriz de entorno, se assimilando a outros importantes elementos conectores da paisagem como fragmentos florestais e corredores ecológicos.

O SAF Bela Vista, por sua vez, também apresenta em seu entorno um fragmento florestal em estágio sucessional avançado, localizado a aproximadamente 31 metros da borda do SAF. Contudo, não há evidências suficientes para afirmar que essa proximidade tenha influenciado diretamente a composição da comunidade de aves registrada durante o período amostral. Esse resultado corrobora as discussões apresentadas no Capítulo II, nas quais a idade e a composição estrutural dos SAFs se mostraram fatores tão relevantes quanto o contexto do entorno para a promoção da biodiversidade. Ainda assim, áreas reflorestadas próximas a fragmentos florestais são capazes de manter elevados níveis de biodiversidade de aves e estrutura funcional, atuando como fontes colonizadoras (Thom *et al.*, 2011; Júnior *et al.*, 2016), característica que pode ser extrapolada para os SAFs, cuja funcionalidade vai além da produção econômica, incorporando também uma vertente ecológica.

As aves desempenham um papel relevante no controle de insetos herbívoros, e a presença de fragmentos florestais próximos aos SAFs contribui para a manutenção de um maior número de indivíduos nesses sistemas, que utilizam essas áreas como abrigo e locais de forrageamento, potencializando o controle biológico de insetos herbívoros

(Crasso, 2013). A análise das guildas tróficas das aves registradas revelou a predominância de espécies insetívoras ($n = 49$), seguidas por espécies onívoras ($n = 37$), ambas com distribuição semelhante nos SAFs SJB e Sepé (Figura 33). As demais guildas foram representadas por espécies granívoras ($n = 28$), frugívoras ($n = 19$), carnívoras ($n = 10$) e nectarívoras ($n = 2$), distribuídas entre os SAFs conforme apresentado na Figura 36.

Figura 36- Distribuição das Guildas Tróficas nos SAFs amostrados. INS: Insetívoras; ONI: Onívoras; GRA: Granívora; FRU: Frugívora; CAR: Carnívora; NEC: Nectarívora.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Considerando a classificação por guildas tróficas, a avifauna registrada nos SAFs ocupa diferentes níveis da teia alimentar, com predominância de espécies associadas ao estrato trófico intermediário. A maioria das espécies registradas correspondeu às guildas insetívora (33,7%) e onívora (25,5%). Em seguida, observaram-se as guildas granívora (19,3%), frugívora (13,1%), carnívora (6,9%) e nectarívora (1,3%) nesta ordem. Estudos anteriores indicam que a guilda de insetívoros se sobressai em áreas de SAFs (Vieira,

2016; Campos, 2017; Rios, 2021). Além disso, Jones et al. (2005) observaram que áreas com sistemas de cultivo diversificados favorecem maior abundância de insetívoros funcionais quando comparadas a áreas de monocultura.

A presença de múltiplos grupos tróficos, cada um associado a diferentes funções ecológicas, indica um avanço positivo em termos de indicadores de restauração ecológica (Giacomini, 2024). Nesse contexto, os resultados apontam que os SAFs Sepé e SJB apresentam maior complexidade funcional de guildas, possivelmente relacionada à composição florística e à maior idade desses sistemas.

Em áreas reflorestadas, a comunidade de aves tende a diferir daquela existente antes da perturbação, especialmente pela ausência de espécies especialistas florestais, que dependem de micro-habitats específicos para seu estabelecimento (Stanturf *et al.*, 2014). Embora ambientes alterados tendam a abrigar espécies mais tolerantes às perturbações, essa substituição de espécies especialistas reduz a redundância funcional, ou seja, o número de espécies que realizam funções ecológicas semelhantes (Weeks et al., 2025). A diversidade de grupos funcionais contribui assim para a resiliência das comunidades de aves, como verificado em paisagens com sistemas agroflorestais. Neste sentido, a adoção de estratégias aplicadas à restauração ecológica pode potencializar a colonização desses grupos especialistas, promovendo o aumento da complexidade funcional dos SAFs. Entre essas estratégias destacam-se a instalação de caixas-ninho para espécies que nidificam em cavidades, o cultivo de plantas em diferentes estratos, incluindo o sub-bosque e o enriquecimento com espécies arbóreas frutíferas e florestais, favorecendo a ocorrência de aves frugívoras e nectarívoras (Júnior *et al.*, 2016). Outra alternativa viável é o uso de poleiros que tendem a ter um efeito positivo no aumento da densidade e riqueza de sementes e plântulas através da dispersão de sementes (Gan et al., 2025). Assim, as aves atuam como um grupo chave para restauração ecológica (Ziade, 2021).

A diversidade de grupos funcionais contribui para a resiliência das comunidades de aves em paisagens com sistemas agroflorestais, embora ambientes alterados tendam a abrigar espécies mais tolerantes às perturbações, essa substituição de espécies especialista reduz a redundância funcional, ou seja, o número de espécies que realizam funções ecológicas semelhantes (Weeks et al., 2025). Outra alternativa viável é o uso de poleiros que tendem a ter um efeito positivo no aumento da densidade e riqueza de sementes e plântulas (Gan et al., 2025)

Observa-se que o grupo das aves insetívoras presta serviços ecossistêmicos relevantes, como o controle de pragas, independentemente do nível de complexidade dos

sistemas, evidenciando a importância de ampliar as interações ecológicas dentro dos SAFs (Poch, 2013). Em ambientes urbanos, as aves oferecem amplamente serviços culturais, como recreação, estética e bem-estar humano (Pejchar, et al., 2025). Silva, Silva e Conceição (2025), destacam que as aves silvestres desempenham papéis essenciais em serviços de regulação e suporte, especialmente no controle biológico de pragas, na dispersão de sementes e na polinização, o que contribui para reduzir a demanda por insumos externos (como pesticidas) e favorece a regeneração natural da vegetação em áreas de produção sustentável.

Nesse sentido, os sistemas agroflorestais contribuem para a formação de ambientes mais complexos, enquanto a substituição de áreas de vegetação natural por sistemas produtivos simplificados, como monoculturas, tende a resultar em comunidades de aves menos especializadas e com grupos funcionais alterados (Sekercioglu, 2012). A adoção de alternativas que visem a conectividade entre fragmentos florestais e integrar práticas de conservação nas decisões de uso da terra para mitigar esses impactos, da perda de espécies, podem contribuir para a resiliência do ecossistema e a provisão de serviços ecológicos essenciais fornecido pelas aves (Adorno et al., 2025).

A incorporação dessas perspectivas baseadas na estrutura das comunidades às avaliações dos ecossistemas possibilita uma compreensão mais abrangente dos impactos e benefícios associados ao uso dos recursos naturais. Além disso, permite integrar os valores e as necessidades das populações envolvidas às demandas ecológicas dos SAFs, reforçando seu papel como ambientes multifuncionais.

4. Conclusão

Os SAFs mais antigos, SAF SJB e SAF Sepé, mostraram-se mais bem estruturados em relação às comunidades tróficas de aves, além de apresentarem maior número de espécies identificadas. Contudo, para além do tempo de implantação, a composição estrutural dos SAFs destaca-se como um fator particularmente influente na organização das guildas tróficas que ocupam esses ambientes. Adicionalmente, os SAFs configuram-se como espaços ecologicamente relevantes, ao fornecerem recursos como alimento, abrigo e áreas de descanso para a avifauna, além de atuarem como ambientes complementares ao nicho ecológico de espécies residentes e generalistas. Dessa forma, esses sistemas contribuem para a manutenção da funcionalidade ecológica em paisagens altamente antropizadas.

5. Referências

- ADORNO, Bruno F. C. B.; RIBEIRO, Milton C.; PIRATELLI, Augusto J.; et al. Forest cover and environment type shape functional diversity of insectivorous birds within the Brazilian Atlantic Forest. **Environmental Conservation**, v. 52, p., 2025. DOI: 10.1017/S0376892924000080.
- ALMEIDA, Maria Elisa de Castro; VIELLIARD, Jacques M. E.; DIAS, Manoel Martins. Composição da avifauna em duas matas ciliares na bacia do rio Jacaré-Pepira, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, p. 1087–1098, 1999.
- ANJOS, Helio Daniel Beltrão dos. **Efeitos da fragmentação florestal sobre as assembleias de peixes de igarapés da zona urbana de Manaus, Amazonas**. 2007. 114 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2007.
- AXIMOFF, Izar; CRONEMBERGER, Cecília; PEREIRA, Fabiane de Aguiar. Amostragem de longa duração por armadilhas fotográficas de mamíferos terrestres em dois parques nacionais do Rio de Janeiro. **Oecologia Australis**, v. 19, n. 1, p. 215–231, 2015.
- BAEL, S. A. V. et al. Birds as predators in tropical agroforestry systems. **Ecology**, v. 89, n. 4, p. 928–934, 2008.
- BARROS, Ana Carolina Vizintim Fernandes et al. Fish defaunation in reservoirs of the Lower Paranapanema River basin, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 22, p. e20221412, 2023.
- BEYER, Dennis Driesmans. **O papel dos bosques agroflorestais para a diversidade da avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, SP - Brasil**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. doi:10.11606/D.90.2006.tde-23112011-140137. Acesso em: 2026-01-29.
- BREVIGLIERI, Crasso Paulo Bosco. **Influência de aves e morcegos insetívoros no controle da herbivoria em sistemas agroflorestais de café**. 2013. 83 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho. Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, 2013.
- BROCARD, Carlos Rodrigo. **Defaunação e fragmentação florestal na Mata Atlântica Subtropical e suas consequências para a regeneração de Araucaria angustifolia**. 2017. 117 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Rio Claro, 2017.
- CAMPOS, Samara Cristina. **Caracterização da avifauna em áreas de transição agroecológica no assentamento Ipanema em Iperó-SP**. 2017. Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em agroecologia e desenvolvimento rural. Universidade Federal de São Carlos centro de ciências agrárias. 2017.

COSTA, Renan Nunes; OLIVEIRA, Marciane da Silva; OLIVEIRA, Alessandro Marques de. **Diferentes olhares sobre a biologia da conservação**. Belo Horizonte: EdUEMG, 2023. 264 p. (Livro eletrônico).

DÍAZ-CHÁUX, JT, VELASQUEZ-VALENCIA, A., Martínez-Salinas, A., & Casanoves, F. (2025). Functional diversity and ecosystem services of birds in productive landscapes of the Colombian Amazon. **Diversity**, v. 17, n. 5, p. 305, 2025. DOI: 10.3390/d17050305.

DONATELLI, Reginaldo. José. Birds and dynamics of habitat mosaics emphasizing function. **Museu Paulista**, v. 22, p. 1–566, 2005.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.

GALETTI, Mauro et al. Defaunation affects the populations and diets of rodents in Neotropical rainforests. **Biological Conservation**, v. 190, p. 2–7, 2015.

Gan, J. L., Grainger, M. J., Shirley, M. D. F., Davis, S., Watson, M., Dube, S., & Pfeifer, M. (2025). Effectiveness of perches in promoting bird-mediated seed dispersal for natural forest regeneration: a systematic review. **Environmental Evidence**, 14(1), 10.

GIACOMINI, Ricardo Maróstica. **Avifauna como indicadora da restauração ecológica em uma área de cerradão**. Orientadora: Veridiana de Lara Weiser Bramante. 2024. 40 f. Dissertação (Mestrado em Biociências) – Faculdade de Ciências, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Bauru, 2024.

GRANETTO, Norton Felipe et al. A importância da avifauna no controle de pragas em cultivos agroecológicos. **Cadernos de Agroecologia**, v. 15, n. 2, 2020.

HORTENCI, Luana. **Defaunação e efeitos-cascata sobre a diversidade vegetal em uma ilha semi-defaunada na Floresta Atlântica**. 2012. 74 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2012.

JONES, G. A.; SIEVING, K. E.; JACOBSON, S. K. Avian diversity and functional insectivory on North-Central Florida farmlands. **Conservation Biology**, v. 19, n.4, ago. 2005.

JÚNIOR, Paulo Cesar Araújo Santos et al. A importância das áreas de restauração para a conservação de aves em paisagem altamente fragmentada de Mata Atlântica. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 1, p. 1–7, 2016.

KAHL, S.; WOOD, C. M.; EIBL, M.; KLINCK, H. BirdNET: a deep learning solution for avian diversity monitoring. **Ecological Informatics**, v. 61, p. 101236, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101236>.

LESSI, Bruno Flório. **Estrutura da avifauna e sua relação com serviços ecossistêmicos na bacia do rio Monjolinho, São Carlos, SP**. 2019. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019.

MAGIOLI, Marcelo et al. A defaunação como preditor chave da perda de funções ecológicas na Mata Atlântica. **In: Anais do evento científico**. Águas de Lindóia, SP: ESALQ/USP, 2019. Disponível em: <https://sbmz.org/anais/>. Acesso em: 8 set 2024.

MARTENSEN, Alexandre. Carmargo. et al. Associations between forest cover, fragment area and connectivity with Neotropical understory bird richness and abundance. *Conservation Biology*, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x>.

MARTINS, Valeska; CHAVES, Óscar M. Efeito da defaunação na diversidade e regeneração florística das florestas. **Revista Interdisciplinar de Ensino**, Pesquisa e Extensão, v. 8, n. 1, p. 374–389, 2020.

MAUÉS, Marcia Motta et al. Biodiversidade, manejo de polinizadores e socioeconomia do serviço de polinização do açaizeiro. **In: Congresso Brasileiro de Entomologia**. Fortaleza: Sociedade Entomológica do Brasil, 2022.

MORAES-ORNELLAS, Valéria S.; ORNELLAS, Ricardo B. Aves e mamíferos em agroflorestas da Ecovila Goura Vrindávana. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 2, 2009.

MOTTA-JÚNIOR, José Carlos. Estrutura trófica e composição de três habitats terrestres no estado de São Paulo. **Ararajuba**, v. 1, p. 65–71, 1990.

NEVES, Carolina Lima. **Efeitos da defaunação nas comunidades de pequenos mamíferos na Mata Atlântica**. 2010. 63 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2010.

OLIVEIRA, Nicelle Mendes et al. Dispersão de sementes por marsupiais em corredor agroflorestal. **Embrapa**, 2010. Disponível em: <https://www.embrapa.br/florestas/publicacoes/especies-arboreas-brasileiras>.

PACHECO, J. F. et al. Lista anotada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Ornithology Research**, v. 29, p. 94–105, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>.

PAIVA, Livia Mota Silva. **Guildas tróficas da avifauna em uma área de Mata Atlântica, centro do estado de Minas Gerais, Brasil**. 2021. 23 f. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas - Bacharelado) - Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2021.

PALIK, B. Jhon.; DUMROESE, R. Kasten. Contemporary forest restoration: a review. **Journal of Forestry**, 2014.

PEJCHAR, Liba.; REGA-BRODSKY, C. Christine.; VÁZQUEZ, Luiz.-B.; MACGREGOR-FORS, Ian. Bird-mediated ecosystem services and disservices in cities and towns. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 23, n. 5, p. [artigo], 2025. DOI: 10.1002/fee.2835.

PEREIRA, Laís Rodrigues. **Uso de armadilhas fotográficas para avaliação da mastofauna da Fazenda do Zoológico de São Paulo**. 2017. 60 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/9384>.

POCH, Tomás J.; SIMONETTI, Javier A. Ecosystem services in human-dominated landscapes: insectivory in agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, v. 87, n. 4, p. 871–879, 2013.

RÍOS, FABIÁN ANDRÉS DÍAZ. (2021). **Diversidade e estrutura trófica da comunidade de aves em uma área reflorestada e um remanescente florestal da Mata Atlântica do sul da Bahia**, Dissertação (mestrado). Programa de Pós-graduação em Zoologia da Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus. Bahia.

SEKERCIOGLU, Cagan H. Bird functional diversity and ecosystem services. **Journal of Ornithology**, v. 153, supl. 1, p. 153–161, 2012.

SICK, Helmut. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 912 p.

SILVA, Lincoln Ravane Leite da; SILVA, Vanessa Araújo Lima; CONCEIÇÃO, Eltamara Souza da. O papel das aves silvestres na promoção de serviços ecossistêmicos em sistemas agroecológicos na Bahia: uma revisão narrativa. **In: RAÍZES DA TERRA & CICLOS DA VIDA: Agroecologia, Ecologia Humana e os Desafios das Mudanças Climáticas**, 2025. p. 133-144. DOI: 10.37885/250920045.

SMITH, Maira. A “insularização” dos continentes e a perda de biodiversidade. **Sustainability in Debate**, v. 1, n. 1, p. 117–122, 2010.

SOUZA, Franco Leandro. Avifauna da cidade de Ribeirão Preto, São Paulo. **Biotemas**, v. 8, n. 2, p. 100–109, 1995.

STANTURF, John A.; PALIK, Brian J.; DUMROESE, R. Kasten. 2014. Restauração florestal contemporânea: uma revisão com ênfase na função. **Ecologia e Manejo Florestal**. 331: 292-323.

TELINO-JÚNIOR, Wallace. R. et al. Estrutura trófica da avifauna na Reserva Estadual de Gurjaú, Pernambuco. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 962–973, 2005.

THOM, G.; CAPELA, C.; KATO, O. R.; TAKAMATSU, J. A.; SUGAYA, C. T.; SUZUKI, E. K. Avaliação da avifauna em sistemas agroflorestais com dendê (*Elaeis guianensis*) no município de Tomé-açu (PA). **In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS**, v.8, 2011, Belém, PA. Anais. Belém, PA: SBSAF: Embrapa Amazônia Oriental: UFRA: CEPLAC:EMATER: ICRAF, 2011.

UBAID, Flávio Kulaif. Armadilhas fotográficas e o monitoramento remoto da fauna. **Revista de Fotografia Científica Ambiental**, v. 1, n. 1, p. 30–40, 2017.

VIEIRA, Jonas da Costa. **Caracterização da avifauna presente em um Sistema Agroflorestal na Fazenda Experimental Lageado - Botucatu, SP**. 2016. 1 CD-ROM. Trabalho de conclusão de curso (bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências de Botucatu, 2016.

WEEKS, Thomas. L.; et al, Land-use change undermines the stability of avian functional diversity. **Nature**, v. 649, n. 8096, p. 381-387, 2025. DOI: 10.1038/s41586-025-09788-0

WILLIS, Edwin O. **The composition of avian communities in remanescent woodlots.** 1979.

ZIADE, Caroline. Farah. (2021). **Aves como espécies chave em áreas em restauração: uma abordagem integrativa.** Dissertação apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Belo Horizonte-MG.

CAPÍTULO IV

BIODIVERSIDADE EM MATRIZES AGROFLORESTAIS DO ALENTEJO, PORTUGAL: COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES DE AVES E MAMÍFEROS.

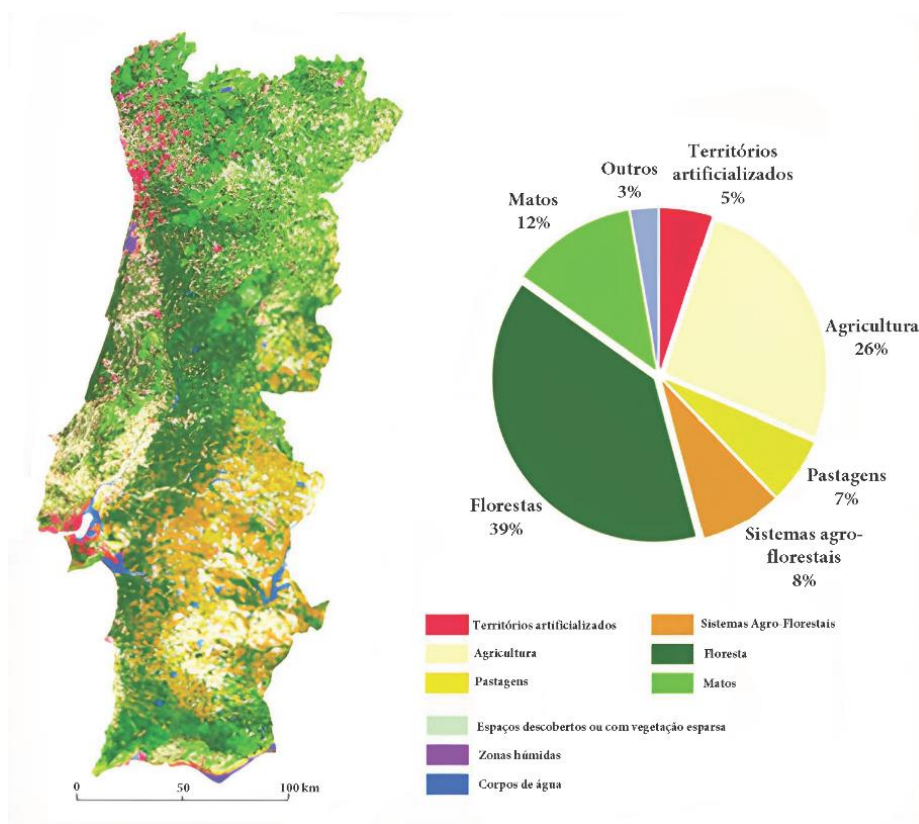
Introdução

As florestas europeias representam uma ampla diversidade de ecossistemas, sendo que a maioria delas está, ou esteve sujeita a algum grau de modificação ou manejo humano ao longo de vários milênios (Ceccherini *et al.*, 2020; Patacca *et al.*, 2023). Nas últimas décadas, a importância da natureza para o bem-estar humano tem ganhado destaque crescente na agenda política internacional (Muys *et al.*, 2022).

A região do Mediterrâneo apresenta um longo histórico de uso antrópico, no qual as interações humanas moldaram a paisagem e as comunidades de flora e fauna ao longo do tempo. Essas transformações resultaram em diferentes sistemas de uso da terra e distintas formas de exploração dos recursos naturais (Castro, 2009).

Em Portugal, aproximadamente 92% do uso e ocupação do solo correspondem a áreas agrícolas, florestais e agroflorestais, ressaltando-se que as áreas florestais podem ser exploradas ou não, dependendo do regime de manejo adotado. Os sistemas agroflorestais (SAFs) ocupam cerca de 7% do território nacional (Figura 37), evidenciando sua relevância no contexto do uso da terra e da gestão sustentável dos recursos naturais no país (DGT, 2020).

Figura 37- Mapa de distribuição da cobertura de uso do solo de Portugal (Carta de Uso dos Solos – COS, 2018).



Fonte: Retirado de Diretoria-Geral do Território (2020).

Os relatórios *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) e *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010) consolidaram a discussão sobre a biodiversidade como base fundamental para a provisão de serviços ecossistêmicos, abrangendo dimensões culturais, reguladoras, econômicas e valores intrínsecos associados ao bem-estar humano. De acordo com a Direção-Geral do Território (DGT, 2020), as superfícies agroflorestais correspondem à consorciação de culturas temporárias e/ou pastagens e/ou culturas permanentes com espécies florestais, apresentando um grau de cobertura arbórea igual ou superior a 10%.

Nesse contexto, o montado é reconhecido como o sistema agroflorestal mais extenso do sul da Península Ibérica (Pinto-Correia *et al.*, 2011). O termo “montado” refere-se a um conjunto heterogêneo de sistemas produtivos baseados, principalmente, na exploração de quercíneas, como o sobreiro (*Quercus suber*) e a azinheira (*Quercus rotundifolia*), além de oliveiras (*Olea europaea*), associadas a atividades agropecuárias e florestais. Resultante de uma longa história de intervenção antrópica, o montado mantém

elevada resiliência enquanto ambiente seminatural produtivo, destacando-se sobretudo pela extração de cortiça e pelo pastoreio extensivo (Fonseca; Pinto-Correia, 2009; Bombico e Faisca, 2022). Esses sistemas desempenham múltiplas funções ecológicas, sociais e culturais, sendo classificados como Terras Agrícolas de Alto Valor Natural, em virtude de sua elevada biodiversidade e relevância socioambiental (Plieninger *et al.*, 2015).

A estrutura dos montados distingue-se em diferentes tipologias, de acordo com sua origem: (i) áreas resultantes do desbaste de outras espécies e da condução de povoamentos puros ou mistos de quercíneas, com árvores de idades variadas; (ii) áreas originadas por regeneração natural em terrenos anteriormente utilizados para agricultura, formando povoamentos puros ou mistos, com árvores da mesma ou de diferentes classes de idade; e (iii) formações florestais artificiais, puras ou mistas, compostas por árvores de idade semelhante. Essa diversidade de origens resulta em distintos padrões de distribuição espacial e de paisagem, conferindo ao montado elevada complexidade ecológica (Pinto-Correia, Ribeiro e Pontes, 2013). Suas características condicionam a composição, a estrutura e a função ecológica do sistema, bem como as práticas agrícolas associadas, resultando em diferentes modelos de gestão do montado e com variações significativas de produtividade. Dessa forma, a gestão e o planejamento desses sistemas devem considerar as especificidades de cada tipologia, de modo a garantir sua sustentabilidade ecológica e produtiva (Capelo e Vila-Viçosa, 2021).

O ecossistema do montado foi sendo aperfeiçoado ao longo do tempo com o objetivo de otimizar o aproveitamento e a rentabilização dos recursos naturais em uma região caracterizada por clima mediterrânico e solos de baixa fertilidade. Esse sistema produtivo constitui-se como uma importante fonte de conhecimento e inspiração para modelos sustentáveis de agricultura e floresta multifuncionais, capazes de conciliar a produção com a provisão de um amplo conjunto de serviços ecossistêmicos, tais como a regulação do ciclo hidrológico, a fixação de carbono, a prevenção da erosão, atividades de recreio e lazer, a valorização da identidade local e a manutenção de elevada biodiversidade (Pinto-Correia, Ribeiro e Pontes, 2013).

O montado configura-se como uma paisagem de alta biodiversidade, destacando-se como um ecossistema de grande relevância para a conservação da fauna (Carpio, 2016; Simonson *et al.*, 2018; Lopes, Palmeirim e Leal, 2023). De acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2024), Portugal possui atualmente 540 espécies classificadas em alguma categoria de ameaça de conservação —

Criticamente Em Perigo (CR), Em Perigo (EN) e Vulnerável (VU). Essas espécies distribuem-se entre diferentes grupos taxonômicos, incluindo invertebrados (170 espécies), plantas (141), peixes (89) e moluscos (86), além de 17 espécies de aves, 15 de mamíferos, 14 de fungos, quatro de anfíbios e quatro de répteis (Geraldes, 2024).

Nesse contexto, paisagens multifuncionais como o montado assumem papel fundamental na conservação da biodiversidade. Entretanto, a seleção de múltiplos táxons indicadores em estudos ambientais é recomendada sempre que possível, a fim de refletir de forma mais precisa as respostas dos ecossistemas frente a distúrbios antropogênicos (Azevedo-Ramos, Nasi e Carvalho Jr., 2005). Partindo dessa perspectiva, o presente capítulo tem como finalidade avaliar a fauna de aves e mamíferos associada a diferentes estruturas agroflorestais, buscando analisar os serviços ecossistêmicos prestados por esses grupos faunísticos e os habitats nos quais ocorrem.

Dessa forma, o objetivo deste capítulo é caracterizar as comunidades de aves e mamíferos em seis áreas de Sistemas Agroflorestais (SAFs), localizadas na região do Alentejo, em Portugal, visando compreender o potencial desses sistemas para a conservação da biodiversidade. Tendo em vista que cada grupo faunístico demanda metodologias e abordagens específicas, este capítulo foi estruturado em duas seções, de modo a facilitar a leitura e a compreensão do trabalho desenvolvido.

Considerando que as duas seções foram conduzidas na mesma área de estudo, a caracterização desta é apresentada em um tópico único, evitando repetições. No tópico a seguir, são descritas as informações gerais e caracterização da área de estudo, de modo a estabelecer uma base estrutural para o reconhecimento espacial no qual as metodologias foram aplicadas. Em seguida, a Primeira Seção como objeto de estudo o grupo de avifauna, enquanto a Segunda Seção aborda o grupo de mamíferos.

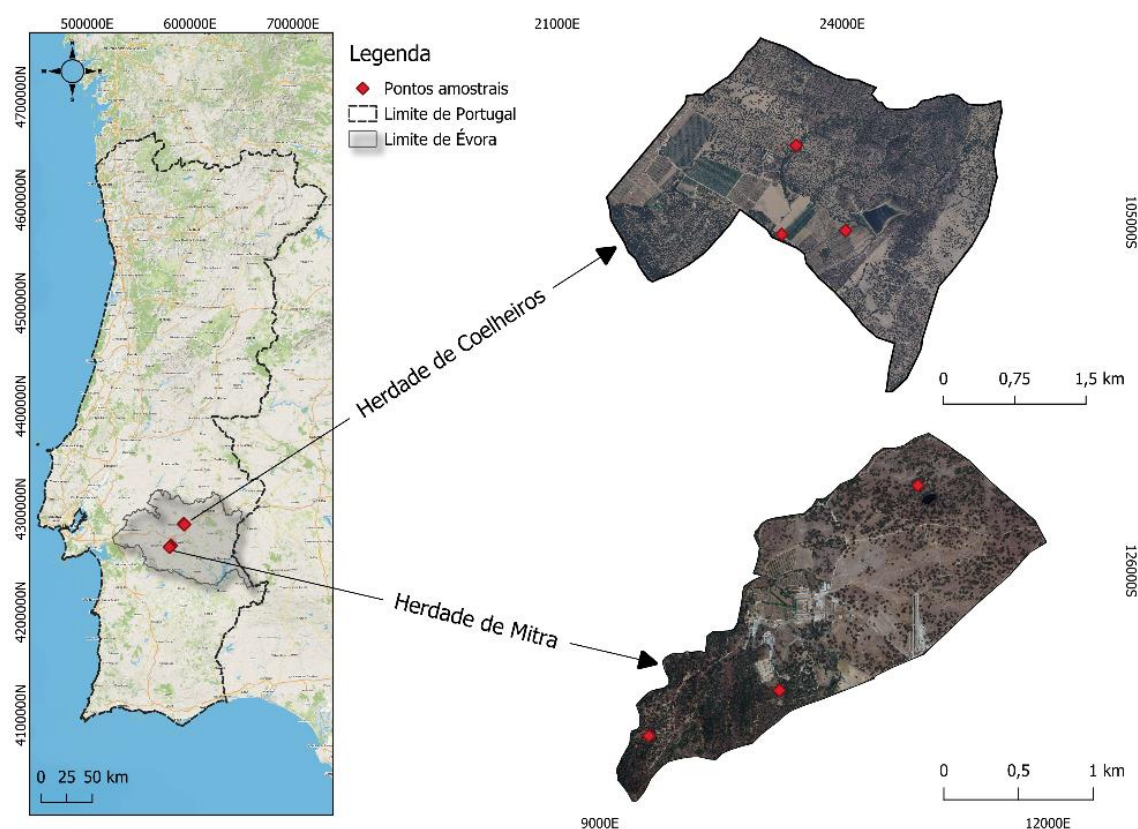
SAFs Selecionados

O estudo foi conduzido em duas áreas localizadas na região do Alentejo Central, no distrito de Évora, Portugal. A primeira área situa-se na Herdade da Mitra (38.53127° N; -8.01137° E), onde foram selecionados três modelos de sistemas agroflorestais (SAFs) para compor o desenho amostral.

A segunda área está localizada na Herdade Tapada de Coelheiros (38.72537° N; -7.85983° E), na qual também foram selecionados três modelos de SAFs para a coleta de dados (Figura 38). As seis áreas de SAFs selecionadas serão descritas detalhadamente nas seções subsequentes.

Figura 38- Localização Herdade da Mitra e Herdade Tapada de Coelhoiros, onde estão inseridos os SAFs estudados, em relação ao Distrito de Mitra/Portugal.

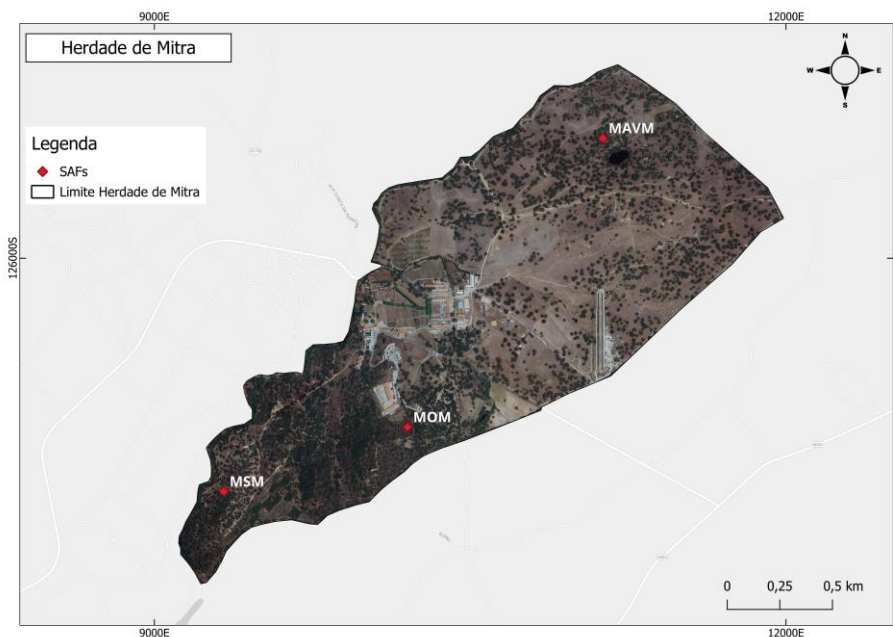
Fonte: Autor, 2025



O clima da região é classificado como mediterrânico, caracterizado por marcada sazonalidade anual e elevada amplitude térmica. As temperaturas máximas podem ultrapassar os 40 °C durante o verão, enquanto as mínimas aproximam-se de 0 °C no inverno, com temperatura média anual de 15,9 °C. A precipitação média anual é de aproximadamente 609,4 mm (Peel *et al.*, 2007; Instituto Português do Mar e da Atmosfera, 2025;).

A Herdade Experimental da Mitra (Figura 39) constitui um polo da Universidade de Évora, sendo reconhecida como uma unidade técnico-científica cuja exploração tem como principais objetivos o ensino e a pesquisa. Localizada a cerca de 13 km da cidade de Évora (38°32' N; 8°01' W), a herdade ocupa uma área aproximada de 290 hectares, dos quais a maior parte é coberta por montado em suas diferentes tipologias.

Figura 39- Herdade da Mitra, com a localização dos SAFS MOM; MSM e MAVM.



Fonte: Autor (2024).

A paisagem da Mitra inclui ainda uma galeria ripícola associada à ribeira de Valverde, que delimita a propriedade ao norte e a oeste, além de áreas de charcos permanentes e temporários que se distribuem no montado aberto (Godinho *et al.*, 2014; Mitra-Nature, 2014; Oliveira, 2018).

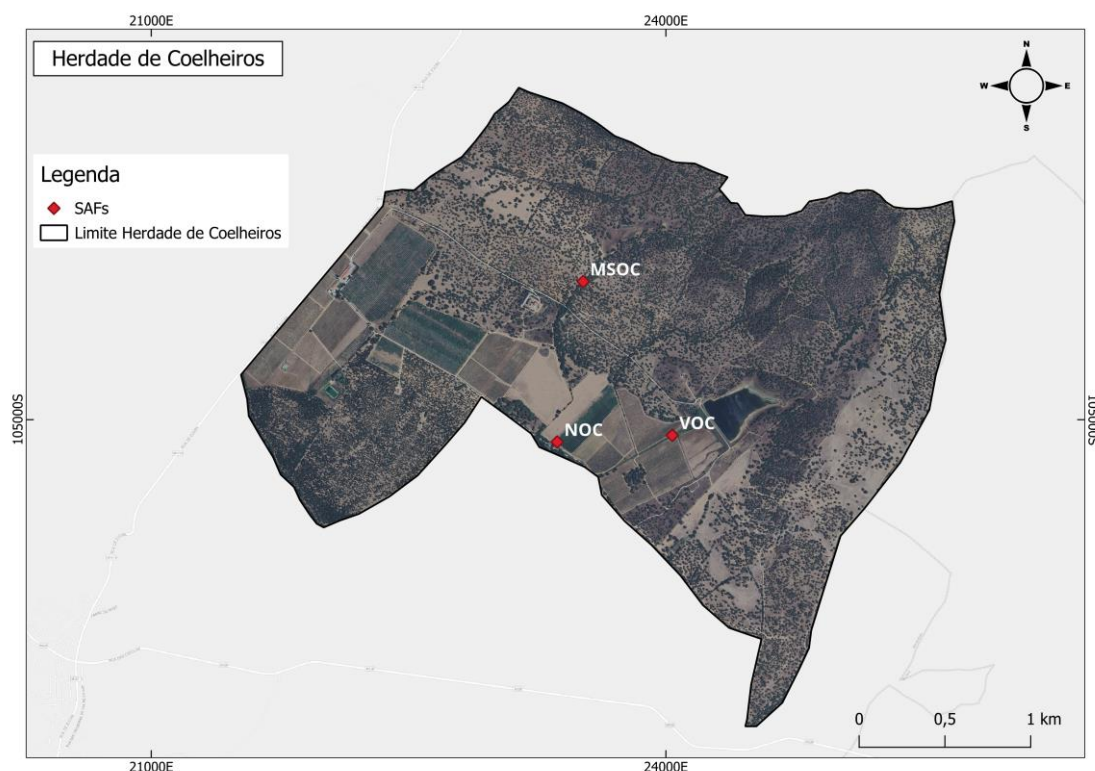
No que se refere às tipologias de montado, observa-se a presença de montado denso, com cobertura arbórea superior a 50 árvores por hectare, concentrado na região sudoeste da herdade, e de montado aberto, com densidade entre 20 e 50 árvores por hectare, predominante na região nordeste (Pereira *et al.*, 2015). Adicionalmente, pode-se considerar uma terceira categoria qualitativa, o montado esparso, caracterizado por cobertura arbórea inferior a 20 árvores por hectare (Pinto-Correia e Almeida, 2013; Pereira *et al.*, 2015).

Para a coleta de dados, foram definidos três pontos amostrais, todos inseridos em áreas SAF: (i) um ponto em área mosaico com oliveiras, denominado Mosaico de Olival Mitra (MOM); (ii) um ponto em montado dominado por sobreiros, denominado Montado Sobreiro Mitra (MSM); e (iii) um ponto em montado de azinheiras associado ao pastoreio de bovinos, denominado Montado Azinheira com Bovinos Mitra (MAVM). Os pontos amostrais apresentam distância média de 1,64 km entre si, conforme ilustrado na Figura 38.

O segundo local selecionado para a coleta de dados está situado na Herdade Tapada de Coelhoiros, mais especificamente na freguesia de Igrejinha, no distrito de Évora (Anafre, 2025). A Tapada de Coelhoiros é uma propriedade privada com aproximadamente 800 hectares, especializada na produção vitivinícola. Contudo, seu território é composto por uma matriz agrícola diversificada, que integra atividades agro-silvo-pastoris e cinegéticas, tendo como principais espécies exploradas para a atividade cinegética o javali, o veado, o coelho, a lebre e a perdiz-comum.

Foram selecionados três sistemas agroflorestais (SAFs) com diferentes atividades produtivas (Figura 40). O primeiro corresponde a uma área de nogueiral associada ao pastoreio de ovelhas, denominada Nogueiral com Ovinos (NOC); o segundo refere-se a uma área de vinha com pastoreio de ovelhas, denominada Vinha com Ovinos (VOC); e o terceiro corresponde a uma área de montado com sobreiro associada ao pastoreio de ovelhas, denominada Montado com Ovinos (MOC). Todas as áreas amostradas encontram-se inseridas em uma matriz de montado de sobreiro e estão associadas ao pastoreio rotativo de ovinos, de modo que os animais não permanecem continuamente nos locais de amostragem.

Figura 40- Herdade Tapada de Coelhoiros, com a localização dos SAFs NOC; VOC e MOC.



Fonte: Autor (2024).

Em síntese, para a coleta de dados foram selecionados seis pontos amostrais distribuídos em áreas com diferentes usos do solo (Quadro 5). Esses pontos encontram-se espacialmente alocados dentro das herdades estudadas, apresentando uma distância média de 0,91 km entre si. Com o objetivo de facilitar a identificação dos locais e a organização das análises de dados, os pontos de amostragem foram abreviados e codificados conforme apresentado no Quadro 5.

Quadro 5: Denominação dos SAFs amostrados.

Local	Descrição	Abreviação
Mitra	Montado de Sobreiro	MSM
	Mosaico de Olival	MOM
	Montado Azinheira com Vacas	MAVM
Coelheiro	Nogueiral com Ovelhas	NOC
	Vinha com Ovelhas	VOC
	Montado de Sobreiro com Ovelhas	MSOC

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

2. PRIMEIRA SEÇÃO

USO DE HABITAT PELA AVIFAUNA EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

A Estratégia de Biodiversidade da União Europeia para 2030, apresentada em 2020 pela Comissão Europeia, estabeleceu um marco conservacionista por meio do Regulamento de Restauro da Natureza, cujo objetivo é promover a recuperação de, pelo menos, 20% das áreas terrestres e marinhas da UE até 2030. Essa iniciativa configura-se como a primeira regulamentação com foco explícito na restauração de ecossistemas nos Estados-Membros da UE (Conselho da UE, 2024). Esse panorama reforça a necessidade de ações coordenadas e eficazes para a conservação das aves e de seus habitats, visando reverter os declínios populacionais e assegurar a preservação da biodiversidade europeia. O contexto atual demanda não apenas a proteção das espécies já ameaçadas, mas também atenção às espécies comuns e abundantes, cujos declínios podem sinalizar alterações profundas no funcionamento dos ecossistemas (Inger et al., 2015; Gaston et al., 2018).

A perda de biodiversidade na Europa tem se intensificado, conforme demonstrado por estudos recentes sobre as populações de aves (Bowler *et al.*, 2019; McMahon *et al.*, 2020; Rigal *et al.*, 2023). Burns *et al.* (2021) apontam que cerca de 25% das aves comuns apresentam declínio populacional, enquanto 17% das espécies consideradas abundantes também registram reduções significativas. Esses resultados indicam que os declínios populacionais não se restringem às espécies já classificadas como ameaçadas, afetando também aquelas tradicionalmente consideradas comuns ou numerosas. No que se refere especificamente às espécies ameaçadas, a atualização da Lista Vermelha das Aves da Europa (BirdLife International, 2021) revelou que 13% das 544 espécies avaliadas no continente europeu encontram-se sob risco de extinção. Esse percentual se eleva para 19% quando considerada apenas a União Europeia, além de incluir 8% de espécies classificadas como Quase Ameaçadas.

Ademais, aproximadamente 34% das espécies de aves apresentam tendências populacionais negativas, com destaque para grupos como aves marinhas, aves aquáticas (limícolas e anatídeos), aves de rapina e espécies associadas a habitats estepários (Alonso *et al.*, 2022). Para Portugal continental, a avaliação do risco de extinção contemplou 285 espécies e 287 populações (residentes e migratórias). Os resultados indicaram que 60%

das populações avaliadas foram classificadas como Pouco Preocupante (LC; 49%) ou Quase Ameaçadas (NT; 11%). Entretanto, 33% das populações apresentaram algum grau de ameaça de extinção, sendo classificadas como vulnerável (VU; 16%), Em Perigo (EN; 12%) ou Criticamente Em Perigo (CR; 5%) (Almeida et al., 2022).

Diante da necessidade de conservação da ornitofauna portuguesa, o montado assume um papel fundamental nesse processo, atuando como um ecótono no qual coexistem espécies florestais e não florestais. A diversidade de espécies associada a esse sistema está diretamente relacionada ao tipo de manejo adotado nos SAFs, conferindo ao montado a função de mantenedor da biodiversidade e elemento-chave na conservação em paisagens multifuncionais (Godinho e Rabaça, 2011; Pinto-Correia *et al.*, 2018).

2.1. Metodologia

2.1.1 Área de estudo

A coleta de dados foi realizada em seis sistemas agroflorestais (SAFs), conforme detalhado no tópico “Apresentação da área de estudo” do presente capítulo, os quais são apresentados e denominados a seguir (Quadro 6).

Quadro 6: Sistemas Agroflorestais amostrados no estudo e suas respectivas denominações.

Local	Descrição	Abreviação
Mitra	Montado de Sobreiro	MSM
	Mosaico de Olival	MOM
	Montado de Azinheira com Vacas	MAVM
Coelheiro	Nogueiral com Ovelhas	NOC
	Vinha com Ovelhas	VOC
	Montado de Sobreiro com Ovelhas	MSOC

Legenda: Mosaico de Olival Mitra (MOM); Montado Sobreiro Mitra (MSM); Montado Azinheira com Bovinos Mitra (MAVM); Nogueiral com Ovinos (NOC); Vinha com Ovinos (VOC); Montado com Ovinos (MOC). **Fonte:** Elaborado pelo autor (2025).

2.1.2 Métodos

Assim como aplicado nas áreas de sistemas agroflorestais (SAFs) no Brasil, a coleta de dados acústicos foi realizada por meio de gravadores autônomos AudioMoth.

Para o desenvolvimento do presente capítulo, em cada ponto amostral foi utilizado um gravador autônomo modelo AudioMoth, desenvolvido pela *Open Acoustic Devices*, totalizando seis pontos amostrais.

Os dados acústicos foram coletados por seis gravadores AudioMoth, versão 1.2.0, programados para operar com frequência de amostragem de 48 kHz, adequada para o monitoramento acústico de aves (Rodrigues, 2021). Os aparelhos permaneceram em campo por 15 dias consecutivos entre os meses de dezembro de 2024 e janeiro de 2025, correspondendo à campanha de inverno. Posteriormente, o mesmo delineamento amostral foi replicado entre os meses de março e abril de 2025, correspondente à campanha de primavera.

As gravações seguiram dois turnos diários de operação. Durante a campanha de inverno, os aparelhos permaneceram ativos entre 06:00 e 12:00 h e entre 15:00 e 18:00 h. Na campanha de primavera, os períodos de gravação ocorreram entre 07:00 e 11:00 h e entre 16:00 e 21:00 h. Esse esforço amostral resultou em 1.620 minutos de gravação por ponto amostral, totalizando 9.720 minutos de áudio coletados em todas as áreas de estudo.

Os gravadores foram fixados em troncos de árvores, no interior e/ou na borda dos SAFs, a aproximadamente 2 m de altura em relação ao solo. Para garantir a integridade dos equipamentos, os aparelhos foram acondicionados em bolsas impermeáveis e em caixas específicas para o modelo AudioMoth, contendo, em média, três a quatro saquinhos de sílica, com o objetivo de minimizar os efeitos da umidade durante o período de amostragem.

2.1.3 Análise de dados

As gravações acústicas coletadas foram analisadas por meio da interface gráfica do usuário *BirdNET-Analyzer* (Kahl *et al.*, 2021). Foram utilizadas algumas configurações padrão do software, o nível de confiança foi ajustado para 0,7, com parâmetro de sensibilidade ajustado para 1,5 e sobreposição de dois segmentos de predição (Perez-Granado, 2023; Perez-Granado, 2025). O *BirdNET* foi configurado para realizar as predições de espécies com base nas listas de verificação semanais da plataforma *eBird* (www.ebird.org.br), considerando a área geográfica próxima ao centro dos seis locais de monitoramento minimizando a margem de erro (Kahl *et al.*, 2021; Perez-Granado, 2025). Posteriormente, todos os resultados foram exportados e salvos em formato de tabelas delimitadas por tabulação para análises posteriores.

As análises iniciais consistiram na revisão das listas de espécies registradas para o distrito de Évora disponíveis na plataforma *e-Bird*. Em seguida, as espécies que não constavam nessas listas ou que apresentavam menor probabilidade de ocorrência foram submetidas à verificação dos áudios originais, por meio de validação com ornitólogos especialistas na avifauna da região estudada, a fim de confirmar ou refutar a presença da espécie.

Para as análises das métricas de comunidade, foram considerados registros independentes as vocalizações separadas por intervalos mínimos de 10 minutos, sendo descartadas vocalizações repetidas da mesma espécie dentro do mesmo minuto de gravação.

Após a validação das espécies, os dados foram tabulados e utilizados para a análise da estrutura das comunidades, por meio das métricas de riqueza de espécies (S), abundância, índice de diversidade de Shannon–Wiener (H') e similaridade entre os pontos amostrais. Todas as análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software *Palaeontological Statistics* (PAST, versão 1.49) (Hammer *et al.*, 2001).

2.2 Resultados

Foram identificadas 86 espécies de aves, distribuídas em 16 ordens e 42 famílias. A ordem Passeriformes apresentou a maior representatividade, enquanto a família Fringillidae foi a que registrou o maior número de espécies (8 spp) (Quadro 7).

Quadro 7: Lista de espécies de aves registradas, classificada por ordem, família, nome científico. Indicação de presença e ausência em cada SAF amostrado.

Ordem	Família	Espécies	MOM	MAMV	MSCO	NOC	MSM	VOC
Galliformes	Phasianidae	<i>Alectoris rufa</i>	x					x
		<i>Coturnix coturnix</i>	x	x	x		x	
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas platyrhynchos</i>		x	x			x
Caprimulgiformes	Apodidae	<i>Apus apus</i>	x					
Columbiformes	Columbiade	<i>Columba palumbus</i>		x		x	x	x
		<i>Streptopelia decaocto</i>		x		x	x	x
Cuculiformes	Cuculidade	<i>Cuculus canorus</i>	x				x	x
Gruiformes	Rallidae	<i>Gallinula chloropus</i>	x		x	x	x	x
Ciconiiformes	Ciconiidae	<i>Ciconia ciconia</i>	x					
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea cinerea</i>		x	x		x	x
Charadriiformes	Burhinidae	<i>Burhinus oedicnemus</i>			x		x	
	Charadriidae	<i>Vanellus vanellus</i>			x		x	x

	Laridae	<i>Hydroprogne caspia</i>		x				
	Scolopacidae	<i>Tringa ochropus</i>		x	x	x	x	x
Strigiformes	Tytonidae	<i>Tyto alba</i>		x	x	x	x	x
	Strigidae	<i>Athene noctua</i>			x		x	
		<i>Strix aluco</i>	x	x	x	x		x
		<i>Bubo bubo</i>	x					
Accipriciformes	Accipitridae	<i>Buteo buteo</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Hieraaetus pennatus</i>	x					
Bucerotiformes	Upupidae	<i>Upupa epops</i>		x	x	x		x
Coraciiformes	Meropidae	<i>Merops apiaster</i>	x	x		x	x	x
	Alcedinidae	<i>Alcedo atthis</i>	x	x		x	x	x
Piciformes	Picidae	<i>Jynx torquilla</i>			x			
		<i>Dendrocopos major</i>		x		x	x	x
Falconidae	Falconidae	<i>Falco tinnunculus</i>			x	x	x	x
Passeiriformes	Laniidae	<i>Lanius meridionalis</i>					x	x
	Corvidae	<i>Cyanopica cooki</i>	x	x		x	x	x
		<i>Garrulus glandarius</i>		x		x	x	x
		<i>Pica pica</i>				x		x
		<i>Corvus corax</i>		x		x	x	x
		<i>Corvus corone</i>	x	x	x	x		x
	Paridae	<i>Lophophanes cristatus</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Cyanistes caeruleus</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Parus major</i>	x	x	x	x	x	x
	Alaudidae	<i>Melanocorypha calandra</i>						x
		<i>Lullula arborea</i>	x		x		x	x
		<i>Alauda arvensis</i>						x
		<i>Galerida theklae</i>				x	x	x
		<i>Galerida cristata</i>			x			
	Cisticolidae	<i>Cisticola juncidis</i>	x	x	x		x	x
	Locustellidae	<i>Locustella luscinioides</i>		x		x		x
	Hirundinidae	<i>Delichon urbicum</i>						x
		<i>Hirundo rustica</i>	x	x				x
		<i>Cecropis daurica</i>	x					
	Phylloscopidae	<i>Phylloscopus bonelli</i>					x	x
		<i>Phylloscopus collybita</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Phylloscopus ibericus</i>	x	x			x	x
	Scotocercidae	<i>Cettia cetti</i>						x
	Aegithalidae	<i>Aegithalos caudatus</i>		x	x	x		
	Sylviidae	<i>Sylvia atricapilla</i>		x				
		<i>Sylvia melanocephala</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Currucula melanocephala</i>	x				x	

	Certhiidae	<i>Certhia brachydactyla</i>	x	x	x	x	x	x
	Sittidae	<i>Sitta europaea</i>	x	x	x		x	x
	Troglodytidae	<i>Troglodytes troglodytes</i>	x	x	x	x	x	x
	Sturnidae	<i>Sturnus unicolor</i>		x	x	x	x	x
	Turdidae	<i>Turdus iliacus</i>	x	x	x		x	x
		<i>Turdus merula</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Turdus philomelos</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Turdus viscivorus</i>			x		x	x
	Muscicapidae	<i>Erithacus rubecula</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Luscinia megarhynchos</i>	x	x				
		<i>Phoenicurus ochruros</i>	x			x		x
		<i>Monticola solitarius</i>			x			
		<i>Saxicola rubicola</i>	x	x		x		x
	Regulidae	<i>Regulus ignicapilla</i>	x		x	x	x	x
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	x	x				x
	Motacillidae	<i>Anthus pratensis</i>				x		x
		<i>Anthus spinoletta</i>						x
		<i>Anthus trivialis</i>			x	x		x
		<i>Motacilla alba</i>		x	x	x		x
		<i>Motacilla cinerea</i>		x			x	
	Fringillidae	<i>Fringilla coelebs</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Pyrrhula pyrrhula</i>			x			
		<i>Chloris chloris</i>	x	x		x	x	x
		<i>Linaria cannabina</i>		x		x	x	x
		<i>Carduelis carduelis</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Serinus serinus</i>	x	x	x	x	x	x
		<i>Spinus spinus</i>			x	x		x
	Emberizidae	<i>Emberiza calandra</i>	x	x				x
		<i>Emberiza cia</i>		x	x	x		
		<i>Emberiza cirrus</i>	x	x	x	x		x
		<i>Emberiza schoeniclus</i>				x		

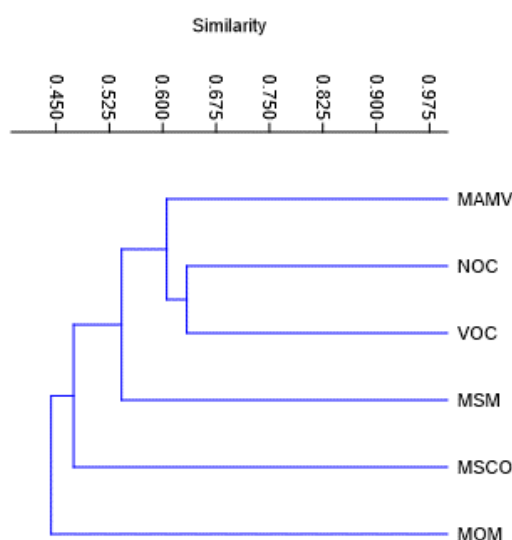
Fonte: Autor (2025).

Dentre os pontos amostrais avaliados, o ponto VOC apresentou o maior número de espécies registradas (66 spp.), seguido por MAMV (51 spp.). Os pontos MSM e NOC registraram 49 e 47 espécies, respectivamente, enquanto MOM e MSCO apresentaram ambas 45 espécies. Os índices de dominância ($D = 0$) e de Simpson ($1 - D = 1$) indicam ausência de espécies dominantes e uma distribuição homogênea das abundâncias. O índice de diversidade de Shannon (H') apresentou valores elevados, variando entre 4,29

e 4,68, com maior diversidade observada no ponto VOC, enquanto os demais ambientes apresentaram valores semelhantes entre si. De modo geral, o conjunto dos índices revela comunidades altamente diversas, estruturalmente equilibradas e com elevada uniformidade na distribuição das espécies, com destaque consistente para o ambiente VOC como o mais rico e diverso.

A análise de similaridade na composição da avifauna entre os pontos amostrais (Figura 41) indica que VOC e NOC são os ambientes mais semelhantes, sugerindo o compartilhamento de um conjunto de espécies bastante similar. Em seguida, MAMV se associa a esse grupo, evidenciando elevada similaridade entre esses três pontos. Esses ambientes têm em comum o manejo por pastoreio rotativo, sendo que nos dois primeiros ocorre pastoreio com ovinos e, no ponto MAMV, pastoreio com bovinos. O pastoreio rotativo pode exercer efeitos positivos sobre a fenologia da pastagem (Frangia *et al.*, 2023). Além disso, os sistemas de montado apresentam desempenho intermediário em termos de produtividade do trabalho e do capital, mantendo competitividade entre os sistemas extensivos de criação de gado na União Europeia. A combinação entre extensividade, menor necessidade de capital e elevado valor ecológico e paisagístico confere a esses sistemas maior resiliência e potencial de sustentabilidade (Freitas, Izquierdo e Deblitz, 2020).

Figura 41: Análise de agrupamento baseada no índice de similaridade (UPGMA-Jaccard) da comunidade de aves nos SAFs estudados (Correlação Cofenética = 0,86).



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Estudos desenvolvidos na mesma área do presente trabalho, especificamente no ponto MAMV, demonstraram que a compactação do solo na camada de 0–0,1 m é mais acentuada fora da projeção da copa das árvores (Marques *et al.*, 2024), evidenciando a relevância da composição arbórea do montado para a conservação do solo.

Por fim, o ponto MOM destacou-se como o ambiente mais distinto em relação aos demais, indicando uma composição de espécies mais diferenciada. Esse padrão sugere que a proximidade ambiental e estrutural entre VOC e NOC exerce forte influência sobre a semelhança das comunidades de aves registradas nesses locais.

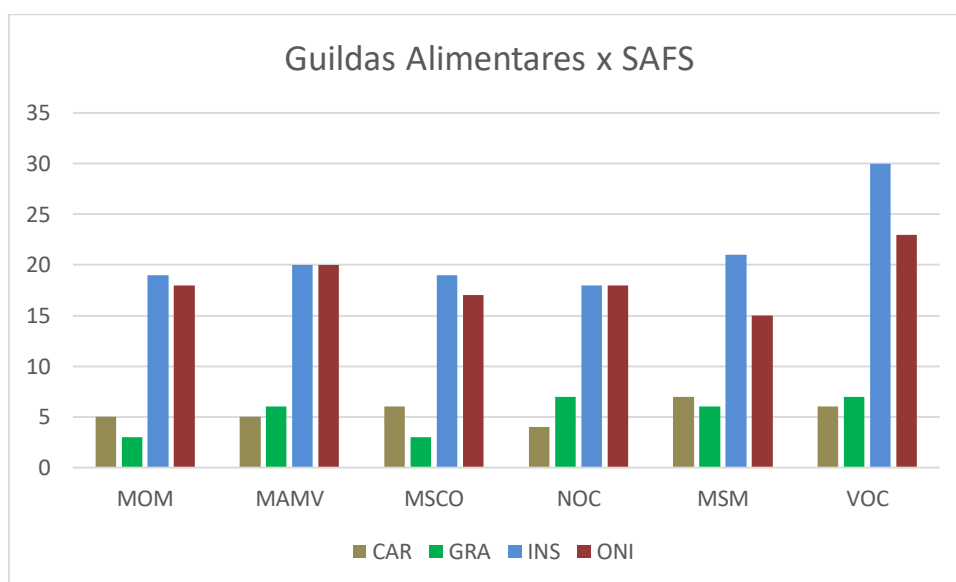
O estudo de Catarino *et al.* (2016) avaliou o potencial das aves como indicadores de Alto Valor Natural (High Nature Value – HNV) em montados de sobro portugueses, ambientes semelhantes à maioria dos pontos avaliados no presente estudo. Os autores demonstraram que espécies associadas a ambientes agroflorestais, como a cotovia-escura (*Galerida theklae*), o cartaxo-comum (*Saxicola rubicola*) e o trigueirão (*Emberiza calandra*), apresentam tolerância à presença de árvores em seus locais de reprodução, diferentemente de espécies estritamente florestais. Espécies agrícolas predominaram em montados mais abertos, enquanto especialistas florestais concentraram-se em áreas com maior cobertura arbórea e complexidade estrutural. Esses resultados indicam que a riqueza e a diversidade de espécies estão positivamente associadas à heterogeneidade estrutural da vegetação, especialmente à densidade e diversidade de espécies lenhosas, e negativamente relacionadas à homogeneização do habitat.

García *et al.* (2024) analisaram a relação entre a biodiversidade funcional de organismos associados a agroecossistemas e o desempenho de funções ecossistêmicas-chave, demonstrando que o aumento da diversidade de espécies e, sobretudo, da diversidade funcional, está positivamente associado à magnitude e à estabilidade dos processos ecológicos. Esses processos são mediados por interações como polinização, controle biológico e dispersão de sementes, componentes fundamentais do funcionamento dos ecossistemas e da provisão de serviços ecossistêmicos. Entretanto, paisagens que favorecem as interações planta–animal e os serviços a elas associados são fortemente influenciadas pelo histórico de uso agro-silvo-pastoril do solo (Quinto-Cañas *et al.*, 2021).

Ao analisar a composição das guildas tróficas nas paisagens estudadas (Figura 42), observa-se que, em todos os SAFs, a guilda dos insetívoros apresenta a maior abundância relativa, evidenciando sua relevância ecológica e indicando elevada disponibilidade de insetos. Esse padrão pode estar associado à complexidade estrutural

da vegetação e à heterogeneidade ambiental desses sistemas. O SAF VOC destaca-se de forma expressiva, concentrando os maiores valores tanto de insetívoros quanto de onívoros, o que sugere maior diversidade de recursos alimentares e maior estabilidade trófica. Os onívoros ocupam a segunda posição em abundância na maioria dos sistemas, com variações moderadas entre os SAFs, refletindo a elevada plasticidade alimentar dessa guilda. De modo geral, os resultados indicam que os SAFs diferem quanto à composição e à distribuição das guildas alimentares, com maior complexidade ecológica e funcional observada no sistema VOC.

Figura 42: Composição e distribuição das guildas alimentares entre os Sistemas Agroflorestais amostrados.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Paisagens agrícolas mais heterogêneas tendem a favorecer a complementariedade funcional entre as espécies, reduzindo a dependência de poucos táxons dominantes. Nesse contexto, a perda de biodiversidade compromete não apenas espécies isoladas, mas também a persistência das funções ecossistêmicas e dos serviços a elas associados. Tal cenário reforça a necessidade de integrar a conservação das interações ecológicas às políticas de manejo e restauração ambiental, promovendo mecanismos como a complementariedade de nicho, a facilitação interespecífica e a diversidade de resposta (Burgos *et al.*, 2024; García, Morán-López e Miñarro, 2024). Estudos conduzidos em paisagens florestais fragmentadas indicam que a diversidade e a abundância de aves

frugívoras desempenham papéis complementares e fundamentais na manutenção do serviço ecossistêmico de dispersão de sementes. Evidências demonstram que, embora a abundância de frugívoros esteja mais diretamente associada à quantidade de sementes dispersas, a riqueza de espécies é determinante para os aspectos qualitativos desse processo, como a chegada de sementes e a colonização de áreas desflorestadas. Esse padrão reflete uma clara complementaridade funcional entre as espécies (García e Martínez, 2012).

Revisões sobre a relação entre abundância de aves e serviços ecossistêmicos indicam que associações positivas, frequentemente não lineares, são predominantes, e que reduções populacionais podem resultar em perdas significativas desses serviços, sobretudo porque espécies comuns exercem papel central em sua provisão. Além disso, observa-se uma substituição na composição de frugívoros, das plantas dispersas e das interações ecológicas entre habitats florestais e a matriz antrópica, com mudanças funcionais que favorecem espécies maiores e mais móveis na matriz, capazes de dispersar sementes maiores e de plantas com frutificação mais tardia. Esses padrões indicam que a dispersão de sementes é mediada de forma complementar por diferentes conjuntos de espécies em cada ambiente, com implicações diretas para a conectividade funcional da paisagem e para os processos de recuperação passiva da vegetação (Gaston *et al.*, 2018; González-Varo *et al.*, 2023), é o caso de espécies como gralhas e gaio (*Garrulus glandarius*) registrados nas áreas amostradas, ambas são dispersoras de sementes.

Embora a perda de uma espécie possa comprometer a dispersão de determinados frutos, pode ocorrer complementaridade entre grupos ou espécies distintas atuando sobre uma mesma função ecológica, o que reforça a importância da diversidade funcional para a resiliência dos serviços ecossistêmicos (Morán-López *et al.*, 2025). Assim, estratégias de manejo que promovam a diversidade biológica e estrutural dos agroecossistemas são fundamentais para aumentar a resiliência ecológica e garantir a sustentabilidade da produção agrícola a longo prazo. A remoção da cortiça, por exemplo, pode provocar o afastamento de espécies de pica-paus e de aves florestais, evidenciando que as práticas de gestão interferem diretamente na composição da avifauna ao longo do tempo. Da mesma forma, a presença de vegetação natural, a manutenção do sub-bosque e o controle adequado da carga animal no pastoreio influenciam positivamente a diversidade de aves nesses sistemas (Catarino *et al.*, 2016; García *et al.*, 2024). Em contrapartida, áreas submetidas a manejo intensivo tendem a apresentar perdas significativas de

biodiversidade, reforçando a necessidade de práticas de manejo mais integradas e conservacionistas (Burgos *et al.*, 2024).

As aves apresentam elevada complexidade ecológica e funcional em sistemas agrícolas, desempenhando múltiplas interações e funções ecossistêmicas relevantes (Ferrari *et al.*, 2025). Espécies como *Tyto alba* (coruja-das-torres) e outros rapinantes atuam no controle de populações de roedores e insetos considerados pragas agrícolas, enquanto *Bubulcus ibis* e *Ardea ibis* (garça-vaqueira) contribui para a remoção de parasitas associados ao gado, prestando importantes serviços de regulação biológica (Mariyappan *et al.*, 2023). Estimativas indicam que o controle biológico promovido pelas aves pode representar cerca de 4% da redução das perdas no valor bruto da produção agrícola.

A relevância econômica dos serviços ecossistêmicos prestados pela avifauna também é evidenciada em estudos de valoração econômica. No Parque Nacional Urbano de Estocolmo, por exemplo, a avaliação do serviço de dispersão de sementes de carvalhos realizado por gralhas demonstrou que a substituição artificial desse processo implicaria custos elevados. Dependendo do método adotado, substituir a atuação de um único par de gralhas poderia custar entre aproximadamente SEK 35.000 (€ 3.240 / R\$ 20.264) e SEK 160.000 (€ 14.814 / R\$ 94.099), ou entre SEK 15.000 (€ 1.388 / R\$ 8.821) e SEK 67.000 (€ 6.203 / R\$ 39.404) por hectare em escala florestal, evidenciando o elevado valor econômico da dispersão natural de sementes prestada por essas aves (Hougnier, Colding e Söderqvist, 2006).

De forma complementar, um estudo realizado na Extremadura, no sudoeste da Espanha, avaliou serviços ecossistêmicos diretamente associados à economia local, como provisão de água para irrigação, polinização de cultivos, pastagens naturais, produção de castanha para alimentação de porcos ibéricos, o valor agregado da própria raça do porco ibérico e atividades recreativas na natureza. Os resultados indicaram que, em média, esses serviços naturais correspondem a 7,35% do Produto Interno Bruto (PIB) regional e que sua perda poderia resultar em uma redução de até 55% na produção econômica das atividades avaliadas. Esses dados evidenciam que a economia de determinadas regiões depende fortemente de ecossistemas saudáveis, reforçando a importância de sua conservação para a sustentabilidade econômica e ambiental (Tomasz, Kasanzew e Garcia, 2025).

Os serviços ecossistêmicos prestados pela avifauna não se restringem apenas às espécies especialistas. O estudo conduzido por Jiménez-Albarral *et al.* (2025) demonstrou

que espécies comuns e abundantes (*Erithacus rubecula*, *Sylvia atricapilla* e *Turdus merula*) são responsáveis pela maior contribuição na redução de pragas agrícolas, enquanto espécies raras apresentaram papel menos expressivo nesse serviço. Considerando que o desenvolvimento agrícola é altamente dependente dos serviços ecossistêmicos, a degradação ambiental e as mudanças climáticas tornam os sistemas produtivos progressivamente mais vulneráveis. Esse cenário evidencia a importância de incorporar a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos nas políticas agrícolas e de uso da terra, como estratégia fundamental para promover uma agricultura mais resiliente e sustentável (Tomaz *et al.*, 2024).

Para além dos serviços ecossistêmicos fundamentais, as aves também prestam relevantes serviços culturais, destacando-se a observação de aves como uma atividade de elevado valor socioambiental. Esse valor não se restringe apenas à presença de espécies emblemáticas, mas também à diversidade de habitats utilizados para a prática da observação (Loureiro, 2022). Lima (2020) observou que as variáveis associadas ao uso do solo apresentam correlação significativa tanto com a riqueza de aves registradas por *hotspot* quanto com a escolha dos pontos de observação pelos observadores, evidenciando que paisagens com maior biodiversidade ornitológica tendem a ser mais atrativas para essa atividade. Nesse sentido, a manutenção de mosaicos heterogêneos de uso do solo, aliada à conservação e à restauração da vegetação nativa, é fundamental para a conservação da avifauna e para a provisão de serviços ecossistêmicos, reforçando a importância de estratégias de manejo da paisagem em escala ampla (Bueno *et al.*, 2021).

Os resultados do presente estudo reforçam que os sistemas agroflorestais ibéricos, quando manejados de forma adequada e estruturalmente heterogênea, desempenham papel central na conservação da avifauna e na manutenção de funções ecológicas essenciais. A elevada riqueza e diversidade observadas, associadas à predominância de guildas insetívoras e onívoras, indicam sistemas ecologicamente equilibrados, capazes de sustentar múltiplos serviços ecossistêmicos. A forte similaridade entre alguns SAFs, bem como a distinção observada entre outros, reflete a influência direta do tipo de uso do solo e das práticas de manejo na composição das comunidades de aves, evidenciando que pequenas variações estruturais podem resultar em respostas ecológicas diferenciadas. Assim, os SAFs analisados demonstram elevado potencial como áreas de Alto Valor Natural, contribuindo simultaneamente para a conservação da biodiversidade, a funcionalidade dos ecossistemas e a sustentabilidade da produção agrícola.

3. SEGUNDA SEÇÃO

USO DE HABITAT POR MAMÍFEROS EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO

A Europa abriga cerca de 83 espécies de mamíferos terrestres, além de 33 gêneros de roedores. Destas, 47 espécies ocorrem em Portugal, distribuídas pelas ordens Eulipotyphla (9 spp.), Carnivora (15 spp.), Artiodactyla (6 spp.), Rodentia (15 spp.) e Lagomorpha (2 spp.), ocorrendo tanto no território continental quanto no insular (Bencatel *et al.*, 2017). A versão mais recente do Livro Vermelho dos Mamíferos Ameaçados de Portugal Continental indica que 27 das 82 espécies avaliadas encontram-se ameaçadas, incluindo sete táxons classificados como Em Perigo (EN), oito como Vulnerável (VU) e 24 como Pouco Preocupantes (LC). Entre as principais pressões enfrentadas por esse grupo destacam-se a perda e fragmentação de habitats, a intensificação ou má gestão do uso do solo agrícola e a poluição dos recursos hídricos, entre outros fatores (Mathias *et al.*, 2023).

Os mamíferos desempenham papel fundamental na composição estrutural da paisagem e exercem diversas funções ecológicas, contribuindo para a provisão de múltiplos serviços ecossistêmicos, como serviços culturais e estéticos, polinização, controle de pragas, manutenção da fertilidade do solo e dispersão de sementes (Civantos *et al.*, 2012; Kremen, 2005; Lacher *et al.*, 2019). Mamíferos bioturbadores, por exemplo, possuem a capacidade de modificar fisicamente o ambiente, contribuindo para a dinâmica dos ecossistemas de pastagem, a decomposição da matéria orgânica e outros processos ecológicos essenciais (Davidson, Detling e Brown, 2012; Beca *et al.*, 2022). Espécies de roedores e canídeos, como *Gracilinanus agilis* e *Canis aureus*, têm se mostrado particularmente importantes no controle de pragas agrícolas, desempenhando serviços de regulação (Ćirović e Krofel, 2016; De Camargo *et al.*, 2017).

Em países megadiversos, como o Brasil, estudos abrangendo cerca de 700 espécies de mamíferos demonstraram que 308 delas atuam como dispersoras de sementes. Em contrapartida, aproximadamente 138 espécies perderam parcial ou totalmente essa função ecossistêmica em razão de ameaças ou da insuficiência de dados disponíveis. Estima-se que cerca de 24% das espécies de mamíferos sejam endêmicas do país, sendo que 75% delas fornecem pelo menos um serviço ecossistêmico, com destaque para a dispersão de sementes e os serviços culturais. No entanto, esses serviços encontram-se

desproporcionalmente ameaçados, uma vez que 57% das espécies que perderam seu papel funcional são endêmicas (Vale *et al.*, 2023). No contexto europeu, o cenário também é preocupante, com projeções indicando a possível perda de, no mínimo, 25% das espécies de grandes mamíferos até 2050, o que implicaria impactos diretos sobre os serviços ecossistêmicos prestados por esse grupo faunístico (Rondinini e Visconti, 2015).

Diante desse panorama, ressalta-se não apenas a relevância da contribuição dos mamíferos para os serviços ecossistêmicos, mas também a chamada “perda silenciosa” de suas funções ecológicas frente às múltiplas ameaças a que estão submetidos. Nesse sentido, estudos voltados ao conhecimento da fauna de mamíferos e de seu papel na provisão de serviços ecossistêmicos configuram-se como ferramentas essenciais para subsidiar a formulação de estratégias conservacionistas eficazes para a biodiversidade em escala global.

3.1 Metodologia

3.1.1 Área de estudo

Para o desenvolvimento do presente capítulo, a área de estudo foi apresentada detalhadamente no tópico “Apresentação da Área de estudos” do presente Capítulo ao qual o leitor é remetido para informações complementares de caracterização ambiental e espacial.

3.1.2 Métodos

O levantamento de dados de mamíferos foi realizado por meio da utilização de armadilhas fotográficas, uma metodologia amplamente empregada em estudos de mastofauna por se tratar de uma técnica não invasiva, eficiente e adequada para a detecção de espécies de médio e grande porte. Essa abordagem possibilita o monitoramento simultâneo de múltiplas áreas, amplia o esforço amostral e aumenta a probabilidade de registro de espécies crípticas, raras e/ou altamente móveis, que geralmente apresentam baixa densidade populacional e reduzida detectabilidade por métodos tradicionais (Balme *et al.*, 2009; Aximoff, 2015; Pereira, 2017; Ubaid, 2017; Teixeira *et al.*, 2023).

Para a coleta de dados foram utilizadas seis armadilhas fotográficas da marca Bushnell, sendo uma instalada em cada ponto de amostragem. As câmeras foram posicionadas em diferentes alturas em relação ao solo, de acordo com as condições ambientais locais, como declividade do terreno, presença de trilhas de fauna e estrutura

da vegetação. As armadilhas permaneceram em campo entre os meses de dezembro de 2024 e abril de 2025. Todos os equipamentos foram programados para registrar três fotografias consecutivas por evento de detecção, seguidas de um vídeo com duração de 30 segundos.

A análise das imagens foi realizada por meio da avaliação individual de cada registro, sendo posteriormente organizadas em planilhas contendo informações referentes à espécie registrada, data, horário, temperatura ambiente e comportamento observado. Para a definição de registros independentes, adotou-se um intervalo mínimo de 30 minutos entre detecções consecutivas de indivíduos da mesma espécie, considerando-se também a especificidade de cada evento, de modo a reduzir a probabilidade de contabilização repetida do mesmo indivíduo em um curto intervalo temporal (Curveira-Santos, 2014).

3.1.3 Análise de Dados

O tratamento dos dados foi realizado por meio de análises da estrutura de comunidade, utilizando-se as seguintes métricas ecológicas: Riqueza de espécies (S). A similaridade na composição das comunidades entre os pontos amostrais foi avaliada por meio do método Jackknife, conforme proposto por Gotelli e Colwell (2001). Todas as análises estatísticas foram conduzidas com o auxílio do software Palaeontological Statistics (PAST), versão 1.49 (Hammer *et al.*, 2001).

3.2 Resultados

Foram identificadas 11 espécies de mamíferos, distribuídas nas seguintes ordens taxonômicas: a ordem Eulipotyphla, representada por uma família (Erinaceidae) e uma espécie; a ordem Lagomorpha, representada pela família Leporidae, com duas espécies. A ordem Carnivora foi a mais representativa, com quatro famílias e seis espécies, enquanto a ordem Artiodactyla registrou duas famílias e duas espécies. Por fim, para a ordem Rodentia, foi possível a identificação apenas em nível de família, sendo representada pela família Muridae (Quadro 8).

Quadro 8- Lista taxonômica das espécies de mamíferos registradas por SAFs e a categoria de ameaça. **LC:** Pouco Preocupante; **VU:** Vulnerável.

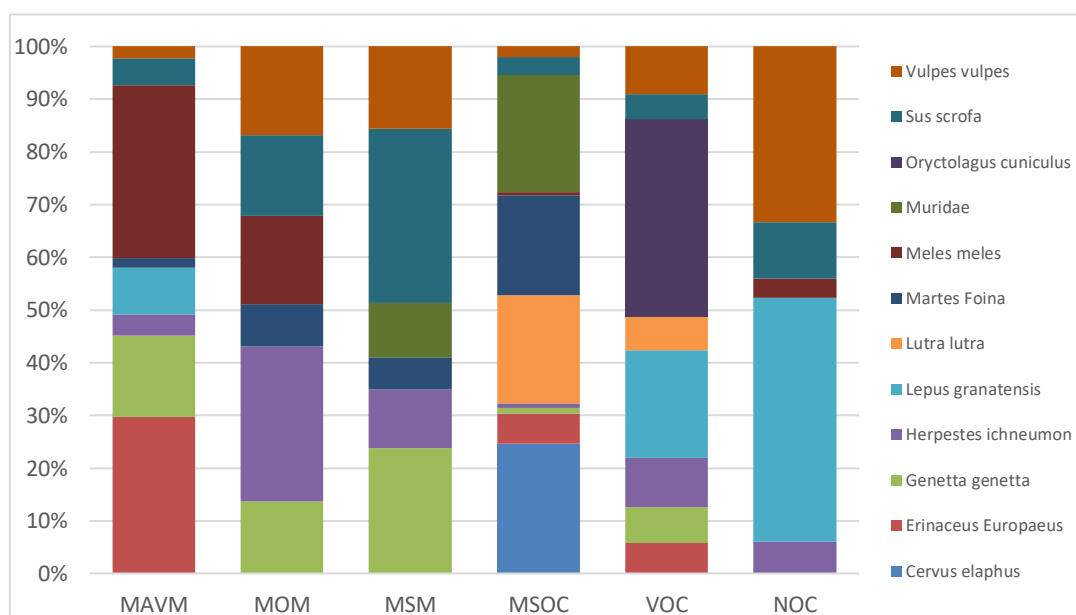
Ordem	Família	Espécie	Nome Comum	MAVM	MOM	MSM	MSOC	VOC	NOC	Ameaça
Eulipotyphla	Erinaceidae	<i>Erinaceus europaeus</i>	Ouriço	x			x	x		LC
Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus granatensis</i>	Lebre	x				x		VU
		<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Coelho					x		VU
Rodentia	Muridae	<i>Muridae</i>				x	x			
Carnívora	Canidae	<i>Vulpes vulpes</i>	Raposa	x	x	x	x	x	x	LC
	Mustelidae	<i>Martes Foina</i>	Foinha	x	x	x	x			LC
		<i>Meles meles</i>	Texugo	x	x		x		x	LC
		<i>Lutra lutra</i>	Lontra				x	x		LC
	Viverridae	<i>Genetta genetta</i>	Geneta	x	x	x	x	x		LC
	Herpestidae	<i>Herpestes ichneumon</i>	Sacarrabos	x	x	x	x	x	x	LC
Artiodactyla	Suidae	<i>Sus scrofa</i>	Javali	x	x	x	x	x	x	LC
	Cervidae	<i>Cervus elaphus</i>	Veado				x			LC

Mosaico de Olival Mitra (**MOM**); Montado Sobreiro Mitra (**MSM**); Montado Azinheira com Bovinos Mitra (**MAVM**); Nogueiral com Ovinos (**NOC**); Vinha com Ovinos (**VOC**); Montado com Ovinos (**MOC**)

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

O MSOC foi o ponto com maior número de espécies registradas (10 spp.), seguido pelos pontos MAVM e VOC, ambos com 8 espécies (Figura 43). Os pontos MSOC e MAVM caracterizam-se por serem áreas de montado, sendo o primeiro composto por montado de sobreiro com pastoreio de ovelhas e o segundo por montado de azinheira com pastoreio de vacas.

Figura 43: Frequência de ocorrência de espécies de mamíferos nos SAFs estudados.



Fonte: Autor, 2025.

O pastoreio associado a áreas agroflorestais pode afetar negativamente a presença de pequenos mamíferos (Gonçalves *et al.*, 2012). Em contrapartida, áreas próximas a cursos d'água são apontadas como mais propensas à detectabilidade de mamíferos, além de fornecerem abrigo, alimento, corredores de deslocamento e rotas de dispersão para esse grupo faunístico (Rosalino, Rosário e Santos-Reis, 2009; Matos *et al.*, 2009; Gonçalves *et al.*, 2012). Em ambos os pontos de montado com pastoreio (MSOC e MAVM), observa-se a presença de fontes hídricas próximas: no MSOC, uma linha d'água intermitente adjacente à área amostrada; e no MAVM, uma antiga pedreira situada a aproximadamente 90 metros, atualmente convertida em uma lagoa artificial. Esses elementos configuram-se como recursos relevantes para a fauna local.

Dentre as espécies registradas, o texugo (*Meles meles*) apresentou o maior número de registros, estando presente na maioria dos pontos amostrados, com exceção de MSM

e VOC. Essa espécie é comumente mais abundante em paisagens agroflorestais do que em áreas estritamente ripárias (Matos *et al.*, 2009) e demonstra alta tolerância à presença humana (Fradinho, 2024). Espécies como *Vulpes vulpes*, *Meles meles* e *Erinaceus europaeus*, também registradas nas áreas amostradas, atuam no controle de pragas de invertebrados e roedores, desempenhando um importante papel regulador nos ambientes em que ocorrem (Civantos *et al.*, 2012).

A raposa (*Vulpes vulpes*) foi uma das duas espécies registradas em todos os pontos amostrais, apresentando ampla distribuição espacial. Trata-se de uma espécie generalista, frequentemente registrada como uma das mais abundantes em paisagens agrícolas e agroflorestais (Loureiro *et al.*, 2007), padrão igualmente observado durante o presente estudo.

Civantos *et al.* (2012) observaram que a perda de vertebrados predadores de pragas apresenta uma tendência clara de declínio no sul da Europa, com os ecossistemas mediterrânicos despontando como os mais vulneráveis, especialmente na Península Ibérica. A redução de espécies prestadoras de serviços ecossistêmicos (SE) implica consequências relevantes em países cujo Produto Interno Bruto (PIB) está fortemente associado à atividade agrícola, como é o caso de Portugal. Embora se trate de um estudo de caráter preditivo, trabalhos dessa natureza fornecem uma análise inicial da magnitude potencial dos impactos decorrentes da perda de espécies responsáveis pela provisão de SEs.

Sus scrofa (javali) foi a segunda espécie mais registrada em todos os pontos amostrais. Essa espécie apresenta comportamento predominantemente noturno, independentemente do contexto paisagístico, sazonal ou antrópico (Camarinha, 2020), padrão crepuscular e noturno que também foi observado no presente estudo. Os javalis selecionam sazonalmente o uso do habitat: durante o outono e o inverno alimentam-se principalmente de bolotas, enquanto na primavera e no verão demonstram predileção por áreas agrícolas, evidenciando elevada flexibilidade comportamental (Almeida, Santos e Fonseca, 2004). Estudos como o de Torres *et al.* (2012) corroboram esse comportamento, indicando que a cultura do milho foi a mais afetada pela ocorrência de *Sus scrofa*, seguida por leguminosas e vinha/solanáceas, com maior incidência entre os meses de junho e agosto na região litorânea de Portugal. No presente estudo, as áreas de montado foram as que apresentaram maior número de registros, com destaque para os pontos MSM e MOM, respectivamente.

A fuinha (*Martes foina*) e a geneta (*Genetta genetta*) também apresentaram atividade predominantemente noturna. Santos-Reis *et al.* (2005) observaram que ambas as espécies utilizam vegetação ripária e campos cultivados, com destaque para a geneta, que demonstrou uso significativamente maior dos bosques de sobreiro tanto para forrageamento quanto para repouso, enquanto ambas compartilharam locais de descanso semelhantes. No presente estudo, apenas o ponto NOC não registrou *Genetta genetta*, enquanto *Martes foina* não foi registrada nos pontos NOC e VOC, sugerindo uma possível predileção dessas espécies por áreas de montado.

A fuinha (*Martes foina*) e a lebre-ibérica (*Lepus granatensis*) tendem a ocorrer preferencialmente em áreas com menor pegada humana, enquanto o padrão oposto foi observado para *Meles meles* e *Genetta genetta*, indicando diferentes graus de tolerância comportamental à presença humana entre as espécies (Fradinho, 2024). Embora o presente estudo tenha contemplado apenas os períodos de outono e início da primavera, outros trabalhos indicam que a sazonalidade não se apresenta como fator limitante para a ocorrência de mesomamíferos, sendo o uso e a ocupação do solo os principais determinantes da distribuição espacial desse grupo (Fradinho, 2024).

Oryctolagus cuniculus (coelho-bravo) foi registrado exclusivamente no ponto VOC, apresentando baixo número de registros ($n = 9$). De modo geral, essa espécie tende a apresentar maior detectabilidade durante o verão, período subsequente ao pico reprodutivo. Assim, o fato de os dados do presente estudo terem sido coletados durante o inverno e início da primavera sugere que a sazonalidade pode ter influenciado a baixa ocorrência registrada.

A espécie *Lutra lutra* (lontra) foi registrada em apenas dois pontos amostrais (MSOC e VOC). Trata-se de uma espécie que desempenha papel relevante no controle de peixes e lagostins exóticos por meio da predação (Dettori *et al.*, 2022), contribuindo para serviços ecossistêmicos de regulação. Embora frequentemente classificada como piscívora (Mason e Macdonald, 1986; Blanco-Garrido, Prenda e Narvaez, 2008), sua dieta é caracterizada como generalista oportunista, incluindo insetos, moluscos de água doce, aves, mamíferos e até frutos. Essa ampla amplitude alimentar reflete respostas às mudanças na disponibilidade de presas e na estrutura da paisagem.

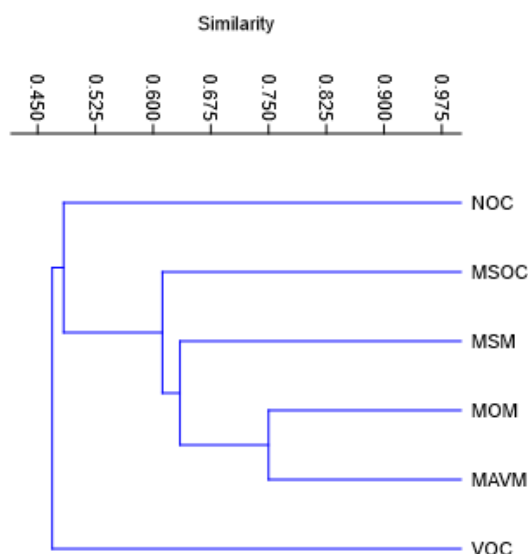
A plasticidade no uso do habitat e a amplitude do nicho alimentar da lontra, aliadas à extensão de habitat adequado, são fatores que influenciam sua presença em áreas agrícolas (Reid *et al.*, 2013; Simões, 2017). Essas características contribuem para a recuperação populacional da espécie e aumentam a resiliência das populações frente a

condições de estresse ambiental (Drake *et al.*, 2023). Estudos sobre a recolonização de *Lutra lutra* indicam mudanças na tolerância ao habitat, com preferência por trechos fluviais inseridos em áreas florestais, evitando águas poluídas e selecionando cursos d'água mais estreitos, mesmo com menor cobertura vegetal (Romanowski, Brzeziński e Żmihorski, 2013; Dettori *et al.*, 2022).

Para *Cervus elaphus* (veado), o ponto MSOC foi o único que apresentou registro, com apenas uma detecção pelas armadilhas fotográficas. Trata-se de uma espécie ecologicamente relevante, associada à provisão de diversos serviços ecossistêmicos. Entre os serviços de provisão, destacam-se a produção de carne, produtos medicinais, troféus cinegéticos e couro, por meio da atividade cinegética regulamentada. No âmbito dos serviços culturais, a espécie possui importância no ecoturismo e na valorização da paisagem rural. Além disso, exerce funções nos serviços de regulação e manutenção, influenciando a estrutura da vegetação por meio da herbivoria e contribuindo para a dispersão de sementes, com efeitos positivos sobre a diversidade, a riqueza e os processos de restauração vegetal (Putman *et al.*, 2011).

Em relação aos sistemas avaliados, a análise de similaridade permitiu identificar padrões de proximidade entre os pontos amostrais. Observou-se que MAVM e MOM apresentaram elevada similaridade na composição de espécies de mamíferos registradas, agrupando-se em níveis próximos de 0,75 (Figura 44).

Figura 44: Análise de agrupamento baseada no índice de similaridade de (UPGMA-Jaccard) da comunidade de mamíferos nos SAFs estudados (Correlação Cofenética = 0,74).



Fonte: Autor, 2026.

Posteriormente, o grupo MSM foi incorporado a esse conjunto, indicando que compartilha características semelhantes às dos dois primeiros. Em seguida, o grupo MSOC integrou-se ao aglomerado principal, porém em um nível de similaridade inferior (aproximadamente 0,60), o que indica uma relação moderada com os demais pontos amostrais. Os grupos NOC e VOC destacaram-se como os mais divergentes na análise, uma vez que somente se conectaram ao agrupamento geral em valores inferiores a 0,50, evidenciando menor proximidade com os demais componentes da amostra.

A diminuição da cobertura florestal influencia diretamente os padrões de movimento e uso do habitat por grupos faunísticos (De Sá Teixeira, 2024). Nesse sentido, os resultados indicam que as áreas de montado apresentaram maior similaridade na composição da mastofauna entre si. Essas paisagens configuram-se como ecossistemas complexos, capazes de manter uma ampla gama de serviços ecossistêmicos, como a recuperação dos solos, a regulação hídrica, o sequestro de carbono, a prevenção de incêndios e a conservação da biodiversidade, devendo, portanto, ser valorizadas e reconhecidas como elementos estratégicos para a sustentabilidade da agricultura mediterrânea (Carreira *et al.*, 2023).

De forma geral, os resultados obtidos evidenciam que os Sistemas Agroflorestais mediterrânicos, em especial as áreas de montado, desempenham um papel relevante na manutenção da diversidade de mamíferos, inclusive de espécies associadas a importantes serviços ecossistêmicos. A maior riqueza e similaridade observadas entre os pontos de montado indicam que a estrutura heterogênea da paisagem, aliada à presença de recursos hídricos e à menor intensidade de perturbação antrópica, favorece a ocorrência e o uso do habitat por diferentes grupos funcionais. A presença recorrente de espécies generalistas e tolerantes à atividade humana, como *Vulpes vulpes*, *Meles meles* e *Sus scrofa*, reflete a capacidade de adaptação de parte da mastofauna a contextos produtivos, ao mesmo tempo em que reforça a importância desses sistemas na provisão de serviços de regulação, como o controle de pragas e a ciclagem de nutrientes. Por outro lado, a ocorrência pontual ou restrita de algumas espécies sugere que fatores como a sazonalidade, a disponibilidade de habitat adequado e a intensidade do uso do solo continuam a influenciar a composição da comunidade local.

5. Discussão e Considerações finais

A ausência do uso de máquinas pesadas e de produtos químicos para o controle da vegetação, aliada ao controle da densidade do gado e à boa gestão das práticas de plantio e colheita, transforma o montado em uma paisagem multifuncional. Para além de seu valor econômico e ambiental, o montado possui um relevante contexto histórico, caracterizando-se como patrimônio imaterial associado à natureza, o que o torna uma paisagem fundamental para a manutenção de diversos serviços ecossistêmicos (Batista, Mascarenha e Mendes, 2017). É amplamente reconhecido que paisagens heterogêneas impactam diretamente a composição faunística. O estudo de Rosalino *et al.* (2009), realizado em sistemas agroflorestais de sobreiro (montado) no sul de Portugal, demonstrou que a riqueza de mamíferos foi significativamente influenciada pela heterogeneidade do habitat. Nesse estudo, foram detectadas 16 espécies de mamíferos terrestres, incluindo pequenos roedores, insetívoros, mustelídeos e lagomorfos, sendo que áreas de montado com manchas de vegetação não pertencentes à matriz dominante, como zonas ripárias ou pomares, apresentaram maior diversidade de espécies quando comparadas a habitats homogêneos. Os autores indicaram ainda que a presença de habitats heterogêneos contribui para maior abundância relativa e para a ocorrência de espécies mais sensíveis à perturbação humana. De forma semelhante, os resultados da presente pesquisa indicam que as áreas de montado apresentaram riqueza de espécies relativamente similar entre suas diferentes tipologias, configurando essas paisagens como habitats importantes para a fauna local.

Além da heterogeneidade, a composição e a estrutura da paisagem em múltiplas escalas espaciais influenciam a ocupação por mesocarnívoros, enquanto fatores como sazonalidade, pegada humana e regulamentação da atividade cinegética afetam principalmente a detectabilidade das espécies. A gestão do território, a estação do ano e as normas associadas à caça também exercem influência significativa sobre os registros faunísticos (Fradinho, 2024). A Herdade Tapada de Coelheiros, onde parte do presente estudo foi realizada, desenvolve atividade cinegética direcionada principalmente às espécies: *Sus scrofa*, *Oryctolagus cuniculus*, *Lepus granatensis*, *Alectoris rufa* e *Cervus elaphus*. A gestão da caça constitui um fator capaz de alterar a dinâmica entre presas e predadores. Nesse contexto, a manutenção de reservas cinegéticas tende a aumentar a disponibilidade de presas, o que pode favorecer a ocorrência de determinados predadores, enquanto outras espécies podem se tornar menos abundantes nessas áreas manejadas, seja por alterações no habitat ou por controle direto das populações. Assim, a gestão cinegética

contribui para a formação de um cenário dinâmico em termos de biodiversidade (Beja *et al.*, 2009).

A carne obtida por meio da caça, especialmente a de javali (*Sus scrofa*), é frequentemente destinada ao autoconsumo. O turismo cinegético em Portugal, embora alicerçado em uma forte tradição cultural, apresenta elevado potencial económico para o desenvolvimento rural e para a fixação da população em áreas do interior. Sua integração com outras modalidades de turismo rural e familiar, aliada a um planeamento estruturado e a uma maior coordenação entre entidades públicas e privadas, surge como estratégia relevante para promover o setor de forma sustentável e organizada (Gamito, 2018). Estudos sobre as estatísticas de caça de mamíferos em Portugal entre 1989 e 2022 evidenciaram que as populações cinegéticas, como *Sus scrofa*, *Cervus elaphus* e *Oryctolagus cuniculus*, apresentam variações significativas ao longo do tempo e entre regiões, refletindo diferenças nos planos de gestão e na pressão de caça exercida. Os resultados desse período destacam flutuações nas quantidades abatidas, além de inconsistências no reporte e na compilação das estatísticas cinegéticas, o que limita avaliações mais precisas das populações e reforça a necessidade de padronização dos dados para promover uma gestão sustentável da fauna em Portugal (Abrantes, Fernandes e Vieira-Pinto, 2023; Abrantes, Fernandes e Vieira-Pinto, 2024).

Dados mais recentes dos Relatórios de Atividade Cinegética do ICNF referentes aos períodos de 2020/2021 e 2022/2023 indicam que a caça em Portugal mantém um perfil relativamente estável, marcado pela concentração de caçadores nos distritos de Lisboa, Santarém e Braga e pelo envelhecimento dos praticantes, com predominância da faixa etária entre 51 e 70 anos. Ainda assim, em 2022/2023 observou-se um aumento no número de inscrições e uma elevada taxa de aprovação nos exames para obtenção da carta de caçador (85%). O número de licenças manteve-se relativamente constante, com 110.693 em 2020/2021 e 114.283 em 2022/2023, destacando-se a predominância recente das licenças regionais (63,8%), o que sugere maior fidelização territorial. Em termos de exploração cinegética, os relatórios apontam que a caça menor continuou dominante, especialmente para aves migratórias como tordos (*Turdus* spp.), pombos (*Columba* spp.) e rola-comum (*Streptopelia turtur*). Contudo, verificou-se redução na densidade de abate de espécies-chave, como a perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*), que passou de aproximadamente 4,04 para 2,55 peças por 100 ha, e o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*), de cerca de 3,53 para 2,21 peças por 100 ha. A lebre (*Lepus granatensis*) manteve-se relativamente estável, enquanto o faisão (*Phasianus colchicus*) continuou

como espécie expressiva na caça, apesar de ser uma espécie não autóctone. No que se refere à caça maior, o javali (*Sus scrofa*) permaneceu como a principal espécie-alvo de controle, embora com menor densidade de abates em 2022/2023, e o veado (*Cervus elaphus*) manteve uma exploração localizada e de baixa intensidade, reforçando a importância do monitoramento contínuo para assegurar a gestão sustentável das populações cinegéticas.

Um dos pontos amostrados está relacionado à área de produção de vinha, no setor vitivinícola atualmente são aplicadas diversas medidas ecológicas com o objetivo de minimizar danos e ameaças ambientais, atendendo tanto às exigências de sustentabilidade quanto às relacionadas à qualidade do produto final. Esse modelo produtivo é denominado vitivinicultura biológica (Neves, 2012). Observa-se que o processo de transição para a sustentabilidade na viticultura encontra-se em curso, sendo que os sistemas de produção biológica, assim como os sistemas de produção integrada em vinha, promovem maior biodiversidade e maior contribuição para os serviços ecossistêmicos (Polita e Madureira, 2021; Aguiar, Pires e Lopes, 2024).

Entretanto, segundo a Organização Internacional da Vinha e do Vinho (OIV, 2025), a paisagem vitivinícola europeia apresentou uma diminuição geral no número de vinícolas, incluindo Portugal, que registrou uma queda de 5,1%. Em contrapartida, o Brasil apresentou crescimento pelo quarto ano consecutivo, com aumento de 1,6% em 2023. Esses sistemas produtivos fornecem, além dos serviços ecossistêmicos de provisão, suporte e regulação, serviços ecossistêmicos culturais que frequentemente são subestimados, o que reforça seu caráter multifuncional (Ferrari *et al.*, 2022; Vásquez-Rojas *et al.*, 2024). No presente estudo, a área de vinha foi a que mais se destacou em número de espécies de aves detectadas e também apresentou elevada riqueza de mamíferos registrados, incluindo espécies como o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) e a lontra (*Lutra lutra*), ambas consideradas ameaçadas, o que evidencia o papel relevante dessas áreas na conservação da biodiversidade.

Estudos recentes em nogueirais destinados à produção de nozes indicam que diferentes práticas ecológicas de manejo influenciam positivamente os serviços ecossistêmicos, sobretudo aqueles relacionados às funções biológicas do solo. A manutenção de cobertura vegetal nas entrelinhas, por exemplo, altera significativamente a comunidade microbiana do solo, elevando o potencial funcional dos ciclos de nitrogênio e carbono, o que fortalece os serviços de suporte e regulação nos sistemas produtivos (Wang *et al.*, 2023). Ademais, análises de cronossequências de nogueirais demonstraram

que plantações mais antigas apresentam maior estoque de carbono orgânico no solo e melhores atributos microbiológicos, reforçando o papel dessas áreas no sequestro de carbono e na estabilidade das funções ecológicas (Luan *et al.*, 2022). Resultados semelhantes já haviam sido observados por Smith *et al.* (1996), que evidenciaram aumento significativo na abundância e diversidade de artrópodes benéficos, como aranhas e insetos predadores, os quais atuam no controle biológico de pragas. Esses organismos, por sua vez, contribuem para a cadeia alimentar, conforme observado nos resultados do presente estudo, no qual as aves insetívoras constituíram a guilda mais representativa nas áreas analisadas. Esse padrão reforça o princípio agroecológico de que a diversificação do habitat dentro dos agroecossistemas constitui a base da autorregulação e da manutenção da biodiversidade funcional (Altieri e Nicholls, 2004).

Além do serviço de regulação de pragas, as coberturas vegetais contribuem de forma significativa para os serviços de suporte, promovendo melhorias na estrutura do solo, aumento do teor de matéria orgânica e maior infiltração de água. Esses benefícios ecológicos de longo prazo frequentemente superam eventuais competições por recursos com as culturas principais (Merwin e Stiles, 1994). A incorporação desses conhecimentos em materiais técnicos de extensão, como a cartilha apresentada em anexo e utilizada como base metodológica no segundo capítulo desta tese, reforça a importância de priorizar a conservação dos inimigos naturais como alicerce do manejo integrado, sustentando serviços ecossistêmicos essenciais para uma produção agrícola resiliente.

Dessa forma, os sistemas agroflorestais, em suas diversas tipologias, quando desenvolvidos sob modelos produtivos que integram medidas ecológicas em seu manejo, configuram-se como importantes mantenedores de serviços ecossistêmicos, atuando como complemento fundamental aos habitats naturais na conservação e manutenção da biodiversidade.

O presente estudo demonstrou que os sistemas agroflorestais do Alentejo Central sustentam comunidades de aves diversas, funcionalmente complexas e ecologicamente equilibradas, corroborando o papel estratégico desses sistemas na conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas. A diversidade observada, aliada à ausência de dominância, evidencia que o mosaico agro-silvo-pastoril favorece a coexistência de espécies florestais, agrícolas e generalistas, promovendo complementariedade funcional e resiliência ecológica. Ademais, a predominância de espécies comuns e funcionalmente relevantes indica que estratégias eficazes de conservação devem ir além do foco exclusivo em espécies ameaçadas, incorporando também aquelas que sustentam processos

ecológicos-chave e serviços ecossistêmicos fundamentais à produção agrícola e à adaptação às mudanças climáticas.

No que se refere aos mamíferos, os Sistemas Agroflorestais, particularmente os montados, configuram-se como paisagens-chave para a conservação desse grupo no contexto mediterrânico, atuando como áreas de uso, refúgio e conectividade em matrizes agrícolas. A diversidade registrada, associada à presença de espécies prestadoras de múltiplos serviços ecossistêmicos, reforça a relevância desses sistemas para a sustentabilidade ecológica e produtiva da região. Nesse sentido, o reconhecimento e a valorização do montado como uma paisagem multifuncional, integrada à produção agrícola e à conservação da natureza, são fundamentais para mitigar a perda silenciosa de funções ecossistêmicas desempenhadas pelos mamíferos e para orientar estratégias de gestão territorial mais resilientes.

Embora os resultados reflitam um recorte temporal específico, limitado aos períodos de outono e início da primavera, eles fornecem evidências consistentes de que práticas de manejo adequadas, como o controle da carga animal, a manutenção da cobertura arbórea e a preservação de recursos hídricos podem potencializar o papel dos sistemas agroflorestais na conservação da biodiversidade. À luz das metas da Estratégia de Biodiversidade da União Europeia para 2030 e do Regulamento de Restauro da Natureza, os sistemas agroflorestais analisados configuram-se como soluções baseadas na natureza, atuando como paisagens multifuncionais capazes de conciliar produção, conservação e provisão de serviços ecossistêmicos. Dessa forma, políticas públicas que valorizem e incentivem o manejo sustentável desses sistemas mostram-se essenciais para assegurar a preservação da biodiversidade, a funcionalidade ecológica da paisagem e a sustentabilidade dos territórios rurais a longo prazo.

6. Referências

ALMEIDA, Júlia; GODINHO, Carlos; LEITÃO, Domingos; LOPES, Ricardo Jorge. Lista Vermelha das Aves de Portugal Continental. Lisboa: SPEA; ICNF; LABOR/UÉ; CIBIO/BIOPOLIS, 2022.

ALMEIDA, Luís Mexia de; SANTOS, Pedro; PETRUCCI-FONSECA, Francisco. Habitat selection by wild boar. **Galemys**, v. 16, n. 1, p. 167–184, 2004.

ALONSO, Hany; ANDRADE, Joana; TEODÓSIO, Joaquim; LOPES, Alexandra (coord.). **O estado das aves em Portugal**, 2022. 2. ed. Lisboa: Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, 2022.

BALME, Guy. A.; HUNTER, Luke. T. B.; SLOTOW, Rob. Evaluating methods for counting cryptic carnivores. **The Journal of Wildlife Management**, v. 73, p. 433–441, 2009.

BARROS, Tânia; FONSECA, Carlos. Expansão do sacarrabos *Herpestes ichneumon* em Portugal. **Galemys**, v. 23, n. 1, p. 9–15, 2011.

BECA, Gabrielle et al. Ecosystem functions and conservation status of bioturbating mammals. **Mammal Review**, v. 52, n. 2, p. 192–207, 2022.

BENCATEL, Júnior et al. **Atlas de Mamíferos de Portugal**. 1. ed. Évora: Universidade de Évora, 2017.

BirdLife International. 2021. **European Red List of Birds. Compiled by BirdLife International**. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

BOMBICO, Sónia; FAÍSCA, Carlos Manuel. Desafios de uma paisagem cultural mediterrânica: o montado. **Agrárias: pesquisa e inovação nas ciências que alimentam o mundo**, v. 8, p. 1–28, 2022.

BUENO, A. S. et al. Landscape heterogeneity and forest cover shape bird communities in tropical agricultural landscapes. **Global Ecology and Conservation**, v. 28, e01648, 2021.

BURGOS, A. et al. Land-use systems and ecosystem functioning: implications for biodiversity conservation. **Functional Ecology**, v. 38, n. 2, p. 345–358, 2024.

CAMARGO, Nícolas Ferreira et al. Potencial serviço ecossistêmico prestado pelo marsupial *Gracilinanus agilis*. Planaltina, DF: **Embrapa Cerrados**, 2017.

CAMARINHA, Cláudia Robert Magro Ramos. **Padrões de atividade do javali (*Sus scrofa*) em diferentes contextos paisagísticos mediterrânicos**. 2020. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Lisboa, Lisboa, 2020.

CAPELO, Jorge, Vila-Viciosa, Carlos Martins. (2021). **Vegetação do Alentejo**. A vegetação de Portugal, 1, 122-130.

CAPELO, Jorge; AGUIAR, Carlos. Conceitos de fitossociologia. **Vegetação de Portugal**, v. 4, p. 9–13, 2021.

CARPIO, Antonio J. et al. Land use and biodiversity patterns of the herpetofauna: the role of olive groves. **Acta Oecologica**, v. 70, p. 103–111, 2016.

CASTRO, Biancca Scarpeline de et al. Caracterização das iniciativas municipais de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil. **Revista Iberoamericana de Economía Ecológica**, 2023.

CATARINO, Luis.; et al., Can birds play a role as High Nature Value indicators of montado systems Agroforestry Systems, v. 90, p. 87–104, 2016. DOI: 10.1007/s10457-014-9761-y.

CIVANTOS, Emilio et al. Potential impacts of climate change on ecosystem services in Europe: pest control by vertebrates. **BioScience**, v. 62, n. 7, p. 658–666, 2012.

COSTA FREITAS, Maria De Belém et al., The montado/dehesa cow-calf production systems in Portugal and Spain. **Land**, v. 9, n. 5, p. 148, 2020.

DE SÁ TEIXEIRA, Isa. Sofia. **Alterações na dispersão de sementes por carnívoros causadas por alterações no habitat**. 2014. Dissertação (Mestrado) em Ecologia e Gestão Ambiental – Universidade de Lisboa, Lisboa, 2014.

DETTORI, Ettore Emanuele et al. Eurasian otter diet mirrors native fish decline. **European Journal of Wildlife Research**, v. 68, n. 3, p. 38, 2022b.

DETTORI, Ettore Emanuele et al. Eurasian otter *Lutra lutra* distribution and habitat use. **Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems**, n. 423, p. 26, 2022a.

DIREÇÃO-GERAL DO TERRITÓRIO (DGT). **Especificações técnicas da Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) de Portugal Continental para 2018**. Relatório técnico. Lisboa: Direção-Geral do Território, 2019. Disponível em: https://www.dgterritorio.gov.pt/sites/default/files/documentos-publicos/2019-12-26-11-47-32-0__ET-COS-2018_v1.pdf

DRAKE, Lorna E. et al. Space–time variation in diet of recovering European otters revealed by DNA metabarcoding. **Ecology and Evolution**, v. 13, n. 5, e10038, 2023.

FERRARI, Giuliana Caldeira Pires, et al., Not all birds of the same feather. **Austral Ecology**, v. 50, e70110, 2025. DOI: 10.1111/aec.70110.

FONSECA, Ana ; Pinto-Correia, Teresa. (2009). **Historical perspective of montados: The Évora case study**.

FRADINHO, Maria de Sousa Ferreira Martelo Fradinho. **Importância de espécies-presa cinegéticas na ocupação de carnívoros**. 2024. Dissertação (Mestrado) em Biologia da Conservação – Universidade de Évora, Évora, 2024.

FRONGIA, A. et al. Avaliando o efeito do pastoreio rotativo em sistemas silvopastoris ibéricos. **Italian Journal of Agronomy**, v. 18, n. 3, p. 2185, 2023.

GARCÍA, D. et al. Biodiversity enhances ecosystem functioning in Mediterranean agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 358, e108748, 2024.

GARCÍA, Daniel.; MARTÍNEZ, Daniel. Species richness matters for ecosystem services. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 279, n. 1740, p. 3106–3113, 2012.

GARCÍA, Daniel.; MORÁN-LÓPEZ, Teresa.; MIÑARRO, Marcos. **Biodiversidad y funciones ecosistémicas**. In: MEDEL, R.; TRAVESET, A.; NAVARRO, L. (org.). Más allá de la pérdida de especies. Santiago do Chile: Ediciones Fremen, 2024. p. 129–145.

GASTON, Kevin. J. et al. Population abundance and ecosystem service provision. **BioScience**, v. 68, n. 4, p. 264–272, 2018.

GERALDES, Helena. **Portugal tem 540 espécies ameaçadas na Lista Vermelha da UICN**. Wilder.pt, 28 jun. 2024. Disponível em: <https://wilder.pt/historias/portugal-tem-540-especies-ameacadas-na-lista-vermelha-da-uicn>

GONÇALVES, Paula et al. Effects of management options on mammal richness. **Agroforestry Systems**, v. 85, n. 3, p. 383–395, 2012.

GONZALEZ-VARO, Juan. P. et al. Frugivore-mediated seed dispersal in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 120, n. 44, e2302440120, 2023.

HOUGNER, Cajsja; COLDING, Johan; SÖDERQVIST, Tore. Economic valuation of seed dispersal services. **Ecological Economics**, v. 59, n. 3, p. 364–374, 2006.

INGER, R., Gregory, R., Duffy, J. P., Stott, I., Voříšek, P., & Gaston, K. J. (2015). Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology letters*, 18(1), 28-36.

INMG – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA E GEOFÍSICA. O clima de Portugal. Lisboa, 1991.

INSTITUTO PORTUGUÊS DO MAR E DA ATMOSFERA – IPMA. **Clima de Portugal Continental: temperatura e precipitação médias**. 2025. Disponível em: <https://www.ipma.pt/pt/educativa/tempo.clima/index.jsp>

JIMÉNEZ-ALBARRAL, José Javier et al. Insectivore diet and bird contribution to ecosystem services. **Ornithological Applications**, v. 127, duaf006, 2025. DOI: 10.1093/ornithapp/duaf006.

KREMEN, Claire. Managing ecosystem services. **Ecology Letters**, v. 8, p. 468–479, 2005.

LACHER, Thomas. E. et al. Functional roles of mammals in ecosystems. **Journal of Mammalogy**, v. 100, p. 942–964, 2019.

LOPES, Paula C.; PALMEIRIM, Jorge M.; LEAL, Ana I. Shrubby patches increase bird richness. **Agroforestry Systems**, v. 97, n. 8, p. 1511–1523, 2023.

LOUREIRO, Filipa et al. Mamíferos não voadores da Serra de Montejunto. **Galemys**, v. 19, p. 139–157, 2007.

LOUREIRO, Jéssica Sofia Pereira. **A observação de aves como serviço dos ecossistemas**. 2022. Dissertação (Mestrado) – Universidade NOVA de Lisboa, Lisboa, 2022.

LUZ MATHIAS, Maria da et al. (org.). **Livro Vermelho dos Mamíferos de Portugal Continental**. Lisboa: FCIências.ID; ICNF, 2023.

MARQUES, J. et al. Agricultura de Precisão aplicada ao Montado. In: **VII Seminário Ibérico de Investigação em Juventude**. 2024.

MATOS, Hugo. M, et al., Riparian habitat and carnivore abundance. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 2, p. 373–386, 2009.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MUYS, Bart et al. Forest biodiversity in Europe. Joensuu: **European Forest Institute**, 2022.

PEEL, Murray. C. et Al., Updated Köppen–Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 11, p. 1633–1644, 2007.

PÉREZ-GRANADOS, C. (2023). BirdNET: applications, performance, pitfalls and future opportunities. *Ibis*, 165(3), 1068-1075.

PÉREZ-GRANADOS, C., Funosas, D., Morant, J., Marín Gómez, O. H., Mendoza, I., Mohedano-Munoz, M. A., ... & Sebastián-González, E. (2025). Optimization of passive acoustic bird surveys: a global assessment of BirdNET settings. *Ibis*.

PINTO-CORREIA, Teresa, et al., Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. **Agroforestry Systems**, v. 82, n. 2, p. 99-104, 2011. DOI: 10.1007/s10457-011-9388-1.

PINTO-CORREIA, Teresa. et al. High nature value montados. **Rangeland Ecology & Management**, v. 71, n. 5, p. 612–625, 2018.

PINTO-CORREIA, Teresa; RIBEIRO, Nuno; POTES, José Mira (coord.). **Livro Verde dos Montados: MONTADO/DEHESA: um sistema agro-silvo-pastoril único na Europa**. Évora: ICAAM – Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10174/10116>

PLENINGER, Tobias, et al. Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social-ecological values, conservation management, and policy implications. **Biological Conservation**, v. 190, p. 70-79, 2015. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.05.014.

PORTUGAL. Direção-Geral do Território. **Carta de uso e ocupação do solo (COS)**. Lisboa, [s.d.]. Disponível em: <https://www.dgterritorio.gov.pt>. Acesso em: 3 jan. 2026.

RAMOS, Claudia Azevedo; CARVALHO JÚNIOR, Oswaldo; NASI, Robert. **Animais como indicadores: uma ferramenta para acessar a integridade biológica após a**

exploração madeireira em florestas tropicais. Belém: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, 2005.

REID, Neil et al. Eurasian otter as a bioindicator. **Ecological Indicators**, v. 26, p. 5–13, 2013.

ROMANOWSKI, Jerzy; BRZEZIŃSKI, Marcin; ŻMIHORSKI, Michał. Habitat correlates of the Eurasian otter. **Acta Theriologica**, v. 58, n. 2, p. 149–155, 2013.

ROSALINO, Luís M.; DO ROSÁRIO, João; SANTOS-REIS, Margarida. Habitat patches and mammalian diversity. **Acta Oecologica**, v. 35, n. 4, p. 507–512, 2009.

SANTOS-REIS, Margarida et al. Stone martens, genets and cork oak woodlands. In: Martens and Fishers in Human-Altered Environments. Boston: **Springer**, 2005. p. 147–172.

SIMÕES, Luciana Gaspar. **Diversidade e abundância de mamíferos em sistema agro-silvo-pastoril.** 2009. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Lisboa, Lisboa, 2009.

SIMÕES, Sandra Cristina Sousa. **Ecology and feeding behaviour of the common otter.** 2017. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Coimbra, Coimbra, 2017.

SIMONSON, William D. et al. Modelling biodiversity trends in the montado. **Landscape Ecology**, v. 33, p. 811–827, 2018.

THOMASZ, Esteban Otto; KASANZEW, Andrés; GARCÍA GARCÍA, Agustín. Economic valuation of ecosystem services. **Discover Sustainability**, v. 6, n. 95, p. 1–27, 2025. DOI: 10.1007/s43621-025-00822-9.

THOMASZ, L.; et al. Valuing ecosystem services in agricultural production. **Ecosystem Services**, v. 68, 101636, 2024.

TORRES, R. et al. Avaliação dos estragos causados pelo javali. *Silva Lusitana*, v. 20, n. 1–2, p. 105–122, 2012.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB.** [S.l.]: UNEP, 2010.

VALE, Mariana M. et al. Ecosystem services delivered by Brazilian mammals. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 21, n. 4, p. 302–310, 2023.

DISCUSSÃO GERAL

Ao longo desta tese, buscou-se analisar e evidenciar os que os Sistemas Agroflorestais (SAFs) de diferentes modelos, desempenham um papel estratégico na provisão de serviços ecossistêmicos e na conservação da biodiversidade em paisagens agrícolas intensivamente antropizadas. Para isso foram utilizados diversos indicadores influenciam na manutenção dos SEs prestados nesses modelos produtivos.

Para alcançar esse objetivo, a pesquisa foi estruturada em quatro pilares fundamentais a saber:

Capítulo 1: Análises do uso e ocupação do solo no entorno de sistemas agroflorestais no estado de São Paulo;

Capítulo 2: Indicadores ecológicos em sistemas agroflorestais: contribuições para o monitoramento e planejamento de SAFs;

Capítulo 3: Vozes da agrofloresta: estrutura da comunidade de aves em sistemas agroflorestais do estado de São Paulo;

Capítulo 4: Biodiversidade em matrizes agroflorestais do Alentejo, Portugal: composição das comunidades de aves e mamíferos.

Este tópico de considerações e discussão geral tem, portanto, a finalidade de costurar os fios condutores dessa trajetória, articulando as evidências mais relevantes de cada etapa para oferecer uma resposta integrada ao problema de pesquisa, bem como refletir sobre suas implicações ecológicas, produtivas e de planejamento territorial.

A análise do uso e ocupação do solo no entorno dos SAFs brasileiros evidenciou que esses sistemas estão inseridos em uma matriz predominantemente composta por agricultura convencional, o que era esperado, considerando que a região é fortemente dominada pela cultura da cana-de-açúcar. No entanto, uma análise em escala mais refinada permitiu compreender de que maneira os componentes adjacentes aos SAFs contribuem para o aporte de biodiversidade nos sistemas estudados, além de revelar a formação de mosaicos de diversificação do uso do solo na paisagem. Os SAFs analisados configuram-se como elementos estruturantes da paisagem, incorporando ambientes enriquecidos com espécies vegetais nativas de relevância para a conservação da biodiversidade. Ainda que apresentem composições florísticas e atividades produtivas distintas, esses sistemas exercem funções ecológicas importantes associadas à manutenção de serviços ecossistêmicos, seja por meio da cobertura de copa e de solo, seja pela presença de espécies arbóreas nativas que fornecem alimento e abrigo à comunidade de aves registrada.

A caracterização do entorno dos SAFs indicou que, mesmo o SAF Bela Vista apresentando menor riqueza de espécies de flora e de aves e não atendendo aos valores de referência para cobertura de solo, a proximidade com um fragmento florestal pode atuar como um fator potencializador da biodiversidade a médio e longo prazo. Trata-se de um sistema jovem, com apenas três anos de implantação, que, ainda assim, apresentou bons índices de cobertura de copa e a presença de guildas tróficas relevantes, sugerindo a formação inicial de uma rede ecológica mais complexa. Esse potencial tende a ser ampliado à medida que o manejo seja orientado por práticas conservacionistas, como o enriquecimento com múltiplos estratos vegetais e espécies atrativas à fauna.

Para os SAFs Horta e Café (SAF SJB), os resultados convergem para a importância da presença de bancos de biodiversidade adjacentes. Ambos os sistemas apresentaram valores de referência satisfatórios para cobertura de copa, com destaque para o SAF Café, que também atendeu aos valores de referência para cobertura de solo e número de espécies nativas. Esses SAFs possuem uma estrutura vertical diversificada, com múltiplos estratos, o que favorece a formação de micro-habitats e resultou em uma rede de guildas tróficas mais complexa entre as áreas estudadas para a avifauna. Ressalta-se que esses sistemas estão localizados junto a uma mata ciliar, sem barreiras físicas entre o SAF e a vegetação nativa, promovendo elevada conectividade funcional entre os ambientes. Ademais, são os SAFs com maior tempo de estabelecimento, com 19 anos para o SAF Café e 10 anos para o SAF Horta, fator que contribui para a consolidação de suas funções ecológicas.

O SAF Sepé apresentou-se como um sistema intermediário, tanto em função do seu tempo de implantação (sete anos) quanto dos valores obtidos para os indicadores avaliados. Esse SAF atendeu ao valor de referência para cobertura de copa e apresentou uma rede de guildas tróficas diversificada, com a presença de diferentes categorias funcionais. Contudo, não atingiu os parâmetros de cobertura de solo e número de espécies nativas, além de ser o sistema mais distante de fragmentos florestais. Ainda assim, o entorno do SAF Sepé mostrou-se mais heterogêneo, uma vez que está inserido em um assentamento rural, onde a cana-de-açúcar compartilha o espaço com mosaicos de diferentes cultivos agrícolas pertencentes a diversos produtores, o que pode contribuir para a manutenção de parte da biodiversidade local, considerando que paisagens mais simplificadas como monoculturas abriguem menos biodiversidade.

A partir dos resultados obtidos nos capítulos analisados, foi elaborada uma lista de indicadores (Quadro 9), fundamentada nos critérios avaliados ao longo dos três

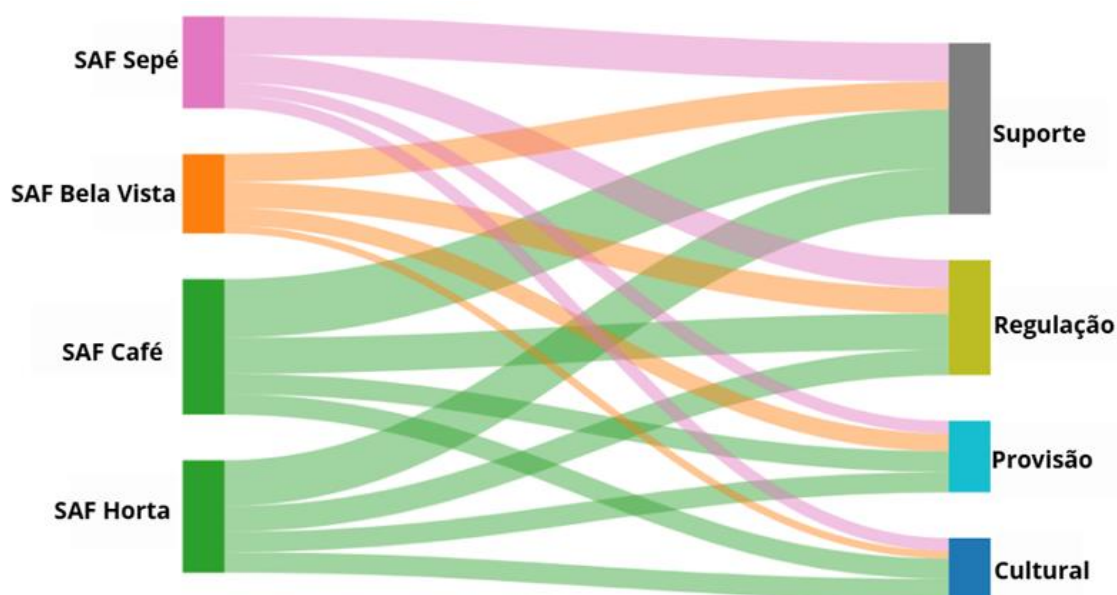
primeiros capítulos. Esses indicadores receberam uma pontuação variando de 1 a 4 pontos, de acordo com o desempenho de cada SAF, permitindo a hierarquização e a classificação dos sistemas como uma forma de mensurar, de maneira integrada, os serviços ecossistêmicos prestados pelos SAFs estudados (Figura 45).

Quadro 9- Indicadores considerados e Serviços Ecossistêmicos associados para a hierarquização dos SAFs amostrados.

Indicadores selecionados	SE Associados
Cobertura de Solo	Suporte/Regulação
Proximidade de fragmento Florestal	Suporte/Regulação
Diversificação do uso do solo	Suporte/Regulação
Cobertura de Copa	Regulação
Nº de árvores nativas	Suporte
Espécies polinizadora	Suporte
Espécies dispersoras	Suporte
Controle de pragas	Suporte
Nº de espécies de fauna	Suporte
Educação ambiental	Cultural
Treinamento técnico	Cultural
Produção de Madeira	Provisão
Produção de Alimento	Provisão
Subsistência	Provisão

Fonte: Elaborado pelo autor (2025).

Figura 45- Fluxo de prestação de Serviços Ecosistêmicos Prestados por cada SAF, em função dos indicadores avaliados.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Diante da articulação dessas evidências, conclui-se que o SAF Café foi o sistema que apresentou maior potencial de prestação de serviços ecosistêmicos (SE). Como era esperado, o SAF Bela Vista, por apresentar menor tempo de implantação e menor diversificação estrutural, foi o que indicou a menor prestação de SE. Em relação às tipologias avaliadas, os serviços ecosistêmicos de Suporte, seguidos pelos de Regulação, foram as categorias que mais se destacaram. O presente estudo contribui, assim, para reforçar o entendimento de que os Sistemas Agroflorestais não se limitam a uma atividade agrícola mais sustentável, mas configuram-se como paisagens multifuncionais mantenedoras de serviços ecosistêmicos.

Para além dos resultados positivos, ressalta-se a importância de estudos que considerem a caracterização do entorno dos SAFs na avaliação dos serviços ecosistêmicos, bem como a aplicação crítica dos indicadores propostos pela cartilha de monitoramento. Tal protocolo é originalmente voltado para áreas de restauração ecológica e não foi concebido especificamente para Sistemas Agroflorestais, mas adaptado para o monitoramento desses sistemas, os quais apresentam elevada diversidade estrutural em função dos distintos modelos produtivos. Os indicadores de cobertura de copa e de solo mostraram-se relativamente simples de aplicar, contudo, a análise da

diversidade florística demanda apoio técnico especializado, configurando-se como uma ferramenta essencial, porém ainda deficiente, no monitoramento de longo prazo de projetos de SAFs. Ademais, observa-se uma carência de estudos sobre fauna em diferentes modelos de SAFs nas regiões Noroeste e Central Paulista, onde predominam pesquisas voltadas à fauna do solo. Nesse contexto, o presente estudo reforça a relevância de investigações com vertebrados e das interações ecológicas estabelecidas entre a fauna e a paisagem agroflorestal.

A partir desses resultados, e em diálogo com as políticas públicas de desenvolvimento rural sustentável, é possível analisar o papel estratégico dos Sistemas Agroflorestais como instrumentos integradores da produção agrícola, da conservação da biodiversidade e da mitigação das mudanças climáticas. No estado de São Paulo, o Projeto Microbacias II – Projeto de Desenvolvimento Rural Sustentável (PDRS), executado entre 2011 e 2018, incorporou apoio técnico e financeiro à adoção de SAFs por agricultores familiares (São Paulo, 2011; Banco Mundial, 2018). Após sua conclusão, essas ações foram sucedidas pelo programa Agro Paulista Mais Verde, também referido como Microbacias III, desenvolvido em parceria com o Banco Mundial e voltado à ampliação de práticas produtivas sustentáveis e de baixo carbono no meio rural paulista (São Paulo, 2020; Agência SP, 2025).

Em escala nacional, instrumentos de política ambiental, como a Política Nacional da Biodiversidade, a Política Nacional de Pagamentos por serviços Ambientais, assim como diretrizes voltadas à recuperação de áreas degradadas, reconhece explicitamente os sistemas agroflorestais como alternativas prioritárias para a restauração ecológica e o manejo integrado da paisagem, reforçando a harmonização entre conservação ambiental e produção agrícola (Brasil, 2018).

Do ponto de vista regulatório, a literatura aponta a necessidade de maior articulação entre a legislação ambiental e as práticas agroflorestais, uma vez que o manejo multiestratificado e biodiverso característico dos Sistemas Agroflorestais (SAFs), frequentemente não se enquadra em normativas concebidas para sistemas produtivos simplificados, homogêneos ou baseados em monocultivos. Essa inadequação normativa resulta, em muitos casos, em insegurança jurídica, dificuldades nos processos de licenciamento ambiental e restrições ao acesso a políticas públicas, sobretudo no contexto da agricultura familiar (Padovan, 2024). Em termos estruturais, a legislação brasileira foi historicamente construída a partir de uma separação rígida entre áreas de produção (como lavouras e pastagens) e áreas destinadas à conservação (como florestas nativas e reservas

legais). Nesse sentido, os SAFs rompem com essa lógica dicotômica ao integrar, no mesmo espaço, funções produtivas e conservacionistas.

Cabe destacar que, atualmente, encontra-se em tramitação o Projeto de Lei nº 6.011/2025, apresentado em Brasília em 27 de novembro de 2025, com o objetivo de instituir a Política Nacional de Estímulo à Implantação de Sistemas Agroflorestais (PNA-SAF). Caso aprovado, esse instrumento legislativo poderá preencher lacunas regulatórias relevantes, especialmente no que se refere à promoção, ao reconhecimento jurídico e à segurança institucional dos SAFs no Brasil (Câmara dos Deputados, 2025).

Em uma perspectiva comparativa, Venn *et al.* (2024) demonstram que diferentes países enfrentam desafios semelhantes na incorporação dos SAFs em seus arcabouços legais, ainda que apresentem distintos níveis de avanço institucional. No caso brasileiro, os autores destacam a fragmentação das políticas públicas e a predominância de instrumentos normativos orientados a modelos agrícolas convencionais, fatores que limitam a expansão dos SAFs como estratégia transversal de desenvolvimento rural sustentável.

Particularmente em Portugal, a incorporação de práticas agroflorestais tem sido fortemente influenciada pela Política Agrícola Comum (PAC) no período 2023–2027, que contempla medidas agroambientais e climáticas voltadas à promoção da agrofloresta, do manejo conservacionista do solo e da biodiversidade agrícola, com especial atenção às explorações familiares e aos territórios rurais mais vulneráveis (*European Commission*, 2023). Destaca-se, ainda, a estratégia “Do Prado ao Prato”, que adota medidas destinadas a acelerar a transição para um sistema alimentar sustentável, contribuindo para a mitigação das alterações climáticas e para a reversão da perda de biodiversidade. Entre seus objetivos ambientais e sociais incluem-se o incentivo a práticas agrícolas sustentáveis e a redução do uso de insumos químicos, como pesticidas e fertilizantes, criando um contexto favorável à adoção de sistemas agroflorestais (União Europeia, 2020).

Essa estratégia atua de forma integrada com a Estratégia da União Europeia para a Biodiversidade 2030 e com o Regulamento (UE) 2024/1991, os quais incorporam a conservação da natureza aos sistemas produtivos, incentivando práticas agrícolas sustentáveis como a agrofloresta. Reconhecida como uma solução baseada na natureza, a agrofloresta contribui para o aumento da diversidade estrutural da paisagem, a melhoria da saúde do solo e o fortalecimento dos serviços ecossistêmicos. Ademais, favorece a criação de habitats, corredores ecológicos e fontes de alimento e abrigo para a fauna

silvestre, incluindo polinizadores e espécies auxiliares, reduzindo a fragmentação dos ecossistemas. O arcabouço normativo europeu prevê ainda, incentivos financeiros voluntários para agricultores e gestores de terras que adotem esses modelos produtivos, ao mesmo tempo em que orienta os Estados-Membros a incorporarem tais medidas em seus planos nacionais de restauro, alinhando conservação da natureza, práticas agrícolas sustentáveis e captura de carbono (União Europeia, 2020; União Europeia, 2024). Esses elementos demonstram que o quadro político europeu tem avançado no apoio à adoção de práticas de produção sustentável, visando enfrentar de forma integrada os desafios ambientais atuais e futuros.

Dessa forma, os Sistemas Agroflorestais (SAFs) configuram-se como sistemas produtivos multifuncionais, alinhados aos princípios da agroecologia e da sustentabilidade territorial (Altieri e Nicholls, 2020). Além disso, a conectividade proporcionada pelos SAFs, especialmente quando associados à proximidade de fragmentos florestais, pode atuar como corredores ecológicos ou áreas trampolins, facilitando o deslocamento de espécies e o fluxo gênico em paisagens altamente fragmentadas, como áreas de Mata Atlântica e Cerrado no Brasil, bem como regiões agrícolas em transição em Portugal (Diniz, 2020; *European Agroforestry Federation*, 2021; Pereira, 2022; Leite e Nogueira, 2026).

Apesar dos avanços observados nas últimas décadas, persistem desafios estruturais associados à fragmentação institucional, à limitada oferta de assistência técnica especializada e às desigualdades no acesso às políticas públicas, tanto no contexto brasileiro quanto no da União Europeia. Tais limitações reduzem a efetividade das iniciativas destinadas a promover a integração entre conservação da biodiversidade e produtividade agrícola, evidenciando a insuficiência de abordagens setoriais, pouco coordenadas e desarticuladas. Nesse cenário, a literatura enfatiza a necessidade de políticas públicas mais integradas, adaptativas e sensíveis às especificidades territoriais, capazes de reconhecer a complexidade socioecológica dos sistemas agroflorestais e de harmonizar objetivos ambientais, produtivos e sociais (Venn *et al.*, 2024).

O reconhecimento dos SAFs como componentes estratégicos no enfrentamento das mudanças climáticas, na conservação da biodiversidade e no fortalecimento da agricultura familiar requer seu reposicionamento nas políticas agrícolas e ambientais. Essa articulação é fundamental para a transição rumo a modelos agroalimentares mais resilientes, inclusivos e sustentáveis, uma vez que o avanço dos SAFs está

intrinsecamente vinculado à capacidade dos Estados de promover formas de governança integradas, intersetoriais e de longo prazo.

No que se refere à conservação da biodiversidade, Bogoni, Peres e Ferraz (2020) apresentam evidências preocupantes sobre como extinções locais e pequenas alterações funcionais, impulsionadas pela defaunação de vertebrados, tornam-se altamente significativas quando agregadas em escala ecossistêmica. Muitos serviços ecossistêmicos encontram-se ameaçados pela perda massiva de biodiversidade, uma vez que os impactos locais se propagam em escalas regionais e continentais. Os autores ressaltam que, a perda de espécies de grande porte e de consumidores em níveis tróficos elevados tem resultado na diminuição de serviços ecossistêmicos essenciais. A médio prazo, esse processo contínuo de defaunação pode desencadear falhas irreversíveis em diversos processos ecossistêmicos mediados por mamíferos, comprometendo diretamente o bem-estar humano.

Nesse sentido, torna-se urgente o desenvolvimento e a implementação efetiva de políticas públicas que assegurem o avanço de modelos de produção sustentável, capazes de conciliar conservação ambiental e crescimento socioeconômico responsável, de modo a garantir a manutenção dos serviços ecossistêmicos atuais e futuros. O presente trabalho insere-se como mais um elemento dentro do conjunto complexo de indicadores que evidenciam o potencial dos Sistemas Agroflorestais como estratégias promissoras para atingir esse objetivo.

Considerações finais

A presente tese teve como objetivo geral identificar os serviços ecossistêmicos promovidos por diferentes modelos de Sistemas Agroflorestais (SAFs) e compreender de que maneira esses sistemas contribuem para a manutenção da biodiversidade em paisagens agrícolas intensamente antropizadas. Buscou-se, ainda, produzir evidências científicas capazes de subsidiar a tomada de decisão e a formulação de políticas públicas voltadas à conciliação entre produção agrícola, conservação ambiental e segurança socioeconômica, especialmente no contexto da agricultura familiar.

De forma integrada, os resultados obtidos ao longo dos quatro capítulos indicam que o objetivo geral da pesquisa foi plenamente alcançado. Os SAFs analisados demonstraram capacidade de ofertar múltiplas categorias de serviços ecossistêmicos, destacando-se os serviços de suporte e de regulação, além de exercerem papel relevante na conservação da biodiversidade. Esses sistemas configuram-se como paisagens

multifuncionais inseridas em matrizes agrícolas dominadas por monoculturas, contribuindo para a diversificação do uso do solo e para a manutenção de processos ecológicos essenciais.

O primeiro objetivo específico, que consistiu na caracterização dos SAFs por meio de ferramentas de geotecnologia, foi atendido a partir da análise do uso e ocupação do solo no entorno dos sistemas, considerando um raio de 2 km. Os resultados evidenciaram que os SAFs estão majoritariamente inseridos em paisagens agrícolas intensivas, especialmente dominadas pela monocultura da cana-de-açúcar. Entretanto, em escala local, a presença de remanescentes florestais, áreas em regeneração e mosaicos de uso do solo mostrou-se um fator relevante para o aporte de biodiversidade e para o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos. Dessa forma, a hipótese associada a esse objetivo, de que a matriz paisagística influencia as categorias de serviços ecossistêmicos prestados pelos SAFs, foi confirmada.

O segundo objetivo específico, voltado à identificação das funções e dos serviços ecossistêmicos dominantes em diferentes modelos de SAFs por meio da análise de indicadores ambientais, também foi plenamente alcançado. A aplicação dos indicadores permitiu diferenciar o desempenho ecológico entre os sistemas avaliados, evidenciando que SAFs com maior complexidade estrutural e maior diversidade florística apresentaram maior potencial de prestação de serviços ecossistêmicos. Observou-se que, embora a idade de implantação influencie determinados indicadores, o desenho estrutural e a composição das espécies vegetais exercem papel determinante na funcionalidade ecológica dos sistemas. Esses resultados corroboram a hipótese de que diferentes modelos e estruturas de SAFs influenciam diretamente os serviços ecossistêmicos fornecidos.

O terceiro conjunto de objetivos específicos, que buscou identificar a fauna de aves e mamíferos associada aos SAFs, bem como os serviços ecossistêmicos relacionados à fauna e as interações entre esses organismos e os sistemas produtivos, foi igualmente atendido. Os resultados demonstraram que SAFs com maior diversidade estrutural sustentam comunidades faunísticas mais ricas e funcionalmente diversas, com destaque para guildas tróficas associadas a funções ecológicas importantes, como o controle de pragas, a dispersão de sementes e o suporte à restauração ecológica. Contudo, verificou-se predominância de espécies generalistas e tolerantes a ambientes antropizados, indicando que, embora os SAFs desempenhem funções semelhantes às áreas de restauração, a ocupação por fauna mais restritiva ocorre de forma limitada. Assim, a hipótese associada a esse objetivo foi parcialmente confirmada.

O quarto objetivo específico, desenvolvido no contexto dos Sistemas Agroflorestais da região do Alentejo, em Portugal, permitiu ampliar a análise para diferentes contextos ecológicos e arranjos produtivos. Os resultados indicaram que SAFs com presença de pastoreio apresentam diferenças significativas na estrutura trófica das comunidades faunísticas, especialmente no que se refere à composição de guildas alimentares e à ocorrência de mamíferos. Esses achados confirmam a hipótese de que o manejo produtivo, particularmente o pastoreio, influencia a organização funcional da fauna silvestre associada aos sistemas agroflorestais.

Em síntese o quadro 10 apresenta de forma clara e direta a correlação acima descrita. Ademais os resultados desta tese evidenciam que os Sistemas Agroflorestais constituem estratégias produtivas capazes de integrar produção e conservação ambiental, desempenhando papel estratégico na manutenção de serviços ecossistêmicos e da biodiversidade em paisagens agrícolas. A coerência entre objetivos, hipóteses, métodos e resultados reforça a robustez científica do estudo e sua relevância para o planejamento territorial e para a formulação de políticas públicas voltadas ao desenvolvimento rural sustentável.

Quadro 10: Síntese dos objetivos, hipóteses e resultados da presente tese.

Objetivo específico (OE)	Hipótese associada	Síntese dos resultados	Avaliação final
OE1 – Caracterizar os SAFs por meio de geotecnologia	A matriz paisagística influencia os serviços ecossistêmicos prestados pelos SAFs	A análise do uso e ocupação do solo mostrou predominância de monoculturas, com influência positiva de fragmentos florestais e mosaicos de uso sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos	Objetivo atendido / Hipótese confirmada
OE2 – Identificar funções e serviços ecossistêmicos por indicadores ambientais	Diferentes modelos e estruturas de SAFs influenciam os serviços ecossistêmicos prestados	SAFs estruturalmente mais complexos apresentaram maior potencial de prestação de serviços, especialmente de suporte e regulação; estrutura mostrou-se mais determinante que a idade	Objetivo atendido / Hipótese confirmada
OE3 – Identificar fauna, serviços à fauna e interações fauna–SAF	SAFs mais diversos estruturalmente são utilizados por fauna mais restritiva	Maior riqueza e diversidade funcional em SAFs mais complexos, porém com predominância de espécies generalistas e funções ecológicas típicas de restauração, espécies restritivas foram raras ou ausentes.	Objetivo atendido / Hipótese parcialmente confirmada
OE4 – Caracterizar comunidades e serviços ecossistêmicos em SAFs do Alentejo (Portugal)	O pastoreio influencia a estrutura trófica da fauna silvestre	Diferenças significativas na composição de guildas tróficas e na ocorrência de mamíferos entre SAFs com e sem pastoreio	Objetivo atendido / Hipótese confirmada

Fonte: Autor, 2026.

REFERÊNCIAS

ABDO, Maria Teresa Vilela Nogueira; VALERI, Sérgio Valiengo; MARTINS, Antônio Lúcio Mello. Sistemas agroflorestais e agricultura familiar: uma parceria interessante. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v. 1, n. 2, p. 50–59, 2008.

ABEBE, Tesfaye; WIERSUM, K. F.; BONGERS, Frank. Spatial and temporal variation in crop diversity in agroforestry homegardens of southern Ethiopia. **Agroforestry Systems**, v. 78, n. 3, p. 309–322, 2020.

CARDOSO, Joel Henrique et al. Ensaio de sistema agroflorestal com espécies nativas para a restauração de áreas de reserva legal. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 4, n. 2, 2009.

CECCHERINI, Guido. et al. Abrupt increase in harvested forest area over Europe after 2015. **Nature**, v. 583, n. 7814, p. 72–77, 2020.

COSTA, Ana Alexandra Vilela Marta Rio. Agricultura sustentável I: conceitos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 33, n. 2, p. 61–74, 2010.

DELGADO, Carlos. **Paisagens multifuncionais e alterações dos usos dos solos no noroeste de Portugal**. Porto: Faculdade de Letras da Universidade do Porto, 2013. (Cadernos de Doutoramento em Geografia). Disponível em: <http://ler.letras.up.pt/uploads/ficheiros/11453.pdf>.

GANDARA, Flávio Bertin; KAGEYAMA, Paulo Y. Biodiversidade e dinâmica em sistemas agroflorestais. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS**, 3., 2001. Anais... p. 25.

GONÇALVES, Lucas Peters Cremasco et al. Dificuldade de efetivação das políticas públicas para o desenvolvimento das agroflorestas em assentamentos do estado de São Paulo. In: **SIMPÓSIO SOBRE REFORMA AGRÁRIA E QUESTÕES RURAIS**, 2018, Araraquara. Anais... Araraquara: UNIARA, 2018.

GUIOMAR, Nuno.; FERNANDES, João. Paulo.; NEVES, Nuno. Modelo de análise espacial para avaliação do caráter multifuncional do espaço. In: **CONGRESSO DE ESTUDOS RURAIS**, 3., 2007, Faro. Atas... Faro: Universidade do Algarve, 2007. p. 1–3.

HÖLTING, Lisanne; FELIPE-LUCIA, Maria R.; CORD, Ana F. Multifunctional landscapes. In: *Encyclopedia of the World's Biomes*. Amsterdam: **Elsevier**, 2020. p. 128–134.

JOSÉ, Shibu. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 1–10, 2009. DOI: 10.1007/s10457-009-9229-7.

KEARNEY, Sean P. et al. Evaluating ecosystem service trade-offs and synergies from slash-and-mulch agroforestry systems in El Salvador. **Ecological Indicators**, v. 105, p. 264–278, 2019.

MACENO, Andreia Brito de et al. **Sistemas agroflorestais com uso de espécies nativas**. São Paulo: SIMA, 2021.

MARZALL, Kátia; ALMEIDA, Jalcione. Parâmetros e indicadores de sustentabilidade na agricultura. **Extensão Rural**, n. 5, p. 25–38, 1998.

MORÁS, Ana Paula de Borba et al. Proposta de sistema agroflorestal em reserva legal de propriedade leiteira no Vale do Taquari/RS. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 1, p. 66–83, 2021. DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2021.001.0007.

MORAES, Luiz Fernando Duarte de; AMÂNCIO, Christiane Oliveira da Graça; RESENDE, Alexander da Silva. Sistemas agroflorestais para o uso sustentável do solo: considerações agroecológicas e socioeconômicas. Seropédica: **Embrapa Agrobiologia**, 2011. 28 p. (Documentos, 281).

PALUDO, Rafael; COSTABEBER, José Antônio. Sistemas agroflorestais como estratégia de desenvolvimento rural em diferentes biomas brasileiros. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 7, n. 2, p. 63–76, 2012.

PATACCA, Marco. et al. Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. **Global Change Biology**, v. 29, n. 5, p. 1359–1376, 2023.

PIMENTEL, Edyrlli Naele Barbosa; FURTADO, Gabriele do Nascimento; TAVA, Manoel. Serviços ambientais e caracterização florística de sistemas agroflorestais na comunidade Expedito Ribeiro, Santa Bárbara-PA, Brasil. Somanlu: **Revista de Estudos Amazônicos**, v. 1, n. 1, p. 104–116, 2021.

PINTO-CORREIA, Teresa.; RIBEIRO, Nuno.; SÁ-SOUSA, Paulo. Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of southern Portugal. **Agroforestry Systems**, v. 82, n. 2, p. 99–104, 2011.

RIBASKI, Jorge; MONTOYA VILCAHUAMAN, Luciano Javier; RODIGHERI, Honorino Roque. Sistemas agroflorestais: aspectos ambientais e socioeconômicos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 212, p. 61–67, set/out. 2001.

RODRIGUES, Elisangela Ronconi et al. O uso do sistema agroflorestal Taungya na restauração de reservas legais: indicadores econômicos. **Floresta**, v. 38, n. 3, 2008.

SANTOS, Mário Jorge Campos dos; PAIVA, Samantha Nazaré de. Os sistemas agroflorestais como alternativa econômica em pequenas propriedades rurais. **Ciência Florestal**, v. 12, p. 135–141, 2002.

SEOANE, Carlos Eduardo et al. Sistema agroflorestal sucessional do Vale do Ribeira: dificuldades e oportunidades para a expansão da adoção. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS**, 12., 2021. Anais... [S.l.]: Sociedade Brasileira de Sistemas Agroflorestais, 2021.

SILESHI, Gudeta et al. Contributions of agroforestry to ecosystem services in the Miombo eco-region of eastern and southern Africa. **African Journal of Environmental Science and Technology**, v. 1, n. 4, p. 68–80, 2007.

VASCONCELLOS, Renan Coelho de; BELTRÃO, Norma Ely Santos. Avaliação da prestação de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais por indicadores ambientais. **Interações (Campo Grande)**, v. 19, p. 209–220, 2018.

VIRGULINO, Amarildo Pinheiro; SIENA, Osmar. Sistemas agroflorestais com cacauero: estudo do Projeto de Assentamento Dirigido Burareiro–Cacaulândia (RO). In: **CONGRESSO DA SOBER**, 46., 2008, Rio Branco. Anais... Rio Branco, 2008. DOI: 10.22004/ag.econ.110042.