



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PERNAMBUCO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ETNOBIOLOGIA E
CONSERVAÇÃO DA NATUREZA PPGETNO**

THIAGO DA SILVA NOVATO

**COLETA TRADICIONAL DE PRODUTOS FLORESTAIS NÃO
MADEIREIROS: POLÍTICAS PÚBLICAS, FATORES SOCIOECONÔMICOS
E DINÂMICA POPULACIONAL**

Juiz de Fora – MG

2024

THIAGO DA SILVA NOVATO

**COLETA TRADICIONAL DE PRODUTOS FLORESTAIS NÃO
MADEIREIROS: POLÍTICAS PÚBLICAS, FATORES SOCIOECONÔMICOS
E DINÂMICA POPULACIONAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito necessário para a obtenção do título de Doutor.

Orientador:

Prof. Dr. Gustavo Taboada Soldati
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Coorientação:

Dra. Juliana Loureiro de Almeida Campos
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Prof. Dr. Ulysses Paulino de Albuquerque
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Juiz de Fora – MG

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Ana Catarina Macêdo – CRB-4 1781

N936c Novato, Thiago da Silva.
Coleta tradicional de produtos florestais não
madeireiros : políticas públicas, fatores
socioeconômicos e dinâmica populacional / Thiago
da Silva Novato. – Recife, 2024.
160 f.; il.

Orientador(a): Gustavo Taboada Soldati.
Co-orientador(a): Juliana Loureiro de Almeida
Campos.
Co-orientador(a): Ulysses Paulino de
Albuquerque.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural
de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em
Etnobiologia e Conservação da Natureza, Recife,
BR-PE, 2025.

Inclui referências, apêndice(s) e anexo(s).

1. Ecologia - Aspectos políticos. 2. Dinâmica
populacional. 3. Ecologia humana. 4. Etnoecologia
I. Soldati, Gustavo Taboada, orient. II. Campos,
Juliana Loureiro de Almeida, coorient. III.
Albuquerque, Ulysses Paulino de, coorient. IV.
Título

CDD 304.2



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PERNAMBUCO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ETNOBIOLOGIA E
CONSERVAÇÃO DA NATUREZA PPGETNO**

THIAGO DA SILVA NOVATO

**COLETA TRADICIONAL DE PRODUTOS FLORESTAIS NÃO
MADEIREIROS: POLÍTICAS PÚBLICAS, FATORES SOCIOECONÔMICOS
E DINÂMICA POPULACIONAL**

Juiz de Fora – MG

2024

THIAGO DA SILVA NOVATO

**COLETA TRADICIONAL DE PRODUTOS FLORESTAIS NÃO
MADEIREIROS: POLÍTICAS PÚBLICAS, FATORES SOCIOECONÔMICOS E
DINÂMICA POPULACIONAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito necessário para a obtenção do título de Doutor.

TESE DEFENDIDA E APROVADA EM: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Gustavo Taboada Soldati (Presidente)

Prof. Dr. Washington Soares Ferreira Júnior (Titular 1)

Prof. Dra. Taline Cristina da Silva (Titular 2)

Prof. Dra. Cristina Baldauf (Titular 3)

Prof. Dr. Emmanuel Duarte Almada (Titular 4)

Juiz de Fora – MG

2024

Este estudo é fruto de uma tentativa de diálogo entre o conhecimento científico e o conhecimento popular. Por ser dialético, todas as informações aqui apresentadas sobre os conhecimentos tradicionais e informações pessoais sobre a coleta e manejo de produtos florestais não madeireiros pertencem aos Apanhadores de Flores Sempre-vivas, que participaram de todas as etapas políticas e acadêmicas, tendo, portanto, sua origem e propriedade intelectual protegidas pela Lei 13.123 de 2015.

Dedico às comunidades de Apanhadoras (es) de Flores Sempre – Vivas, que no significado hermenêutico de seus princípios, são Revolução.

O cerne do Jacarandá

“Apanhador de flor
É o Quilombo da Raiz
Levanta cedo e vão
Pra campina coletar
O meio dia se vai
Fruto do cerrado comer
Pequi, panã, cagaiteira
E o acaba jantar
Iya Ideus ite nhaguie, querpu nu supor nhaguie
Não podemos esquecer
O cerne de Jacarandá
A luta ele enfrentou
E seu Quilombo formou
Com seus pezinhos descalços
O território marcou
Iya Ideus ite nhaguie, querpu nu supor nhaguie
A luta aqui não é fácil
Mas essa nós escolhemos
De seguir apanhadores. É a tradição dos guerreiros
Lá nas campinas orvalhadas
Flor sempre-viva colher”.

E. E. A. F., Quilombo Raiz

AGRADECIMENTOS

Trabalhar no doutorado durante a pandemia foi um dos momentos mais desafiadores da minha vida. Foi por vezes solitário, bucólico. Foi assustador. Tive que compreender minhas inseguranças e aprender o que estava dentro do meu controle e o que dependia de terceiros. No processo, minhas vozinhas fizeram a passagem. Foi a primeira vez que lidei verdadeiramente com o luto. Mas foi nesse período que eu encontrei e incorporei a luta dos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas no meu cotidiano. A ser resiliente e buscar a tranquilidade das flores que assoviam nos campos, das alegrias de subir a Serra e colher esperança. De ter fome por justiça. Agradeço por ter conseguido a me olhar com mais carinho, a me respeitar e identificar minhas vulnerabilidades como quando se cuida de um jardim que precisa ser podado para florescer. Sinto que a presente tese encontra-se exatamente nessa fenologia: trazendo os princípios e valores lindos dados pelos meus pais como raiz, as experiências que adquiri durante a escola da vida como meus galhos e folhas. Esse estudo, como uma flor que se abre diante do Sol. Que ele possa servir como um incentivo e medida de enfrentamento às desigualdades socioambientais que assolam nosso país e geram sofrimento para tantas famílias que lutam pelo direito de existir.

Agradeço à minha mãe Marilene e ao meu pai Gilmar, por terem me apoiado desde sempre a seguir com minha trajetória. Por me mostrarem desde muito cedo o valor do trabalho digno, da humildade e do amor genuíno. Obrigado por me amarem, me respeitarem e por tentarem entender minha distância física. Tudo é por vocês e para vocês!

Às minhas irmãs Thaís e Fernanda, por me amarem incondicionalmente, e sempre tentarem me trazer para mais perto de nossa família a qualquer sinal de isolamento por minha parte. Quero muito passar mais tempo de qualidade com vocês, brincar mais com vocês. Ter conversas sérias, comer coisas gostosas. Jogar Dixit.

Às minhas primas Josi, Joyce e Dai, com nossas presepadas da família Novato que só nós entendemos. Nunca irei esquecer do dia que nos conectamos, frente às dificuldades que passamos. Aprendo, me divirto e me redescubro a cada dia com vocês!

Às minhas tias e tios que admiram e incentivam meus estudos com afeto, determinação e cativo sempre que apareço na minha cidade natal ou quando os visito.

Ao meu companheiro Placiano, que me acompanha por 10 anos e viu todas as versões possíveis de mim. Obrigado por me ensinar a ser mais confiante, entender minhas vulnerabilidades e aprender o que é o amor. Obrigado por não desistir de mim, mesmo quando qualquer um poderia ter desistido. Acordo todos os dias ainda mais apaixonado por você. Que continuemos a ser um lindo quadro de Klimt, um beijo para sempre faguhlado em cores!

A todos os meus professores que me fortaleceram e mostraram que a educação é o caminho determinante para um mundo socialmente justo e ambientalmente sustentável.

Agradeço por João, Maíra, Renata, Rafael, Tallyssa e Letícia me trazerem boas recordações da adolescência.

Ao “Cada um tem o dom” Alexia, Jaquinha, Carolis e Kamis... até hoje fico sem entender como nossa conexão é tão gostosa, com cheiro de capim cidreira... como o prazer de colher jabuticaba madura do pé. Vocês me fortalecem, me revigoram. Apesar dos ventos nos levarem para cantos diferentes e não podermos vivenciar nossos cotidianos fisicamente todos os dias, como fazíamos na graduação, tudo parece como antes quando nos encontramos. Eu amo ser idiota com vocês. Amo ser acolhido com nosso abraço coletivo. Obrigado pelas mensagens de apoio, memes e tosqueiras! Amo vocês!

Agradeço a todos os amigos que fiz durante minha graduação e mestrado na UFJF, por acompanhar minha trajetória, incentivá-la e me esboçar sorrisos de tudo que vivemos.

Às divas da tríade da Convenção da Diversidade Biológica Yedda e Maria Lorena, que foram minhas primeiras e espontâneas amigas que fiz nas durante as disciplinas no início do doutorado. Foi delicioso compartilhar todos os momentos engraçados, de afeto, de trabalho e amor com vocês. Parte de ter dado tudo certo foi, sem dúvida, pelo apoio que me deram em todos os âmbitos da minha vida!

Agradeço também aos amigos de turma Marcella, Camile, Anna Karolina, Tamires, Tatiani, Juliana, Ana Quirino, Igor, Carlos, Diego, Cecília, Lara Santos, Lara Soares, Aníbal e Victor. Assim como eu, enfrentaram um contexto de pandemia. Nossa ajuda mútua no início foi fundamental para nosso amadurecimento. O mesmo se aplica aos demais amigos feitos no PPGETNO.

Ao meu comitê de orientação Gustavo, Juliana e Ulysses, por me auxiliaram no processo de redação da tese com carinho, seriedade e profissionalismo.

À Luiza Pedrosa, por ser uma amiga muito presente e solidária. A qualquer sinal de fragilidade profissional e emocional, você parava o que estava fazendo para me ajudar e mostrar que juntos, a gente conseguiria vencer. Apesar de sua humildade, quero que saiba, mais uma vez: que essa tese saiu especialmente porque você esteve do meu lado. Aprendi muito com você profissionalmente e espiritualmente.

Por falar em espiritualidade, agradeço aos Guias de Luz, aos Falangeiros e Orixás que regem minha cabeça e ao meu corpo. Por me mostrarem um caminho profissional lindo, que é a conservação da natureza com justiça social. Por terem paciência comigo e entenderem por vezes minha desconexão. Por me ancorarem quando meu corpo está aberto em momentos de

baixa energética. Bendita seja a força do nosso cantinho.

À minha psicóloga Priscila Novaes, por apresentar a mim próprio. Por me ajudar a entender minhas inseguranças e olhar elas com mais compaixão. Por me amparar em momentos de desorganização mental e ansiedade. Por me mostrar rotas alternativas de como reagir à diversas situações vividas e as que ainda virão pela frente.

À equipe da Flora Original: Narjara, Luiza, Sarah, Fabiano, Pilar, Matheus e Rinaldo. Respeitosamente, tenho lugar de fala para dizer que os programas de Graduação e Pós-Graduação não nos preparam para o mercado de trabalho e nosso país não apresenta infraestrutura para incorporar os profissionais com carga horária e salário base proporcionais à titulação adquirida. Felizmente, a cumplicidade da equipe da Flora no trabalho me ensinou muito sobre metodologias, legislação e burocracias de um trabalhador autônomo. A sinceridade em falar que o que eu faço está bom e o que eu preciso melhorar também fazem toda a diferença. Graças a isso, consigo ter mais segurança profissional. Com as oportunidades de realizar Planos de Manejo, tenho como vislumbrar uma carreira também como consultor. Graças a vocês, fiz amizades lindas e cheirosas! Consegui juntar dinheiro para poder viver com dignidade no ano de 2025, já que infelizmente o Brasil deixa recém doutores desamparados e desempregados. Isso gera muita insegurança, sobretudo na reta final do doutorado.

Aos amigos de vida do Laboratório de Sociobiodiversidade: Ana Clara, Ana Ribeiro, Isa e Maria Júlia. Obrigado por compartilharem momentos lindos comigo nos campos da Serra do Espinhaço, por amadurecerem muito todas as fases do meu trabalho e por serem amigas companheiras, inteligentes e fortes! Benditas sejam vocês na minha vida!

À todas Apanhadoras e Apanhadores de Flores Sempre-Vivas, por abrirem suas vidas, angústias e sentimentos frente aos conflitos sociambientais que geram tanta dor. Os laços de confiança que criamos juntos ressignificaram muitos aspectos da minha vida. Assim como vocês semeiam as sementes na coleta de flores com amor e responsabilidade, semearei por onde eu passar todas as lembranças e histórias que vivemos juntos.

Ao Presidente Luiz Inácio Lula da Silva, por ter mobilizado o reajuste no valor das bolsas de pesquisa como uma de suas primeiras iniciativas após ter ganhado as eleições em 2022. Ele foi fundamental para que eu tivesse mais qualidade de vida, permitindo que eu fizesse terapia, atividades físicas e segurança alimentar.

À CAPES, PPGETNO e CODECEX, pelas oportunidades de me especializar ao nível de doutorado.

Nessa reta final, nos últimos dois meses antes de entrega da versão da tese, me via muito sobrecarregado e sem muitas atividades que de fato me gerassem prazer. Felizmente, o vôlei

me fez rever amigos e a fazer novos. Têm sido muito gostoso encontrar toda semana com vocês, seja nas risadas, nos passes horríveis e nos abraços fortes. Muito obrigado Isa, Pyter, Tiago, Miguel, Drielli, Sarinha, Jorge, Livia, Rinaldo, Ana, Ávilla e cia!

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUÇÃO GERAL.....	5
QUESTIONAMENTOS E OBJETIVOS	5
ESTRATÉGIAS DE PESQUISA	9
ESTRUTURA DA TESE	12
CAPÍTULO I: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	15
<i>Conceitos Fundamentais: Coleta tradicional, Produtos Florestais não Madeireiros, Fatores socioeconômicos e Sustentabilidade</i>	<i>15</i>
<i>Conhecimento, uso, manejo e implicações socioecológicas na extração de flores em Eriocaulaceae.....</i>	<i>18</i>
<i>Crítérios avaliados na classificação do risco de extinção da flora brasileira.....</i>	<i>23</i>
<i>Metodologias utilizadas em estudos de Dinâmica Populacional.....</i>	<i>26</i>
<i>Referências Bibliográficas</i>	<i>27</i>
CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDO E GRUPOS ESTUDADOS	39
CAPÍTULO III: Influência de Fatores Socioeconômicos e Práticas de Conservação na coleta de Produtos Florestais Não Madeireiros na Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil.....	42
CAPÍTULO IV: Assessment of Demographic Sustainability of <i>Comanthera elegans</i> L. R. Parra & Giul under traditional management in the Brazilian Savanna	82
CAPÍTULO V: Traditional management for the conservation of <i>Comanthera elegans</i> : Estimating current and long-term effects using integral projection models	109
CAPÍTULO VI: Devolutivas	145
CAPÍTULO VII: Considerações Finais	152

RESUMO

A verificação da sustentabilidade na extração tradicional de Produtos Florestais Não Madeireiros (PFNMs) tem gerado grandes debates teóricos na comunidade científica. De um lado, preservacionistas defendem que povos tradicionais podem exaurir recursos naturais ao praticarem coletas que interferem negativamente nos ciclos de vida das espécies. Por outro lado, pesquisadores conservacionistas argumentam que é possível aliar o uso sustentável à conservação da biodiversidade, especialmente para recursos essenciais à sobrevivência humana. Apesar dessas perspectivas, lacunas importantes permanecem na literatura. Pouco se compreende sobre as implicações ecológicas e sociais da coleta tradicional da flora brasileira em sistemas socioecológicos de povos tradicionais e indígenas. Essa conjuntura é preocupante, pois, mesmo sem estudos que avaliem a complexidade dos sistemas socioecológicos locais ou a dinâmica populacional das espécies alvo, a coleta tradicional é considerada um vetor de pressão pela Política Nacional de Conservação de Espécies Botânicas. Tal classificação contribui para conflitos socioambientais, prejudicando tanto a conservação da natureza quanto os meios de sobrevivência das comunidades envolvidas. Diante desse cenário, a presente pesquisa busca compreender como políticas públicas e fatores socioeconômicos influenciam a coleta tradicional de PFMNs. O estudo considera o cenário legal brasileiro e foca na extração de PFMNs pelos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas, na Serra do Espinhaço, região de Diamantina, Minas Gerais. Para isso, a pesquisa pretende responder a três perguntas principais: Os parâmetros adotados pela Política Nacional de Conservação de Espécies Botânicas são adequados para definir a coleta tradicional como vetor de pressão contra a conservação da flora nativa? Quais fatores socioeconômicos influenciam a riqueza e abundância de PFMNs conhecidos e coletados pelos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas? Quais são as implicações ecológicas da coleta tradicional sobre a dinâmica populacional de *Comanthera elegans* (Bong.) L.R.Parra & Giul.? No primeiro capítulo, aplicaram-se entrevistas semiestruturadas, observação participante e análises estatísticas (GLMM e Análise de Correspondência) para investigar como fatores como idade, escolaridade, renda e distância aos campos de coleta influenciam na riqueza de espécies conhecidas e coletadas, o volume extraído e o número de áreas visitadas. O segundo e terceiro capítulos avaliaram as implicações demográficas da coleta de *Comanthera elegans* por meio de um experimento trienal com seis tratamentos combinando colheitas precoce, tardia e o uso do fogo. Registramos 173 etnoespécies coletadas pelos AFSV, cuja frequência de coleta é moldada por demanda de mercado, peso e proximidade com as residências. Além disso, identificamos um padrão generalista de conhecimento e uso de PFNM

por famílias com menores índices socioeconômicos, além de estratégias de conservação como restolho, ressemeio e uso do fogo principalmente para Eriocaulaceae, Xyridaceae e Cyperaceae. A dinâmica populacional de *C. elegans* evidenciou que o uso do fogo combinado com colheitas tardias, promovem maior taxa de crescimento populacional, floração e redução da mortalidade de plântulas. Populações controle, entretanto, mostraram declínio populacional nos próximos 20 anos. Conclui-se que a criminalização das práticas de manejo dos AFSV é injustificada e contraproducente, evidenciando que o conhecimento tradicional pode ser aliado estratégico em planos de gestão coparticipativos com Unidades de Conservação para a conservação de espécies endêmicas e a preservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Bioeconomia; Dinâmica populacional; Ecologia Humana; Etnoecologia; Ecologia Política; Sociobiodiversidade

ABSTRACT

The sustainability of traditional extraction of Non-Timber Forest Products (NTFPs) has sparked significant theoretical debates within the scientific community. On one side, preservationists argue that traditional communities may deplete natural resources through harvesting practices that negatively affect species' life cycles. Conversely, conservation researchers claim that sustainable use can align with biodiversity conservation, particularly for resources essential for human survival. Despite these perspectives, critical gaps persist in the literature. There is limited understanding of the ecological and social implications of traditional harvesting of Brazilian flora within the socioecological systems of traditional and Indigenous peoples. This situation is concerning, as traditional harvesting is considered a pressure vector by the National Policy for the Conservation of Botanical Species, even in the absence of studies evaluating the complexity of local socioecological systems or the population dynamics of target species. Such classification exacerbates socio-environmental conflicts, undermining both nature conservation and the livelihoods of the communities involved. In this context, the present research aims to understand how public policies and socioeconomic factors influence traditional NTFP harvesting, focusing on the legal Brazilian framework and the extraction practices of the *Apanhadores de Flores Sempre-Vivas* (AFSV) in the Serra do Espinhaço, Diamantina region, Minas Gerais. The study addresses three main questions: Are the parameters adopted by the National Policy for the Conservation of Botanical Species adequate to define traditional harvesting as a pressure vector against native flora conservation? Which socioeconomic factors influence the richness and abundance of NTFPs known and harvested by the AFSV? What are the ecological implications of traditional harvesting on the population dynamics of *Comanthera elegans* (Bong.) L.R.Parra & Giul.? In the first chapter, semi-structured interviews, participant observation, and statistical analyses (GLMM and Correspondence Analysis) were applied to investigate how factors such as age, education, income, and distance to collection fields influence species richness, harvested volume, and the number of areas visited. The second and third chapters evaluated the demographic implications of *C. elegans* harvesting through a three-year experiment with six treatments combining early and late harvests and fire use. A total of 173 ethnospecies harvested by the AFSV were recorded, with collection frequency shaped by market demand, weight, and proximity to residences. Additionally, we identified a generalist pattern of knowledge and use of NTFPs among families with lower socioeconomic indices, alongside conservation strategies such as stubble retention, reseedling, and fire use, especially

for Eriocaulaceae, Xyridaceae, and Cyperaceae. The population dynamics of *C. elegans* revealed that fire use combined with late harvests promotes higher population growth rates, flowering, and reduced seedling mortality, while control populations showed a declining trend over the next 20 years. It is concluded that criminalizing AFSV management practices is unjustified and counterproductive, highlighting that traditional knowledge can be a strategically in co-participatory management plans with Conservation Units for the preservation of endemic species and biodiversity.

Keywords: Bioeconomy; Population dynamics; Human Ecology; Ethnoecology; Political Ecology; Sociobiodiversity

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 QUESTIONAMENTOS E OBJETIVOS

O extrativismo vegetal é uma prática milenar que antecede a agricultura, fundamental para reprodução econômica, social e cultural de diversas populações humanas (PETERS, 1994). Essa atividade envolve uma alta diversidade de recursos conceituados como produtos florestais não madeireiros (PFNM) e/ou produtos silvestres (MUIR et al., 2020), diferenciados pelas formas de vida, ecologia, partes exploradas e formas de manejo associado (SOLDATI; ALBUQUERQUE, 2008). Apesar dos dados existentes em nível global serem parciais ou fragmentados (MUIR et al., 2020), estima-se que, em países em desenvolvimento, 80% da população humana dependa desses recursos para o autoconsumo e renda (FAO, 2018).

Diversos estudos buscaram compreender quais variáveis definem padrões de conhecimento e uso dos PFNM (HARBI et al., 2018; SCHMIDT; TICKTIN, 2012; SCHUNKO et al., 2019). Grande parte desses padrões, por sua vez, são influenciados por condições socioeconômicas locais (CHUKWUONE et al., 2020; LOPES et al., 2019; SOUSA et al., 2019). Geralmente, pessoas que apresentam baixos índices socioeconômicos extraem uma maior riqueza e abundância PFNM para a complementação ou totalidade da renda familiar a partir da comercialização (MORSELLO et al., 2014). Além disso, alguns trabalhos apontam que a diminuição do conhecimento ecológico local e uso das plantas estejam associados a pessoas com índices socioeconômicos mais elevados (HOLMES, 2003; VARUGHESE; OSTROM, 2001).

Compreender de forma aplicada possíveis perfis socioeconômicos no uso da biodiversidade, portanto, permite definir quais variáveis conseguem estimar a riqueza e abundância de recursos extraídos (BAL, 2020; KONTOLEON et al., 2007; VÁRQUEZ-ELORZA, 2021). Além disso, podem prever como a intensidade da coleta desses recursos podem interferir nas taxas de crescimento, elasticidade, mortalidade e reprodução das espécies alvo por meio de estudos em ecologia populacional que usem a coleta como uma variável de análise (GAOUE et al., 2016; ZHANG et al., 2021). Por fim, auxiliam na identificação de espécies-chave culturais utilizadas por povos tradicionais (GAOUE et al., 2017) e ampliar a compreensão sobre os processos de manejo e domesticação da paisagem (CASAS et al., 2019), a Teoria do Forrageamento Ótimo, (SIH; CHRISTENSEN, 2001), a Teoria Socioecológica da Maximização (GAOUE et al., 2017) e na consolidação de Nichos

Socioecológicos locais (CASSINO et al., 2019).

A Política Nacional da Alimentação e dos Produtos da Sociobiodiversidade de Povos e Comunidades Tradicionais (BRASIL, 2021) destaca bem a importância da coleta de PFNM como práticas inerentes à socioeconomia de povos tradicionais e a sustentabilidade ambiental. Tais ações promovem a comercialização dos principais PFNM coletados por famílias extrativistas com preços justos e equitativos por meio da Política de Garantia de Preços Mínimos para Produtos da Sociobiodiversidade (PGPM-Bio) (CONAB, 2023). Além disso, o Plano apoia cooperativas e associações que facilitam o acesso a mercados, fortalecendo o papel econômico dos povos tradicionais (BACHI; CARVALHO-RIBEIRO, 2023; MELLO et al., 2020). Parcerias com a criação de cooperativas, como a de cosméticos, também têm se mostrado fundamentais para oferecer treinamento técnico e suporte logístico, promovendo a capacitação dos produtores e ampliando as oportunidades de mercado (ANTUNES; SIMMONS; VEIGA, 2021; MELLO et al., 2020).

Contudo, existem desafios consideráveis que dificultam o avanço em práticas que promovam o desenvolvimento sustentável na coleta de PFNM. O primeiro deles, diz respeito aos níveis de exploração dos PFNM. Geralmente, a coleta tradicional, dentro de um contexto de crise ambiental potencialmente concilia o desenvolvimento sustentável com a conservação da biodiversidade (LAWRENCE et al., 1995; TICKTIN, 2004), pois sua exploração causa menos impactos nos ciclos de vida dos indivíduos e populações dos recursos alvo (SOLDATI; ALBUQUERQUE, 2008). Mas essa generalização pode ser perigosa, pois não existe relação direta entre a utilização de PFNM e sustentabilidade (PETERS, 1994). Alguns estudos evidenciam que a coleta destes recursos, mesmo por populações tradicionais, pode ser prejudicial (ALBUQUERQUE et al., 2011; KALA, 2005).

Outro desafio significativo para o desenvolvimento sustentável na coleta de PFNM é a exclusão dos povos tradicionais dos processos de decisão, tanto na criação de Unidades de Conservação quanto na formulação de políticas de conservação para espécies botânicas de interesse cultural (BENNET et al., 2002; PALASHUCK et al., 2024). No Brasil, decisões relacionadas à conservação frequentemente se baseiam no Princípio da Precaução, que busca prevenir a extinção de espécies endêmicas mesmo sem dados robustos sobre os impactos da coleta tradicional (RODRIGUE, 2023). Embora esse princípio seja relevante para evitar danos irreversíveis, sua aplicação unilateral, que geralmente impõe restrições de acesso e uso dos territórios e recursos naturais essenciais à sobrevivência de povos tradicionais, resultando em injustiças sociais e conflitos socioambientais inerentes (TISDELL, 2010; OJEDA-ZAVALA, 2022).

Um recorte temporal dessa realidade no estado de Minas Gerais se refere à criação de diferentes Unidades de Conservação, reunidas no “Mosaico do Espinhaço” (MMA, 2010) a partir de 2002, que proibiram o uso das paisagens e a extração de diversos PFNM pelas populações locais (MONTEIRO et al., 2012). A implantação do Parque Nacional das Sempre-vivas, por exemplo, é conflituosa, pois não realizou consultas públicas com as comunidades locais do entorno (MONTEIRO, 2019). Dentre outros motivos, argumenta-se que o manejo tradicional ameaça a sobrevivência de espécies nativas e endêmicas (SCOLFORO et al., 2008; MARTINELLI et al., 2013) que é um dos critérios utilizados na classificação de risco de extinção de espécies botânicas pelo Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFLORA, 2024). Além disso, apesar de ter se transformado em política pública (BRASIL 2022; 2024), o uso do fogo ainda é criminalizado na região (FÁVERO et al., 2021).

Essa conjuntura resultou em um dos conflitos socioambientais mais emblemáticos da região, envolvendo os Apanhadores de Flores Sempre-Vivas (AFSV). Essas famílias, historicamente ligadas à coleta tradicional e à comercialização ornamental de PFNMs, especialmente as flores sempre-vivas, mantêm práticas transmitidas por gerações que sustentam sua reprodução cultural e identidade (ALMADA et al., 2016; FAO, 2020). O manejo dessas flores, frequentemente realizado com o uso controlado do fogo, tem demonstrado efeitos positivos sob uma perspectiva tradicional, favorecendo o desenvolvimento vegetativo e reprodutivo das Eriocaulaceae (BEDÊ et al., 2018; NEVES et al., 2011; SCHMIDT et al., 2018). Contudo, a proibição dessas práticas reflete a tensão entre políticas conservacionistas e o respeito aos saberes locais, evidenciando a necessidade de integrar perspectivas científicas e tradicionais para garantir tanto a conservação ambiental quanto a justiça social.

Dentro dos âmbitos que a Etnobiologia Política vem construindo recentemente, se torna cada vez mais necessário evocar e denunciar o pensamento Colonial da Biologia da Conservação e reacender a proximidade da Etnobiologia como forma de defender e apoiar politicamente povos tradicionais (SOLDATI & ALMADA, 2024). Isso é fundamental para a atenuação de conflitos socioambientais e promoção da justiça ambiental, especialmente quando associada à conservação da biodiversidade (MCALVAY et al., 2021; WOLVERTON et al., 2014).

Nesse contexto, defendemos que a sustentabilidade da coleta tradicional, como base para estratégias de conservação de espécies botânicas culturalmente importantes e a criação

de Unidades de Conservação dependem de uma análise criteriosa que relacione os fatores que motivam o “uso tradicional” de recursos naturais às suas “implicações ecológicas” nas espécies alvo (GODOY; BAWA, 1993; LIMA et al., 2013). Essa avaliação requer uma abordagem que transcenda análises unidimensionais e contemplem as dimensões ecológicas, socioeconômicas e culturais associadas. Deve partir, em um primeiro momento, de pesquisas etnobotânicas que compreendam o conhecimento tradicional, o uso e estratégias de conservação de PFTM significativos e os *drivers* socioeconômicos que influenciam as coletas.

A partir dessa caracterização, torna-se possível construir, em parceria com povos tradicionais, experimentos em Ecologia Populacional que avaliem os impactos da coleta e do manejo do fogo, como o uso de Modelos de Projeção Integral (IPMs), capazes de estimar taxas de crescimento populacional (λ) e analisar a elasticidade e sensibilidade das espécies alvo sob diferentes cenários (LAIRD et al., 2010; GARCÍA et al., 2016; METCALF et al., 2013).

Dessa forma, o presente projeto busca compreender como fatores sociopolíticos definem a coleta tradicional e suas implicações ecológicas em PFTM utilizando como modelo *Comanthera elegans* (Bong.) L.R. Parra & Giul. A espécie é conhecida como “Pé – de - ouro”, apresenta alto valor cultural regional e é atualmente avaliada como “Em Perigo” pelo Centro Nacional de Classificação da Flora Brasileira (CNCFLORA). Um dos critérios utilizados para a classificação é a coleta comercial das inflorescências, embora a ficha catalográfica não tenha nenhum estudo que compare diferenças entre as taxas vitais de áreas manejadas e não manejadas por ASFV.

Esse estudo, portanto, nasce também de uma construção social e demanda de um povo tradicional sob conflito socioambiental, e utiliza os arcabouços científicos da Ecologia Política, Etnobiologia Política e Ecologia Aplicada na avaliação de padrões de sustentabilidade na coleta tradicional de PFTM. Assim, pode subsidiar políticas públicas que defendam a dignidade e o direito à vida dos ASFV e planos de manejo participativo para coleta sustentável de PFTM por outros povos tradicionais e indígenas. Deste modo, esperamos aliar a conservação da biodiversidade local com o modo de vida dos ASFV, recentemente reconhecidos como Patrimônio Mundial pela Organização das Nações Unidas (FAO, 2020) a partir da elaboração e discussão das seguintes hipóteses científicas:

H1: A renda, composição familiar, número de atividades agrícolas, valor de mercado

e distância até os campos de coleta interferem na riqueza e abundância de Produtos Florestais Não Madeireiros por AFSV.

Premissa: Baixos níveis socioeconômicos se associam à cenários de maior exploração da biodiversidade (CHUKWUONE et al., 2020; SOUSA et al., 2019). Espera-se que quanto menor a renda familiar, diversidade de atividades agrícolas e distância até o local de coleta e quanto maior número de membros da família, maior será a riqueza e abundância de PFNM coletados.

H2: As práticas de coleta de inflorescências e uso do fogo tradicionais contribuem para o crescimento demográfico de *C. elegans*.

Premissa: Dentro do contexto do extrativismo tradicional, a coleta de certos recursos naturais cria níveis de dependência em comunidades locais (PLOEG., 2009). Esses recursos, denominados de “capital ecológico” se tornam cruciais para o sustento e manutenção de atividades bioculturais e por isso, há o desenvolvimento de estratégias de manutenção da biodiversidade (PLOEG., 2009). Se tratando dos AFSV, há relatos de diferentes estratégias de conservação, como o “restolho”, o “ressemeio” e o “plantio de sementes” (MONTEIRO., 2019). Além disso, a reprodução de diversas espécies savânicas no cerrado é estimulada pelo fogo, como evidenciado para a família Eriocaulaceae (BEDÊ ET AL., 2018). Espera-se que em áreas manejadas por AFSV resultem em taxas similares ou maiores de crescimento populacional, além do estabelecimento e aumento no número de plântulas e escapos florais de *C. elegans* em relação a áreas não manejadas.

1.2 ESTRATÉGIAS DA PESQUISA

Para alcançar nosso objetivo de pesquisa, buscamos elaborar um desenho amostral (Figura 1) que integrasse a coleta de informações etnobotânicas dos AFSV sobre conhecimento, uso, motivações e estratégias de coleta de PFNM (hipótese 1). Esta abordagem foi escolhida para captar a complexidade e diversidade do conhecimento ecológico tradicional e suas práticas associadas. Fornece, portanto, uma base sólida para a análise das interações entre comunidades locais e as espécies do cerrado importantes para o delineamento e execução do estudo em dinâmica populacional (hipótese 2).

A coleta de dados etnobiológicos envolveu entrevistas semiestruturadas com famílias coletoras de cinco comunidades previamente selecionadas: Pé de Serra, Lavras, Raiz (domínio Cerrado), Macacos (Campos Rupestres) e Mata dos Crioulos (domínio Atlântico). Essas comunidades foram selecionadas por já estarem envolvidas em outros projetos de pesquisa e extensão em parceria com a Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) e a Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Essa escolha visou fortalecer os laços de confiança e facilitar a colaboração, além de assegurar uma amostra representativa das diferentes práticas de manejo em distintos domínios morfoclimáticos, o que contribui para a diversidade e abundância de PFNM na região.

As práticas de coleta de PFNM são consideradas como uma atividade familiar. Para refletir essa realidade, nós selecionamos unidades familiares com ao menos um membro maior de 18 anos. A triangulação de métodos entrevistas semiestruturadas (i), turnês guiadas (ii) e observação participante (iii) foi utilizada para validar as informações e obter uma compreensão abrangente sobre informações socioeconômicas dos AFSV, a descrição do conhecimento ecológico local sobre a coleta, manejo e conservação de PFNM, além da riqueza e abundância coletada anualmente.

Inicialmente, a aferição de nossa segunda hipótese aconteceria com *Comanthera vernonioides* (Kunth.) L.R. Parra & Giul, uma outra espécie culturalmente importante para os AFSV, conhecida localmente como “Jasida”. No entanto, a pandemia vigente naquele momento impossibilitou a coleta de dados da tese até o segundo ano do doutorado. Como estratégia temporal para não comprometer a viabilidade de execução da pesquisa, visto que estudos de dinâmica populacional necessitam de ao menos 2 anos de coleta de dados, elaboramos um plano estratégico que consistiu na análise de dados já coletados pela equipe de pesquisa para *C. elegans* entre 2017 e 2019, nas comunidades locais de AFSV Santa Rita e Pé de Serra. A mudança de foco para *C. elegans* permitiu aproveitar dados previamente coletados, assegurando a continuidade e a integridade da pesquisa.

Para testar como a coleta tradicional e o manejo do fogo influenciam as taxas vitais de *C. elegans*, nós decidimos realizar estudos de dinâmica populacional. Eles são uma ferramenta importante para entender e manejar eficazmente espécies ameaçadas. Esses estudos fornecem dados detalhados sobre taxas de fecundidade, crescimento, elasticidade, mortalidade e padrões de floração, permitindo avaliar o impacto de diferentes práticas de manejo. Além disso, aliados às perspectivas da Etnobiologia Política, oferecem uma base científica sólida para a elaboração de políticas de conservação mais eficazes, que respeitem

e integrem os conhecimentos e práticas de povos tradicionais. A compreensão da dinâmica populacional também ajuda a identificar fatores críticos que influenciam a sobrevivência e o crescimento da espécie, permitindo o planejamento de ações de recuperação direcionadas.

Para garantir a robustez dos nossos resultados e a precisão das inferências, utilizamos análises estatísticas avançadas, como modelos lineares generalizados mistos, que permitem verificar as taxas vitais provenientes da coleta tradicional e uso do fogo associado. Além disso, modelos de projeção integral e análises de resposta a tabelas de vida permitem avaliar o crescimento populacional vigente e para os próximos 20 anos nas populações de *C. elegans*, além de avaliar a influência das práticas de manejo dos AFSV tanto em nível populacional quanto individual.

Por fim, vale destacar que um dos nossos objetivos primários durante o doutorado foi avaliar como a coleta tradicional é utilizada pelo CNFlora para classificar o *status* de conservação de PFNM a partir de uma revisão sistemática. Para tanto, uma longa e cansativa busca pela disponibilização dos dados foi realizada entre o comitê de orientação e o CNCFlora. O banco de dados utilizado para a redação das fichas de avaliação não estavam disponíveis para acesso e nossas solicitações com o setor administrativo não foram atendidos. Então, abrimos um processo administrativo, em 2022 (02303.007296/2022-24), utilizando como requisito jurídico a Lei 12.527/2011 (Lei de Acesso à Informação) que regulamenta o direito institucional às informações públicas. Os dados finalmente foram disponibilizados no site oficial, no entanto, com informações incompletas. Apesar de termos avançado com o contato por e-mail e uma reunião presencial no Jardim Botânico do Rio de Janeiro em 2024, nós ainda não conseguimos o banco de dados necessário para a execução do nosso estudo.



Figura 1: Mapa conceitual da proposta de avaliação da sustentabilidade de coleta tradicional de Produtos Florestais não madeireiros. Fonte: (os autores).

1.3 ESTRUTURA DA TESE

A partir do modelo de formatação e estruturação fornecido pelo PPGETNO, a presente tese está dividida em sete capítulos, que serão descritos a seguir:

Capítulo I: Referencial teórico (Item obrigatório) com o fornecimento sólido e definição das principais teorias e conceitos que sustentam a pesquisa. Contém a revisão da literatura existente, identificação de lacunas científicas, justificativa e contextualização do cenário acadêmico e prático. O objetivo dessa seção é assegurar a credibilidade, consistência, relevância e originalidade das ideias e metodologias utilizadas para responder as principais hipóteses do estudo.

Capítulo II: Área de estudo e grupo parceiro de pesquisa (Item obrigatório) com a descrição detalhada das particularidades da Serra do Espinhaço – Minas Gerais, assim como as características das comunidades parceiras da pesquisa.

Capítulo III: Artigo científico intitulado “*Influência de Fatores Socioeconômicos e Práticas de Conservação na coleta de Produtos Florestais Não Madeireiros na Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil*”. Com enfoque etnobotânico, o trabalho tem o objetivo de descrever o conhecimento, usos e práticas de manejo e extração de PFNM por AFSV. Adicionalmente, investigou como fatores socioeconômicos contribuem para a riqueza e abundância de espécies coletadas dentro da perspectiva da Teoria Socioecológica da Maximização. Nós coletamos informações socioeconômicas e etnobotânicas de 66 famílias, a destacar : (i) Idade; (ii) renda familiar (soma de todos os incrementos monetários, inclusive os possíveis auxílios governamentais); (iii) escolaridade; (iv) diversidade de atividades agrícolas (por exemplo, agricultura, prestação de serviços, pastoreio); (v) total de membros da família; (vi) distância até o local de coleta. O volume de PFNM coletados foi estimado a partir do total de quilos das espécies extraídas anualmente segundo as informações fornecidas pelos coletores. Os motivos pessoais de coleta dos PFNM foram aferidos por Análise de Correspondência. Para verificar as variáveis que influenciam no conhecimento, riqueza e abundância de PFNM coletados, além de áreas de coleta visitadas realizou-se Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM).

Nível de progresso: Primeira versão redigida em português presente na tese. Por uma questão política e de urgência dos AFSV e CODECEX, optamos por analisar e redigir os capítulos de dinâmica populacional *a priori*, visto as restrições vigentes de coleta de inflorescências de *C. elegans*. **Revista de interesse: Environment, Development and Sustainability, Qualis A1.**

Capítulo IV: Artigo científico intitulado “*Assessment of Demographic Sustainability of Comanthera elegans L. R. Parra & Giul under traditional management in the Brazilian Savanna*”. O trabalho em dinâmica populacional foi elaborado com o objetivo de verificar o efeito trienal das práticas de coleta e uso de fogo tradicionais nas taxas vitais de *C. elegans* na Serra do Espinhaço – MG. Para abordar essa questão, conduzimos um estudo demográfico de três anos com seis tratamentos a partir da permutação das coletas precoce e tardia, uso de fogo e tratamentos de controle. Foram realizadas medições morfométricas, frequência de inflorescências por indivíduo e contagem de sementes em 120 parcelas de 1m². Dados climáticos e edáficos foram coletados como covariáveis. Registramos 19.973 indivíduos e comparamos taxas de fecundidade, crescimento populacional, mortalidade e floração com populações de controle. Também verificamos a taxa de produção de sementes ao longo do

tempo e se variáveis abióticas e climáticas exercem efeitos nas taxas vitais verificadas. Os dados foram analisados por Modelos lineares generalizados e mistos.

Nível de progresso: O trabalho foi **aceito** dia 08/10/2024 pelo corpo editorial da revista **Conservation Biology, Qualis A1**, na edição especial intitulada “Evolution of people centred conservation in Brazil”. Encontra-se na fase de elaboração do proof.

Capítulo V: Artigo científico provisoriamente intitulado: “*Traditional management for the conservation of Comanthera elegans: Estimating current and long-term effects using integral projection models*”. O trabalho usou o mesmo subconjunto de dados do capítulo anterior para verificar se as práticas de coleta de flores e manejo do fogo tradicionais alteram o crescimento individual e populacional de *C. elegans*. Também investigou a possível relação entre tamanho dos indivíduos e frequência de inflorescências produzidas, além da projeção do crescimento populacional dos diferentes tratamentos para os próximos 20 anos. Os dados foram analisados a partir de modelos de projeção integral (IPM), análises de elasticidade e análises de experimento de resposta da tabela de vida (LTRE).

Nível de progresso: Redação do manuscrito finalizada e submetida na revista **Journal of Applied Ecology, Qualis A1**.

Capítulo VI: Capítulo que descreve as atividades devolutivas dos principais resultados da pesquisa. Até o momento, três apresentações formais foram direcionadas para as comunidades locais dos AFSV e duas para os órgãos ambientais: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural de Minas Gerais (EMATER – MG).

Capítulo VII: Considerações finais contendo as principais conclusões do estudo, contribuições teóricas e metodológicas da tese.

2. CAPÍTULO I – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Conceitos Fundamentais: Coleta tradicional, Produtos Florestais não Madeireiros, Fatores socioeconômicos e Sustentabilidade

A história da humanidade é marcada pela formação heterogênea de diversos grupos étnicos distribuídos mundialmente. Suas práticas tradicionais de coleta e manejo da biodiversidade são exercidas através do tempo e a natureza dessas interações foram aperfeiçoadas com a formação de conhecimentos ecológicos locais e tradicionais, que auxiliaram no desenvolvimento de práticas agroextrativistas e manifestações culturais (ASWANI et al., 2018; KHAN et al., 2015). Assim, a coleta tradicional pode ser definida como um conjunto de ações e técnicas criadas e executadas para obtenção de recursos vegetais, animais e minerais destinados para alimentação, comercialização, ornamentação, medicina regional, ritos religiosos e outras atividades que tangem o sustento e a sobrevivência familiar (ALBUQUERQUE; ALVES, 2016; NEUMMAN; HIRSCH, 2000).

Embora o termo “tradicional” dentro de uma caracterização ocidental seja visto como um fenômeno imutável e reproduzido com as mesmas metodologias, estratégias e finalidades pelas comunidades locais, povos tradicionais e indígenas apresentam visões de mundo dinâmicas (PIEROTTI, 2018; WATSON-VERRAN; TURNBULL, 1995). Dessa forma, espécies alvo de coleta e as técnicas utilizadas para sua aquisição podem mudar ao longo do tempo dependendo de fatores socioeconômicos, políticos, ambientais, disponibilidade e também pela formação de tabus (PIEROTTI, 2011). Etnobiólogos também têm atribuído a coleta tradicional como práticas intrínsecas que devem ser protegidas por comporem a identidade cultural e territorialidade de comunidades locais (NAZAREA, 2006; PIEROTTI, 2018; PRADO, 2011).

Se tratando das relações homem-planta que compõem sistemas socioecológicos apreciados pela Etnobotânica, a extração tradicional de PFSNM representa um componente fundamental para o cotidiano de mais de um bilhão de pessoas que se declaram como comunidades tradicionais e indígenas (MASOODI; SUNDRIYAL, 2020). Nesse contexto, o termo PFSNM tem sido consensualmente aplicado para se referir a produtos advindos de regiões florestais que não sejam madeira, como: folhas, frutos, flores, sementes, castanhas, palmitos, raízes, bulbos, ramos, cascas, fibras, óleos essenciais, óleos fixos, látex, resinas, gomas, cipós, ervas, bambus, plantas ornamentais, fungos e produtos de origem animal

(MUIR et al., 2020; SOLDATI; ALBUQUERQUE, 2008; STANLEY et al., 2012). Esses recursos, portanto, são “caracterizados por sua versatilidade econômica, a variação em seu uso final, as diferenças entre a base de produção e a riqueza de recursos” (SOLDATI; ALBUQUERQUE, 2008).

A sustentabilidade é um termo conceitual que envolve as implicações ecológicas da coleta tradicional de PFM (MIINA et al., 2020; SILVA et al., 2020; STANLEY et al., 2012). A coleta tradicional, por exemplo, leva em consideração que os povos e comunidades locais conciliam o uso dos recursos naturais com a conservação da biodiversidade (HARBI et al., 2018). Neuman e Hirsh (2000) pontuam que a proteção das florestas por esses sujeitos é potencializada quando há algum tipo de retorno econômico para as famílias. Sob uma visão holística, PFM apresentam taxas de elasticidade e capacidade suporte que resistem melhor a pressões extrativistas quando comparado à espécies que envolvem a retirada de lenha (SOLDATI; ALBUQUERQUE, 2008; LIMA et al., 2013; TORRES-GARCÍA et al., 2020). Isso sugere que a coleta tradicional não interfere nas taxas vitais populacionais dos PFM ou que, sob uma ótica favorável, contribui continuamente para suas taxas de crescimento populacional na medida que são manejadas e domesticadas por comunidades locais (LAWRENCE et al., 1995; TICKTIN, 2004). Essa interface do uso responsável dos recursos naturais que permitem a sobrevivência de PFM para serem usados por gerações futuras define sustentabilidade (PANDEY et al., 2016).

Algumas evidências corroboram para essa conjuntura. Na África, a diminuição nas taxas de mortalidade em populações de palmeiras devido a colheita foliar por aldeões mais velhos tem sido documentada (MARTÍNEZ-RAMOS et al., 2009; ZUIDEMA et al., 2010). O principal argumento é de que a poda diminui a taxa de transpiração diária dessas plantas (MARTÍNEZ-RAMOS et al., 2009). No Brasil, a coleta de até 87% dos frutos de mangaba (*Hancornia speciosa* Gomes), fonte de renda e alimento para famílias no norte de Minas Gerais, não compromete a viabilidade populacional da espécie (LIMA et al., 2013). Na Índia, árvores em que a coleta de cascas medicinais ocorre por famílias pobres apresentaram uma maior frequência de propágulos reprodutivos quando comparados a árvores não utilizadas (CHAVAN et al., 2016). Já em espécies herbáceas de savana, a coleta tradicional vinculada ao manejo do fogo tem estimulado o recrutamento de plântulas (BEDÊ et al., 2018; HART-FREDELUCES; TICKTIN, 2019; SCHMIDT; TICKTIN, 2012).

No entanto, linhas argumentativas divergentes defendem que a coleta tradicional também pode levar ao esgotamento de recursos naturais (DE ALBUQUERQUE et al., 2011; 16

KALA, 2005; STANLEY et al., 2012), sendo necessário verificar com acuidade os drivers que motivam a diversidade e abundância da extração de PFNMs. A teoria dos fatores socioeconômicos, eixo investigativo da Etnobotânica inclusive utilizada em algumas referências aqui já citadas, tem sido uma abordagem interessante que correlaciona diferentes níveis econômicos e sociais de comunidades locais com a intensidade da coleta tradicional (GAOUE et al., 2017), permitindo discutir possíveis impactos dessas práticas nos ecossistemas manejados, sobretudo em regiões de alta taxa de endemismo (SCHMIDT et al., 2009, 2018).

De fato, estudos recentes sobre o manejo intensivo de açaí na floresta estuarina da Amazônia demonstram que o aumento na densidade de indivíduos de espécies exploradas pode levar a uma redução significativa na riqueza de espécies arbóreas e na diversidade funcional da floresta (FREITAS et al., 2021). A intensificação do manejo, por exemplo, promove o empobrecimento de espécies e transforma os ecossistemas em monoculturas funcionais, reduzindo drasticamente os serviços ecossistêmicos fornecidos por essas áreas. Esse cenário reforça a necessidade de regulamentações efetivas e práticas de manejo sustentáveis para evitar impactos negativos em múltiplos níveis ecológicos, desde populações locais até a integridade do ecossistema como um todo (FREITAS et al., 2021).

Por outro lado, Lopes e colaboradores (2019) discutem sobre esse parâmetro ao refutar que embora a coleta de açaí no Acre não comprometa a viabilidade populacional da espécie em reservas extrativistas, a renda acumulada proveniente dessa atividade ao longo dos anos tem motivado as famílias a adotarem outras práticas mais lucrativas como a pecuária. Há então uma projeção no aumento na área de pastagens que, de certa forma, diminui a heterogeneidade de espécies da paisagem (LOPES et al., 2019) e que indica que a definição de uma coleta tradicional sustentável pode ser mais complexa e desafiadora. Variáveis socioeconômicas como gênero, idade, unidade familiar e escolaridade também auxiliam na identificação de espécies chave utilizadas em comunidades locais (GAOUE et al., 2017), na compreensão dos processos de manejo e domesticação da paisagem (CASAS et al., 2019), teorias de forrageamento ótimo (SIH; CHRISTENSEN, 2001) e formações de nicho ecológico (CASSINO et al., 2019).

Dessa forma, é plausível assumir que a inferência da sustentabilidade ambiental da extração tradicional de um PFNM deve em um primeiro momento levar em consideração a linha epistemológica conceitual dos termos aqui apresentados, pois eles se inter-relacionam

e podem reproduzir diferentes discursos preservacionistas e conservacionistas. Aqui, defendemos que essa avaliação deve ser cuidadosamente mediada a partir de uma análise multifacetada entre a atuação de políticas nacionais de conservação, os fatores sociais motivadores da coleta e a influência de fatores ambientais, a partir da execução de estudos em dinâmica populacional que simulem o efeito ecológico da extração (BEDÊ et al., 2018; HART-FREDELUCES; TICKTIN, 2019; SCHMIDT et al., 2007; VANTOMME, 2011). Essas mediações são fundamentais para promover a justiça ambiental e social a partir da criação de políticas públicas que favoreçam a conservação das espécies exploradas e a dignidade dos povos (ALMADA, et al. 2016; SOLDATI; ALBUQUERQUE, 2008).

2.2 Conhecimento, uso, manejo e implicações socioecológicas na extração de flores em Eriocaulaceae

Embora menos usual do que outros PFNM, flores e inflorescências são exploradas em várias comunidades locais do mundo, principalmente no continente africano e asiático (MAHAPATRA; SHACKLETON, 2012; MAROYI, 2013). Nessas regiões, onde níveis de Índice de Desenvolvimento Humano são baixos devido a condições socioeconômicas díspares, a coleta de PFNM é um complemento familiar de renda, medicina, dieta e religiosidade (CHAVAN et al., 2016). A geração de renda é o principal fator de influência da coleta desses recursos, que podem ser comercializados como artesanato, tinturas, destilados, óleos, açúcares, sucos e medicamentos (AZHAR et al., 2019; CHAVAN et al., 2016; MASOODI; SUNDRIYAL, 2020).

No Brasil, escapos florais de *Calathea lutea* (Aubl.) G. Mey são coletados por comunidades ribeirinhas da Amazônia para a produção de cestos e outros itens artesanais, com práticas de manejo sustentável que garantem sua regeneração (LEONI & COSTA et al., 2013). Flores de *Hibiscus rosa-sinensis* L. são utilizadas na preparação de chás com propriedades antioxidantes e anti-hipertensivas, além de serem empregadas como ornamentos em pratos e sobremesas (SANTOS & REIS, 2021). A espécie *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC., conhecida como “macela”, possui inflorescências que são utilizadas em chás para tratar distúrbios digestivos e promover relaxamento (BIANCHI et al., 2023). Da mesma forma, flores de *Erythrina mulungu* Mart. ex Benth. e *Passiflora edulis* Sims são empregadas devido à propriedades sedativas e ansiolíticas (SANTOS; REIS, 2021).

Ainda que existam registros isolados que evocam a importância desses PFM, o conhecimento e uso de inflorescências no Brasil é fortemente contemplado pela coleta e manejo de “Flores sempre-vivas” (MONTEIRO et al., 2012). São plantas que possuem uma característica peculiar de manter a mesma aparência de seus escapos e inflorescências *in natura* durante anos após serem coletadas (MOREIRA et al., 2017). São representadas principalmente pelas famílias Eriocaulaceae, Xyridaceae, Cyperaceae e distribuídas principalmente nos campos rupestres do norte de Minas Gerais, e nas regiões Nordeste e Centro-Oeste (GIULIETTI; HENSOLD, 1990).

A família Eriocaulaceae é representada por 597 espécies, das quais 535 são endêmicas e altamente adaptadas em solos arenosos e ácidos, demonstrando notável capacidade de adaptação a condições adversas, como longos períodos de seca e baixa disponibilidade de nutrientes (CNCFLORA, 2024). Além disso, o táxon desempenha papéis ecológicos essenciais na manutenção de ecossistemas frágeis ao auxiliar na retenção do solo (FERNANDES, 2016). Adicionalmente, apresentam adaptações fisiológicas importantes, como associações com microrganismos edáficos que auxiliam na absorção de nutrientes, permitindo sua sobrevivência em *habitats* extremos (FERNANDES, 2016). Dados do Centro Nacional de Conservação da Flora revelam que 11 espécies estão classificadas como “Críticamente em Perigo” (CR), 11 como “Em Perigo” (EN) e 6 como “Vulneráveis” (VU) (CNCFLORA, 2024). Além disso, 3 espécies são consideradas como Pouco Preocupantes (LC) e 24 espécies estão apresentadas como “Dados Insuficientes” (DD) (CNCFLORA, 2024). Essas características tornam a família prioritária para conservação.

Características fenológicas da família incluem a sincronização do ciclo reprodutivo com os períodos de chuva. Durante a estação chuvosa, ocorre o crescimento vegetativo, enquanto a floração e a frutificação se concentram geralmente na estação seca (GARCIA et al., 2014). Os escapos florais são rígidos e elevam as inflorescências acima da vegetação, favorecendo tanto a dispersão do pólen quanto a atração de polinizadores (JUNIOR et al., 2022). As sementes, pequenas e leves, são dispersas principalmente pelo vento (anemocoria), estratégia essencial para colonizar áreas abertas e frequentemente perturbadas (SCHMIDT et al., 2007; BEDÊ et al., 2013).

Algumas espécies do Eriocaulaceae demonstram resiliência ao fogo, que além de favorecer sua sobrevivência, estimula a floração em ambientes com queimadas controladas (SCHMIDT et al., 2007; BARONIO et al., 2024; BEDÊ et al., 2013). No Cerrado, o fogo

atua como um distúrbio natural e uma ferramenta de manejo que reduz a cobertura vegetal rupestre, favorecendo o crescimento, o estabelecimento e o aumento de plântulas e escapes florais em espécies como *Comanthera elegantula* (Ruhland) L.R.Parra & Giul., *Syngonanthus nitens* Ruhland e *Actinocephalus polyanthus* (Bong.) Sano, entre outras (BEDÊ et al., 2018; NEVES et al., 2011).

As práticas de coleta mais difundidas pelos povos tradicionais são direcionadas para *Syngonanthus nitens* (capim dourado) e *Comanthera elegans*, principalmente para a produção de artesanatos e flores secas, movimentando mercados locais e internacionais (OLIVEIRA et al., 2021). Em Minas Gerais, a íntima relação criada entre os coletores locais e ao menos 35 espécies da família Eriocaulaceae, formaram laços de identidade socioculturais e socioambientais, havendo, portanto, o surgimento de um povo tradicional autodeclarado de Apanhadores de Flores Sempre- Vivas (AFSV) (MONTEIRO, 2021). As principais características que definem essas pessoas estão vinculadas à agregação de conhecimento ecológico local sobre o ciclo de vida, estratégias de conservação e domesticação da paisagem de PFTM (ALMADA, et al., 2016; MONTEIRO et al., 2012).

As práticas de coleta dos AFSV ocorrem na Serra do Espinhaço, Minas gerais. São anuais e abrangem ações de transumância que propiciam a criação de festivais, transporte de “gado curraleiro” e a construção de moradias temporárias nas “lapas” (FAO, 2018; FILHO, 2021). O conhecimento local associado envolve a etnotaxonomia das espécies coletadas, domesticação da paisagem e ações de conservação (ALMADA et al., 2016). Algumas dessas ações consistem na preservação de parte das inflorescências alvo de coleta nos campos rupestres (“restolho”) para garantir a continuidade da riqueza e abundância das espécies (MONTEIRO, 2019), mas ainda não existem registros quantitativos que sumariem a frequência de propágulos reprodutivos deixados nos locais de coleta. Essa mesma prática foi relatada em outras regiões brasileiras (SCHMIDT et al., 2007; SCHMIDT; TICKTIN, 2012). O “ressemeio” ou “enriquecimento” também já foi mencionado e corresponde no retorno ao campo nativo as inflorescências danificadas que perdem o valor comercial (MONTEIRO, 2019). Alguns AFSV também mencionam que é importante “bater” levemente as inflorescências em campo logo após a organização dos buquês e que as mesmas devem ser coletadas no mesmo sentido das correntes do ar, sugerindo o reconhecimento de anemocoria (MONTEIRO, 2019). Em conjunto, todas essas estratégias coletivas podem ser uma tentativa de repor o estoque de sementes no solo e permitir o recrutamento de mudas para o ano seguinte.

O manejo dos campos de coleta pelos AFSV consiste principalmente no uso do fogo. Geralmente, essas práticas são realizadas entre o fim da estação seca e o início da estação chuvosa, de forma monitorada, com controle das chamas e a execução de “aceiros”, similares às medidas de queimadas prescritas (MONTEIRO, 2019; MONTEIRO et al., 2012). Ainda assim, alguns estudos indicam que regimes inadequados de queima podem alterar padrões de diversidade e comprometer a funcionalidade dos ecossistemas (NEVES et al., 2011; SCHMIDT et al., 2008; SOUZA et al., 2018).

Em um contexto mais amplo, SCHMIDT e colaboradores (2016, 2018) apontam que as políticas preservacionistas iniciais no Cerrado adotaram a visão de “fogo zero”, justificando que seria inviável controlar a frequência e a intensidade das queimadas e evitar motivações antrópicas que pudessem agravar seus impactos. Contudo, esse discurso tem evoluído com a adoção de queimadas controladas por brigadistas de Unidades de Conservação, uma estratégia destinada a prevenir incêndios de grande magnitude, capazes de causar danos severos à biodiversidade, mesmo em espécies adaptadas (ICMBIO, 2018; BEDÊ et al., 2018; NEVES et al., 2011).

Embora a integração entre coleta, conservação e identidade cultural represente um modelo sustentável, o aumento da demanda comercial por PFNM nos últimos 50 anos tem intensificado a pressão sobre práticas tradicionais de coleta. Esse cenário foi diretamente relacionado ao declínio populacional de várias espécies, especialmente da família Eriocaulaceae (GIULIETTI; HENSOLD, 1990; NEVES et al., 2011). Para alguns autores as principais implicações ecológicas na coletaprecoce de propágulos reprodutivos vinculam-se ao: (i) esgotamento no estoque de sementes no campo; (ii) coleta inadequada que promove a mortalidade de partes vegetativas; (iii) diminuição nas taxas de crescimento populacional a longo prazo (BEDÊ et al., 2018; GHIMIRE et al., 2008; SOEHARTONO; NEWTON, 2001). Porém, também há indícios de que a coleta de estruturas reprodutivas em PFNM possam exercer baixa influência sobre sua dinâmica populacional (EMANUEL et al., 2005; LAMONT et al., 2001; SCHMIDT; TICKTIN, 2012; TICKTIN, 2004).

A implementação do Parque Nacional das Sempre-vivas, em 2002, e do Parque Estadual do Rio Preto em 1994 surgiram como uma iniciativa de conter o declínio populacional de várias espécies de sempre-vivas em risco de extinção relacionadas à coleta predatória como risco de ameaça (MOREIRA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2014 OLIVEIRA et al., 2015) e para preservar demais componentes da biodiversidade do Cerrado.

As medidas incluíram a proibição da coleta de todas as espécies de sempre-vivas e do uso do fogo na região com penalizações monetárias. No entanto, consultas públicas e participativas com as comunidades locais sobre a criação do parque não foram realizadas, gerando revolta entre os AFSV que repentinamente tiveram suas práticas e histórias de vida criminalizadas, conferindo conflitos socioambientais (MONTEIRO, 2019; MONTEIRO et al., 2012).

É importante ressaltar que a implantação de Unidades de Conservação deve apresentar uma Consulta prévia e Esclarecida aos povos indígenas e comunidades locais segundo a Convenção 169 da Organização Mundial do Trabalho (GARZÓN, 2009). Além disso, não existem evidências científicas palpáveis que mensurem simultaneamente os possíveis efeitos de coleta e do manejo do fogo associado sobre populações de flores sempre-vivas. Adicionalmente, a maioria das espécies conhecidas e utilizadas pelos AFSV apresentam a dinâmica populacional ainda desconhecida (FERNANDES et al., 2014), o que distancia ainda mais a apropriação teórica de inferir que a coleta tradicional possa estar vinculada à extinção dessas espécies. Apesar disso, a coleta tradicional de *Comanthera elegans*, uma espécie ameaçada de extinção, tem sido classificada como um fator de pressão, embora não existam estudos empíricos que avaliem seu impacto na dinâmica populacional. Essa lacuna científica dificulta a integração de práticas tradicionais em estratégias de manejo sustentável, gerando incertezas sobre sua compatibilidade com a conservação e cenários de racismo ambiental.

Como medida reacionária, a mobilização social dos AFSV criou em 2010 a Comissão em Defesa das Comunidades Extrativistas (CODECEX), uma organização que articula estratégias políticas de reivindicação por direitos territoriais e culturais violados. As principais atividades da CODECEX incluem o “direito à panha”, uso controlado do fogo e medidas de enfrentamento contra conflitos fundiários com Unidades de Conservação e atividades de mineração em seus territórios tradicionais (MONTEIRO et al., 2012; MONTEIRO, 2019). Parcerias com instituições de ensino nacionais e internacionais estão em crescimento, especialmente porque estudos em dinâmica populacional de flores sempre-vivas são escassos e esse número cai substancialmente para os que avaliam níveis de sustentabilidade das práticas de coleta e uso do fogo como variáveis preditoras.

Recentemente, as ações da CODECEX ganharam o cenário internacional, visto que o complexo sistema sociocultural dos AFSV foi o primeiro do Brasil a ser reconhecido pela FAO como "Patrimônio Agrícola Mundial" (FAO, 2020). O reconhecimento das

comunidades pela FAO como Sistema Importante do Patrimônio Agrícola Mundial (GIAHS) foi caracterizado pela interação entre laços culturais, sociais e de conservação com a coleta ornamental de cerca de 300 espécies de PFNM, além de atividades agrícolas locais (incluem o cultivo de feijão, milho, mandioca e frutas nativas, como o maracujá-do-mato) e o pastoreio rotacionado de gado curraleiro (FAO, 2020).

2.3 Critérios avaliados na classificação do risco de extinção da flora brasileira

A Política Nacional de Conservação de Espécies é legislada pelo Programa Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção (Pró-Espécie) e gerenciada pelo Ministério do Meio ambiente e Mudança do Clima (MMA, 2014). Tem como objetivo principal “adotar ações de prevenção, conservação, manejo e gestão para minimizar ameaças e o risco de extinção de espécies” (MMA, 2014). Para tal, três marcos internacionais são levados em consideração: (i) acordos estabelecidos pela Convenção da Diversidade Biológica (CDB); (ii) Metas de Aichi, estabelecidas em 2010 pela Conferência das Partes da CDB em Nagoya; (iii) Resolução 6 do Conselho Nacional de Biodiversidade, que define metas de conservação de espécies nacionais, com ênfase para a meta 12 (MMA, 2014). Dessa forma, é incumbido ao Pró-espécies a produção da lista vermelha de flora e fauna brasileira, a criação de Planos de Ação Nacionais de Conservação, além da construção de bancos de dados disponibilizados para avaliar a situação das espécies de risco (MMA, 2014).

A avaliação do *status* de conservação de plantas brasileiras é realizada pelo Centro Nacional de Conservação de Flora do Brasil (CNCFLORA, 2021), com sede no Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Atualmente o CNCFlora apresenta 46.233 espécies catalogadas e 7.525 avaliadas quanto ameaça de extinção (CNCFLORA, 2021). Uma “lista vermelha” de 2.953 espécies em risco de extinção foi divulgada em 2013 e publicada no “Livro Vermelho da Flora do Brasil” (MARTINELLI; MORAES, 2013). A elaboração e divulgação dessa bibliografia permite o estabelecimento de elos primordiais entre cientistas e autoridades para assegurar ações de conservação pelo Brasil (MARTINELLI; MORAES, 2013).

O conjunto de critérios utilizados pelo CNCFlora para classificar essas espécies baseia-se nas definições da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (MORAES et al., 2014). Tratam-se de nove categorias de extinção, ordenadas de forma contínua entre uma situação não preocupante até a possibilidade mais grave, completamente

extinta. Para enquadrar as espécies analisadas nas três categorias de extinção, “vulnerável”, “em perigo” e “criticamente em perigo”, são avaliadas informações compiladas com base em três níveis hierárquicos (LEÃO et al., 2014).

O primeiro e, possivelmente o mais importante nível, é distribuído em cinco “critérios”, nomeados com as letras A (redução populacional de no mínimo 50% nos últimos dez anos ou em três gerações); B (Distribuição geográfica igual ou inferior a 20.000 Km² condicionada por populações fragmentadas, reduzidas ou em declínio contínuo); C (tamanho e declínio populacional de espécies com menos de 10.000 indivíduos adultos aptos à reprodução) (populações muito pequenas ou restritas com menos de 1000 indivíduos reprodutivos existentes); E (análises quantitativas que, a partir de modelos estatísticos, inferem a probabilidade mínima de 50% na extinção de uma população em até 100 anos) (IUCN, 2001; MMA, 2013). Cada um destes critérios apresenta níveis secundários, que são referenciados com letras minúsculas, a, b, c, d (...). Por fim, cada um dos critérios secundários apresenta um terceiro nível hierárquico, registrado com i, ii, iii, iv (...) (IUCN, 2001; MMA, 2013).

Na Serra do Espinhaço, Minas Gerais, estima-se que 255 espécies estejam em risco de extinção, distribuídas entre campos rupestres, regiões de savana e sob diferentes altitudes (MONTEIRO et al., 2018). De acordo com Martinelli e Moraes (2013), dentre as espécies incluídas, 45 foram classificadas como criticamente em perigo (CR), 154 como em perigo (EN) e 56 como vulneráveis (VU). Por se tratar de uma região de elevados índices de endemismo, grande parte dessas espécies são classificadas de acordo com os parâmetros de distribuição geográfica (nível B) (POUGY et al., 2015). Geralmente, os arcabouços teóricos e técnicos da CNCFlora para utilizar a distribuição geográfica como um critério de classificação levam em consideração cálculos disponibilizados por dois bancos de dados, o “Global Biodiversity Information Facility”, utilizada globalmente e o “Species Link”, criada em Campinas, São Paulo em 2001 (GEOCAT, 2021; SPECIESLINK, 2021).

Na prática, a Política Nacional de Conservação de espécies botânicas utiliza esses levantamentos de risco de extinção da Serra do Espinhaço para criar zonas de amortecimento estratégico para a conservação da biodiversidade na região (LOYOLA et al., 2016; LOYOLA; LEWINSOHN, 2009). Uma delas, criada em 2015 é o “Plano de Ação Nacional para a Conservação da Flora Ameaçada de Extinção da Serra do Espinhaço Meridional”, uma medida que visa conciliar a conservação das espécies locais com a continuidade de práticas econômicas a partir da criação de áreas prioritárias de conservação (POUGY et al., 2015).

Dentre os principais fatores mencionados como vetores de pressão que põem em risco a biodiversidade local, destaca-se o uso do fogo antrópico, práticas agropecuárias e mineração (FERNANDES et al., 2014; MONTEIRO et al., 2018). Em 2018, foram sugeridas 19 microbacias prioritárias para a conservação da flora local, elucidando-se práticas de aceiros, políticas de fogo zero e ausência de atividades antrópicas para a proteção de até 67% das espécies em risco de extinção na região (MONTEIRO et al., 2018).

Apesar de urgente, essa política nacional apresenta negligências sociais, pois em nenhum momento mencionam e incluem os AFSV como sujeitos de composição culturalmente identitários (POUGY et al., 2015). Como consequência, a instauração de áreas prioritárias para a conservação da flora que desconsideram comunidades locais do entorno pode interferir diretamente nas formas de vida de centenas de famílias, já que estas são impedidas de usar a paisagem para práticas de coletas de flores, dentre outras atividades que tangem à sobrevivência familiar e que não são associativas às práticas agrícolas convencionais e mineração (MONTEIRO, 2019). Adicionalmente, a pressão por coleta tradicional frequentemente é mencionada pela CNCFlora como uma “característica de ameaça” ou “justificativa” descrita na base bibliográfica disponível para justificar, ainda que de forma secundária, o estado de conservação de espécies na região (CNCFlora, 2021) mesmo que não sejam apresentados estudos científicos que sustentem esses argumentos, o que pode gerar injustiça ambiental e conflitos socioambientais.

Então, é possível afirmar também que a Política Nacional para Conservação de Espécies apresenta lacunas metodológicas substanciais, porque as inferências dos impactos sobre o ciclo de vida de espécies vegetais devem ser avaliadas mediante a execução de estudos robustos em dinâmica populacional que considerem possíveis vetores de pressão como variáveis de investigação e fatores ambientais como covariáveis (HART-FREDELUCES et al., 2021; HART-FREDELUCES; TICKTIN, 2019). Essas medidas são importantes pois auxiliam na conservação da sociobiodiversidade local, já que permitem conhecer especificidades dos ciclos de vida de diferentes espécies, gerir planos de monitoramento participativo de coleta com as comunidades locais, metas e diversas ações que podem ser incluídas em futuros planos nacionais de conservação de espécies, além de auxiliar na análise dos critérios de classificação de extinção, como propõe o recente Plano de Ação Territorial do Espinhaço, PAT Espinhaço (IEF, 2021).

2.4 Metodologias utilizadas em estudos de Dinâmica Populacional

A implicação do manejo tradicional de plantas sobre as populações das espécies alvo pode ser inferida utilizando-se diferentes metodologias. Estudos de estruturas populacionais por exemplo (classes de idade) foram importantes para verificar a natureza desses efeitos (SOLDATI; ALBUQUERQUE, 2008). No entanto, são análises pontuais que não permitem projeções (HALL; BAWA, 1993). Nesse sentido, os estudos de dinâmica populacional (matriz populacional baseada em estágios de vida) recebem destaque, pois também permitem estimar as taxas de crescimento populacional (λ) e realizar análises de sensibilidade e elasticidade, considerando ambientes periódicos ou estocásticos (CASWELL et al., 2018). Análises de elasticidade também têm sido utilizadas para esse propósito, projetando mudanças no λ em resposta a pequenas variações nas taxas vitais das populações estudadas (FRECKLETON et al., 2003; SCHMIDT et al., 2007).

Contudo, os modelos matriciais são baseados na categorização dos estágios de vida, tornando o modelo menos sensível (METCALF et al., 2013). Assim, atualmente os Modelos de Projeção Integral (IPMs) tem sido considerados apropriados para modelar populações em situações nas quais as variáveis utilizadas para descrever a estrutura populacional são contínuas (GARCÍA et al., 2016). Esses modelos são descritos a partir de funções do tipo Kernel, caracterizadas pela criação de regressões que estimam taxas de sobrevivência, crescimento e fecundidade populacional em função de medidas morfométricas individuais dos indivíduos (tamanho e peso, por exemplo) amostrados (PLARD et al., 2019). Para estabelecer comparações entre as taxas demográficas individuais, são necessários no mínimo dois anos de censo (MANDLE et al., 2015). IPMs agregam variáveis ambientais como covariáveis, o que permite vincular a influência do clima ou de condições edáficas sobre as taxas demográficas de cada indivíduo para projetar a dinâmica populacional de espécies (MEROW et al., 2014; TORRES-GARCÍA et al., 2020). Esse tipo de metodologia tem sido utilizada para descobrir efeitos da herbivoria, disponibilidade de recursos, extração antrópica e de queimadas na sobrevivência de espécies botânicas (DAHLGREN; EHRLÉN, 2011; HART-FREDELUCES et al., 2021; HEGLAND et al., 2010; MANDLE et al., 2015). IPMs também permitem realizar projeções a longo prazo e podem, portanto, auxiliar na caracterização de risco de extinção das espécies, estimar o efeito das mudanças climáticas a nível populacional e fenômenos estocásticos (PLARD et al., 2019).

Já a análise do Experimento de Resposta à Tabela de Vida (LTRE) é um método usado para decompor os efeitos de possíveis tratamentos nas taxas de crescimento

populacional em contribuições de diferentes parâmetros instituídos pelos IPMs (CASWELL, 2010). Originalmente desenvolvido para ambientes determinísticos, o LTRE foi estendido para analisar taxas de crescimento estocásticas, considerando a dinâmica ambiental e as respostas da taxa vital (CASWELL, 2010). Avanços recentes incluem um método LTRE exato, que calcula respostas precisas das taxas de crescimento às diferenças da taxa vital e inclui termos de interação, melhorando as aproximações clássicas (HERNÁNDEZ et al., 2023). A análise LTRE foi aplicada a vários contextos, incluindo populações de plantas e polímeros (CASWELL, 2010). Embora não esteja diretamente relacionada ao LTRE, a Análise de Transição Latente (LTA) é outro método usado em estudos longitudinais para modelar inter-relações de múltiplas variáveis de classe latentes (NYLUND-GIBSON et al., 2022). Tanto o LTRE quanto o LTA são ferramentas valiosas para pesquisadores que analisam dados ecológicos e comportamentais complexos ao longo do tempo.

2.5 Referências bibliográficas

- ALBUQUERQUE, U. P.; ALVES, R. R. N. **Introduction to Ethnobiology**. 1. ed. [s.l.] Springer, Cham, 2016.
- ALMADA, E. D.; ANAYA, F. C.; MONTEIRO, T. M. Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil. In: SPRINGER (Ed.). **Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil**. Fernandes, ed. [s.l.: s.n.]. p. 479–499.
- ANTUNES, A.; SIMMONS, C. S.; VEIGA, J. P. Non-timber forest products and the cosmetic industry: an econometric assessment of contributions to income in the Brazilian Amazon. **Land**, v. 10, n. 6, p. 588, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/land10060588>.
- ASSEFA, B.; GLATZEL, G.; BUCHMANN, C. Ethnomedicinal uses of *Hagenia abyssinica* (Bruce) J.F. Gmel. among rural communities of Ethiopia. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 6, p. 1–10, 2010.
- ASWANI, S.; LEMAHIEU, A.; SAUER, W. H. H. Global trends of local ecological knowledge and future implications. **PLoS ONE**, v. 13, n. 4, p. 1–19, 2018.
- AZHAR, I. et al. The Utilization of Sugar Palm (*Arenga pinnata*) by the People Around Batang Gadis Nasional Park Area. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 305, n. 1, 2019.
- BACHI, L.; CARVALHO-RIBEIRO, S. Markets for non-timber forest products (NTFPs): the role of community-based tourism (CBT) in enhancing Brazil's sociobiodiversity. **Forests**, v. 14, p. 298, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/f14020298>.

BAL, P.; KAPITZA, S.; CADENHEAD, N. C.; KOMPAS, T.; HA, P. V.; WINTLE, B. A. Predicting the ecological outcomes of global consumption.: **Quantitative Methods**, 1-20, 2020. doi: <https://10.48550/arXiv.2003.04231>

BALEMIE, K.; KEBEBEW, F. Ethnobotanical study of wild edible plants in Derashe and Kucha Districts, South Ethiopia. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 2, p. 1–9, 2006.

BARONIO, G. J.; BRESSAN, A. C. G.; ALMEIDA, R. B. P.; PIVELLO, V. R. Vegetation dynamics after fire in the Brazilian Campo Rupestre: effects on native plant communities and flower harvesting. **Flora**, v. 320, p. 152611, nov. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2024.152611>.

BEDÊ, L. C. et al. Effects of traditional extractive management on the seedling recruitment dynamics of *Comanthera elegantula* (Eriocaulaceae) in Espinhaço mountain range, SE Brazil. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 238, p. 216–224, 2018.

BEDE, L. C.; NEVES, A. C.; MARTINS, R. P. Extractive management of star-flowers (Eriocaulaceae): science and traditional knowledge as a basis for assessing its ecological sustainability. **Anais do LXIV Congresso Nacional de Botânica**, n. June 2014, p. 95–99, 2013.

BRANDT, R. et al. Knowledge and valuation of Andean agroforestry species: The role of sex, age, and migration among members of a rural community in Bolivia. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 9, n. 1, 2013.

BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Portaria ICMBio nº 1.150, de 6 de dezembro de 2022**. Estabelece princípios, diretrizes e procedimentos para a implementação do Manejo Integrado do Fogo nas unidades de conservação federais. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/noticias/ultimas-noticias/regulamentacoes-asseguram-o-manejo-integrado-do-fogo-nas-unidades-de-conservacao>. Acesso em: 26 nov. 2024.

BRASIL. **Lei nº 14.944, de 31 de julho de 2024**. Institui a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo, altera dispositivos das Leis nº 7.735/1989, 12.651/2012 e 9.605/1998, e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2023-2026/2024/Lei/L14944.htm. Acesso em: 26 nov. 2024.

BRASIL. **Projeto de Lei nº 880, de 2021**. Institui a Política Nacional de Promoção da Alimentação e dos Produtos da Sociobiodiversidade de Povos e Comunidades

Tradicionais e dá outras providências. Iniciativa: Senador Jaques Wagner (PT/BA). Disponível em: <https://legis.senado.leg.br/sdleg-getter/documento?dm=8940147&disposition=inline>. Acesso em: 26 nov. 2024.

BRUSCHI, P. et al. Traditional uses of plants in a rural community of Mozambique and possible links with Miombo degradation and harvesting sustainability. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 10, n. 1, p. 1–22, 2014.

CASAS, A.; LADIO, A. H.; CLEMENT, C. R. Editorial: Ecology and evolution of plants underdomestication in the neotropics. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, n. JUN, p. 1–5, 2019.

CASSINO, M. F. et al. Ethnobotany and Ethnoecology Applied to Historical Ecology. In: ALBUQUERQUE, U. P. ET. A. (Ed.). **Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology**. [s.l.] Springer International Publishing, 2019. p. 187–208.

CASWELL, H. Advances in plant demography using matrix models: life table response experiment analysis of the stochastic growth rate. **Journal of Ecology**, v. 98, p. 324–333, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01627.x>.

CASWELL, H; VRIES C; HARTEMINK, N; ROTH, G; VAN DAALEN, S. F. Caswll et al, 2018.pdf. **Ecological Monographs**, v. 88, n. 4, p. 560–584, 2018.

CHAVAN, S. B. et al. Trees for life: Creating sustainable livelihood in Bundelkhand region of central India. **Current Science**, v. 111, n. 6, p. 994–1002, 2016.

CHUKWUONE, NNAEMEKA ANDEGBE; ADEOSUN, KEHINDE PAUL; CHUKWUONE, C. A. Socioeconomic factors affecting households' use of indigenous forest management practices in managing non-wood forest products: evidence from forest communities in Nigeria derived savannah. **Heliyon**, v. 6, n. 10, p. 11, 2020.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Política de Garantia de Preços Mínimos para os Produtos da Sociobiodiversidade (PGPMBio)**. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/precos-minimos/pgpm-bio>. Acesso em: 26 nov. 2024. Publicado em: 2023.

DAHLGREN, J. P.; EHRLÉN, J. Incorporating environmental change over succession in an integral projection model of population dynamics of a forest herb. **Oikos**, v. 120, n. 8, p. 1183–1190, 2011.

DASH, M.; BEHERA, B.; RAHUT, D. B. Determinants of household collection of non-timber forest products (NTFPs) and alternative livelihood activities in Similipal Tiger

Reserve, India. **Forest Policy and Economics**, v. 73, p. 215–228, 2016.

DE ALBUQUERQUE, U. P. et al. The use of plants in the medical system of the Fulni-ô people (NE Brazil): A perspective on age and gender. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 133, n. 2, p. 866–873, 2011.

DE OLIVEIRA, M. N. S. et al. Implications of the harvest time on *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae) management in the state of Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botanica**, v. 37, n. 2, p. 95–103, 2014.

EMANUEL, P. L.; SHACKLETON, C. M.; BAXTER, J. S. Modelling the sustainable harvest of *Sclerocarya birrea* subsp. *caffra* fruits in the South African lowveld. **Forest Ecology and Management**, v. 214, n. 1–3, p. 91–103, 2005.

FERNANDES, G. W. **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. 1. ed. Cham: Springer, 2016. 590 p. ISBN 978-3319298078.

FERNANDES, G. W. et al. Natureza & Conservação megadiverse rupestrian grasslands. **Natureza & Conservação**, v. 2, n. 2, p. 162–165, 2014.

FRECKLETON, R. P. et al. Predicting the impacts of harvesting using structured population models: The importance of density-dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, n. 5, p. 846–858, 2003.

FREITAS, M. A. B.; MAGALHÃES, J. L. L.; CARMONA, C. P.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; VIEIRA, I. C. G.; TABARELLI, M. Intensification of açai palm management largely impoverishes tree assemblages in the Amazon estuarine forest. **Biological Conservation**, v. 261, p. 109251, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109251>.

GAOUE, O. G. et al. Defoliation and bark harvesting affect life-history traits of a tropical tree. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1563–1571, 2013.

GAOUE, O. G. et al. Theories and Major Hypotheses in Ethnobotany. **Economic Botany**, v. 71, n. 3, p. 269–287, 2017.

GAOUE, O. G.; HORVITZ, C. C.; KLIMAS, C. A.; TICKTIN, T.; ENDERSS, B. A. Modelling sustainable harvest of non-timber forest products: Incorporating demographic costs of non-lethal harvest and synergistic effects of timber logging. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 3, p. 398–406, 2016. DOI: 10.1111/2041-210X.12493.

GARCÍA, N. et al. Demography and sustainable management of two fiber-producing *Astrocaryum* palms in Colombia. **Biotropica**, v. 48, n. 5, p. 598–607, 2016.

GARCIA, Q. S.; OLIVEIRA, P. G.; DUARTE, D. M. Seasonal changes in germination and dormancy of buried seeds of endemic Brazilian Eriocaulaceae. **Seed**

Science Research, v. 24, n. 2, p. 113–117, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0960258514000038>.

GARZÓN, B. R. **Convenção 169 da OIT sobre povos indígenas e tribais**. 1. ed. [s.l: s.n.]. v.1

GHIMIRE, S. K. et al. Demographic variation and population viability in a threatened Himalayan medicinal and aromatic herb *Nardostachys grandiflora*: Matrix modelling of harvesting effects in two contrasting habitats. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 1, p. 41– 51, 2008.

GIULIETTI, A. M.; HENSOLD, N. Padrões de distribuição geográfica dos gêneros de Eriocaulaceae. **Acta Botanica Brasilica**, v. 4, n. 1, p. 133–158, 1990.

GIULIETTI, N. et al. Estudos em sempre-vivas: importância econômica do extrativismo em Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 1, n. 2 suppl 1, p. 179–193, 1987.

GODOY, R. A.; BAWA, K. S. The economic value and sustainable harvest of plants and animals from the tropical forest: Assumptions, hypotheses, and methods. **Economic Botany**, v. 47, n. 3, p. 215–219, 1993.

HALL, P.; BAWA, K. Non-Timber Tropical Forest Products on Plant Populations. **Economic Botany**, v. 47, n. 3, p. 234–247, 1993.

HARBI, J. et al. Making a bridge between livelihoods and forest conservation: Lessons from non timber forest products' utilization in South Sumatera, Indonesia. **Forest Policy and Economics**, v. 94, n. February 2017, p. 1–10, 2018.

HART-FREDELUCES, G. M.; TICKTIN, T.; LAKE, F. K. Simulated Indigenous fire stewardship increases the population growth rate of an understorey herb. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 3, p. 1133–1147, 2021.

HART-FREDELUCES, G.; TICKTIN, T. Fire, leaf harvest, and abiotic factors drive demography of an ecologically and culturally important understory plant. **Ecosphere**, v. 10, n.7, 2019.

HEGLAND, S. J.; JONGEJANS, E.; RYDGREN, K. Investigating the interaction between ungulate grazing and resource effects on *Vaccinium myrtillus* populations with integral projection models. **Oecologia**, v. 163, n. 3, p. 695–706, 2010.

HERNÁNDEZ, C. M.; ELLNER, S. P.; ADLER, P. B.; HOOKER, G.; SNYDER, R. E. An exact version of Life Table Response Experiment analysis, and the R package exactLTRE. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 14, p. 939–951, 2023. DOI:

<https://doi.org/10.1111/2041-210X.14065>.

HOLMES, C. M. Assessing the perceived utility of wood resources in a protected area of Western Tanzania. **Biological Conservation**, v. 111, n. 2, p. 179–189, 2003.

JUNIOR, M. E. R.; COSTA, A. C. G. da; MILET-PINHEIRO, P.; NAVARRO, D.; THOMAS, W. W.; GIULIETTI, A. M.; MACHADO, I. C. Mixed pollination system and floral signals of *Paepalanthus* (Eriocaulaceae): insects and geitonogamy ensure high reproductive success. **Annals of Botany**, v. 129, n. 4, p. 473–484, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcac008>.

KALA, C. P. Indigenous uses, population density, and conservation of threatened medicinal plants in protected areas of the Indian Himalayas. **Conservation Biology**, v. 19, n. 2, p. 368–378, 2005.

KHAN, ABDUL RAZZAQ; KHAN, ABUTURAB; RAZZAQ, S. Conceptualizing Local Knowledge and Disaster Management Khan,. **Munich Personal Repec Archive**, n. 63378, p.12, 1995.

KONTOLEON, A.; PASCUAL, U.; SWANSON, T. (Orgs.). **Biodiversity economics: principles, methods and applications**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. 692 p. ISBN 978-0521154659.

LAIRD, S. A; MCLAIN, R. J.; WYNBERG, R. P. **Wild Product Governance**. London: Earthscan, 2010.

LAMONT, B. B. et al. Conservation requirements of an exploited wildflower: Modelling the effects of plant age, growing conditions and harvesting intensity. **Biological Conservation**, v.99, n. 2, p. 157–168, 2001.

LAWRENCE, D. C.; LEIGHTON, M.; PEART, D. R. Availability and Extraction of Forest Products in Managed and Primary Forest around a Dayak Village in West Kalimantan, Indonesia. **Conservation Biology**, v. 9, n. 1, p. 76–88, 1995.

LEÃO, T. C. C. et al. Predicting extinction risk of Brazilian Atlantic Forest angiosperms. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1349–1359, 2014.

LEONI, J. M.; COSTA, F. R. C. Sustainable use of *Calathea lutea* in handicrafts: a case study from the Amanã Sustainable Development Reserve in the Brazilian Amazon. **Economic Botany**, v. 67, n. 1, p. 30–40, 2013.

LIMA, I. L. P.; SCARIOT, A.; GIROLDO, A. B. Sustainable Harvest of Mangaba (*Hancornia speciosa*) Fruits in Northern Minas Gerais, Brazil. **Economic Botany**, v. 67, n. 3, p. 234–243, 2013.

LOPES, E. et al. Mapping the socio-ecology of Non Timber Forest Products (NTFP)

extraction in the Brazilian Amazon: The case of açaí (*Euterpe precatoria* Mart) in Acre. **Landscape and Urban Planning**, v. 188, n. August, p. 110–117, 2019.

LOYOLA, R. D.; LEWINSOHN, T. M. Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macrogeográfico. **Megadiversidade**, v. 5, n. 1–2, p. 27–42, 2009.

LOYOLA, RAFAEL; MACHADO, N. Áreas prioritárias para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional. In: **Plano de Ação Nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional**. [s.l.] Instituto de Pesquisas Jardim Botânico, 2016. p. 49–54.

MAHAPATRA, A. K.; SHACKLETON, C. M. Exploring the relationships between trade in natural products, cash income and livelihoods in tropical forest regions of Eastern India. **International Forestry Review**, v. 14, n. 1, p. 62–73, 2012.

MANDLE, L.; TICKTIN, T.; ZUIDEMA, P. A. Resilience of palm populations to disturbances determined by interactive effects of fire, herbivory and harvest. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 4, p. 1032–1043, 2015.

MAROYI, A. Use of weeds as traditional vegetables in Shurugwi District, Zimbabwe. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 9, n. 1, p. 1–10, 2013.

MARTÍNEZ-RAMOS, M.; ANTEN, N. P. R.; ACKERLY, D. D. Defoliation and ENSO effects

MASOODI, H. U. R.; SUNDRIYAL, R. C. Richness of non-timber forest products in Himalayan communities - Diversity, distribution, use pattern and conservation status. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 16, n. 1, p. 1–15, 2020.

MCALVAY, A. C. et al. Ethnobiology Phase VI: Decolonizing Institutions, Projects, and Scholarship. **Journal of Ethnobiology**, v. 41, n. 2, p. 170–191, 2021.

MELLO, N. G.; GULINCK, H.; BROECK, P. V.; PARRA, C. Social-ecological sustainability of non-timber forest products: a review and theoretical considerations for future research. **Forest Policy and Economics**, v. 112, p. 102109, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102109>.

MEROW, C. et al. Advancing population ecology with integral projection models: A practical guide. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 2, p. 99–110, 2014.

METCALF, C. J. E. et al. IPMpack: An R package for integral projection models. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 4, n. 2, p. 195–200, 2013.

MIINA, J. et al. Modelling Non-timber Forest Products for Forest Management

Planning in Europe. **Current Forestry Reports**, v. 6, n. 4, p. 309–322, 2020.

MONTEIRO, F. T. **NAS FRONTEIRAS DAS MINAS COM OS GERAIS : as terras de uso comum e o uso coletivo de terras Versão corrigida**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2019.

MONTEIRO, F. T.; PEREIRA, D. B.; DEL GAUDIO, R. S. Os(as) apanhadores(as) de flores e o Parque Nacional das Sempre-Vivas: entre ideologias e territorialidades. **Sociedade & Natureza**, v. 24, n. 3, p. 419–433, 2012.

MONTEIRO, L. et al. Conservation priorities for the threatened flora of mountaintop grasslands in Brazil. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 238, p. 234–243, 2018.

MORAES, M. A. et al. Categorizing threatened species: An analysis of the Red List of the flora of Brazil. **Oryx**, v. 48, n. 2, p. 258–265, 2014.

MOREIRA, F. D. C.; OLIVEIRA, M. N. S.; TANAKA, M. K. Desenvolvimento da sempre viva (*Comanthera elegans* (Bong.) L.R. Parra & Giul.) em três sistemas de cultivo. **Ornamental Horticulture**, v. 23, n. 2, p. 117, 2017.

MORSELLO, C. et al. Does trading non-timber forest products drive specialisation in products gathered for consumption? Evidence from the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 100, p. 140–149, 2014.

MUIR, G. F. et al. Into the Wild: Disentangling Non-Wood Terms and Definitions for Improved Forest Statistics. **International Forestry Review**, v. 22, n. 1, p. 101–119, 2020.

NAZAREA, V. D. Local knowledge and memory in biodiversity conservation. **Annual Review of Anthropology**, v. 35, p. 317–335, 2006.

NEUMMAN, R. P.; HIRSCH, E. **Commercialisation of non-timber forest products: review and analysis of research**. 1. ed. Bogor: 1, 2000.

NEVES, A. C. DE O.; BEDÊ, L. C.; MARTINS, R. P. Revisão sobre os efeitos do fogo em Eriocaulaceae como subsídio para a sua conservação. **Biodiversidade Brasileira**, v. 0, n. 2, p. 50–66, 2011.

NYLUND-GIBSON, K.; GARBER, A. C.; CARTER, D. B.; CHAN, M.; ARCH, D. A. N.; SIMON, O.; WHALING, K.; TARTT, E.; LAWRIE, S. I. Ten frequently asked questions about latent transition analysis. **Psychological Methods**, v. 28, n. 2, p. 284–300, abr. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1037/met0000486>.

OJEDA-ZAVALA, N. Erring on the side of indigenous peoples: traditional knowledge, scientific uncertainty, and indigenous participation in decision-making. **Nordic Journal of International Law**, v. 91, n. 3, p. 453–508, 2022. DOI:

<https://doi.org/10.1163/15718107-91030008>.

OLIVEIRA, M. N. S. et al. Harvest times of *Comanthera elegans*, a worldwide traded Brazilian species of everlasting flower: implications on seed production, germination, and on species management. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 38, n. 4, p. 795–808, 2015.

on vital rates of an understorey tropical rain forest palm. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 5, p. 1050–1061, 2009.

PALASCHUK, N.; GAUTHIER, J.; BULLOCK, R. Developing community-based criteria for sustaining non-timber forest products: a case study with the Missanabie Cree First Nation. **Forest Policy and Economics**, v. 158, p. 103104, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2023.103104>.

PANDEY, A. K.; TRIPATHI, Y. C.; KUMAR, A. Non Timber Forest Products (NTFPs) for Sustained Livelihood: Challenges and Strategies. **Research Journal of Forestry**, v. 10, n. 1, p. 1–7, 2016.

PARRA, L. R. et al. Reestablishment and new circumscription of *Comanthera* (Eriocaulaceae). **Taxon**, v. 59, n. 4, p. 1135–1146, 2010.

PETERS, C. M. **Sustainable harvest of non-timber plant resources in tropical moist forest: an ecological primer**, USAID Biodiversity Support Programme, Washington DC. Washington: [s.n.].

PIEROTTI, R. **Indigenous Knowledge, Ecology, and Evolutionary Biology**. 1. ed. New York: Routledge, 2011.

PIEROTTI, R. World views and the concept of “traditional”. **Ethnobiology Letters**, v. 9, n. 2, p. 299–304, 2018.

PLARD, F. et al. IPM2: toward better understanding and forecasting of population dynamics. **Ecological Monographs**, v. 89, n. 3, p. 1–18, 2019.

POUGY, N. et al. Plano de ação nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional. p. 100, 2015.

PRADO, H. M. A ETNOECOLOGIA EM PERSPECTIVA: ORIGENS, INTERFACES E. 2011.

RODRIGUE, M. The precautionary principle in environmental law. **Open Journal of Social Sciences**, v. 11, p. 548–567, 2023.

SANTOS, I. C. dos; REIS, N. Edible flowers: traditional and current use. **Ornamental Horticulture**, v. 27, n. 4, p. 438–445, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/2447-536X.v27i4.2392>.

SAYNES-VÁSQUEZ, A. et al. Cultural change and loss of ethnoecological knowledge among the Isthmus Zapotecs of Mexico. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine**, v. 9, n. 1, p. 1–10, 2013.

SCHMIDT, C. et al. Biological studies on Brazilian plants used in wound healing. v. 122, p. 523–532, 2009.

SCHMIDT, I. B. et al. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 5, p. 2094–2101, 2018.

SCHMIDT, I. B. et al. Implementação do programa piloto de manejo integrado do fogo em três unidades de conservação do Cerrado. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 2, p. 55–70, 2016.

SCHMIDT, I. B. et al. Produção e germinação de sementes de “capim dourado”, *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae): implicações para o manejo. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 37–42, 2008.

SCHMIDT, I. B.; FIGUEIREDO, I. B.; SCARIOT, A. Ethnobotany and effects of harvesting on the population ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapao region, central Brazil. **Economic Botany**, v. 61, n. 1, p. 73–85, 2007.

SCHMIDT, I. B.; TICKTIN, T. When lessons from population models and local ecological knowledge coincide - Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian savanna. **Biological Conservation**, v. 152, p. 187–195, 2012.

SCHUNKO, C.; LECHTHALER, S.; VOGL, C. R. Conceptualising the factors that influence the commercialisation of non-timber forest products: The case of wild plant gathering by organic herb farmers in South Tyrol (Italy). **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 7, 2019.

SIH, A.; CHRISTENSEN, B. Optimal diet theory: When does it work, and when and why doesn't it fail? **Animal Behaviour**, v. 61, n. 2, p. 379–390, 2001.

SILVA, T. C. et al. Non-timber forest products in Brazil: A bibliometric and a state of the art review. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 17, 2020.

SILVEIRA JUNIOR, W. J. DA et al. Conflitos Entre Usos E Proteção De Espécies Vegetais Nas Unidades De Conservação Da Serra De São José, Minas Gerais. **Geo UERJ**, n. 37, p. e37383, 2020.

SOEHARTONO, T.; NEWTON, A. C. Conservation and sustainable use of tropical trees in the genus *Aquilaria* II. The impact of gaharu harvesting in Indonesia. **Biological Conservation**, v. 97, n. 1, p. 29–41, 2001.

SOLDATI, G. T.; ALMADA, E. D. Political ethnobiology. **Ethnobiology and Conservation**, v. 13, p. 20, 12 jul. 2024. DOI: <https://doi.org/10.15451/ec2024-07-13.20-1-18>.

SOLDATI, G. T; ALBUQUERQUE, U. P. Non-Timber Forest Products in Ontario: An Overview. **Functional Ecosystems and Communities**, v. 2, n. Spceial Issue 1, p. 21–31, 2008.

SOUSA, R. DA S.; DE MEDEIROS, P. M.; ALBUQUERQUE, U. P. Can socioeconomic factors explain the local importance of culturally salient plants in a social-ecological system? **Acta Botanica Brasilica**, v. 33, n. 2, p. 283–291, 2019.

SOUTO, W. M. S. et al. Zootherapeutic uses of wildmeat and associated products in the semiarid region of Brazil: General aspects and challenges for conservation. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, v. 14, n. 1, p. 1–16, 2018.

SOUZA, J. M.; SCHMIDT, I. B.; CONCEIÇÃO, A. A. How do fire and harvesting affect the population dynamics of a dominant endemic Velloziaceae species in campo rupestre? **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 238, p. 225–233, 2018.

STANLEY, D.; VOEKS, R.; SHORT, L. Is non-timber forest product harvest sustainable in the less developed world? A systematic review of the recent economic and ecological literature. **Ethnobiology and Conservation**, v. 1, n. 2012, p. 1–39, 2012.

TERUYA, M. et al. Handicrafts from Jalapão (TO), Brazil , and their relationship to plant anatomy Your use of this PDF , the BioOne Web site , and all posted and associated content Handicrafts from Jalapão (TO), Brazil , and their relationship to plant anatomy. **Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 138, n. 1, p. 34–40, 2011.

TICKTIN, T. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 1, p. 11–21, 2004.

TISDELL, C. The precautionary principle revisited: its interpretations and their conservation consequences. **The Singapore Economic Review**, v. 55, n. 2, p. 251–272, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1142/S0217590810003754>.

TORRES-GARCÍA, I. et al. Integral Projection Models and Sustainable Forest Management of *Agave inaequidens* in Western Mexico. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, n. August, p. 1–15, 2020.

VANTOMME, P. The Silviculture of Tropical Nonwood Forest Products, Between **Farming and Forestry**. p. 119–127, 2011.

VARUGHESE, G.; OSTROM, E. The contested role of heterogeneity in collective action: Some evidence from community forestry in Nepal. **World Development**, v. 29, n. 5, p. 747– 765, 2001.

VÁZQUEZ-ELORZA, A. Regional wealth with biodiversity and socioeconomic marginality. **Scientia Et PRAXIS**, v. 1, n. 01, p. 9–16, 2021. DOI: <https://doi.org/10.55965/setp.1.01.a2>.

WATSON-VERRAN, H.; TURNBULL, D. Science and Other Indigenous Knowledge Systems. **Handbook of Science and Technology Studies**, n. January 1995, p. 114–139, 2014.

WOLVERTON, S.; NOLAN, J. M.; AHMED, W. Ethnobiology, political ecology, and conservation. **Journal of Ethnobiology**, v. 34, n. 2, p. 125–152, 2014.

ZHANG, T.; YU, L.; MAN, Y.; et al. Effects of harvest intensity on the marketable organ yield, growth and reproduction of non-timber forest products (NTFPs): implication for conservation and sustainable utilization of NTFPs. **Forest Ecosystems**, v. 8, p. 56, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00332-w>.

ZUIDEMA, P. A. et al. Integral projection models for trees: A new parameterization method and a validation of model output. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 2, p. 345–355, 2010.

3. CAPÍTULO II – ÁREA DE ESTUDO E GRUPOS ESTUDADOS

A região onde foi conduzido o presente estudo pertence à Serra do Espinhaço, uma formação dominada pelos Campos Rupestres, um complexo vegetacional determinado principalmente pelos solos litólicos, predominantemente quartzíticos. Nestes solos, encontram-se formações herbáceo-arbustivas, entremeadas por matas ciliares e pontuadas por ilhas de capão (RAPINI et al., 2008; FERNANDES et al., 2014). Longe de ser homogêneos, os Campos Rupestres são influenciados pelos domínios da Caatinga e Cerrado, associados a uma variedade de microclimas, apresentando-se como um mosaico vegetacional de altíssima riqueza e alto grau de endemismo (RAPINI et al., 2008; DRUMMOND et al., 2005; FERNANDES et al., 2014).

A Serra do Espinhaço é um centro de diversidade genética das famílias Eriocaulaceae, Xyridaceae, Cyperaceae, Rapataceae e Amaranthaceae (GIULIETTI et al., 1988; GIULIETTI et al., 1996), concentrando cerca de 80 a 90% de todas as espécies do país conhecidas popularmente como sempre-vivas. Suas inflorescências, após colhidas e secas, mantêm a forma e a coloração. Nesse ambiente complexo, as espécies de sempre-vivas são extremamente adaptadas aos diferentes tipos de solo e às condições hídricas locais, entre outros fatores, apresentando-se muitas vezes em "manchas" (RAPINI et al., 2008).

Estes produtos florestais não madeireiros são tradicionalmente coletados na Serra do Espinhaço, especialmente na sua porção meridional, no estado de Minas Gerais. Além das flores, que são o principal recurso explorado, também são coletados folhas, frutos secos e sementes, conhecidos localmente como "mercadorias" (MONTEIRO, 2011). A extração de sempre-vivas ocorre em diferentes locais na paisagem, como campos, serras, serrinhas e boqueirões, sendo a escolha influenciada pela época do ano e pela demanda de mercado (MONTEIRO, 2011).

De acordo com Monteiro (2011), no final dos anos 1990, a Serra do Espinhaço, em Minas Gerais, foi avaliada por gestores ambientais públicos, técnicos de organizações não governamentais ambientalistas e cientistas como "área prioritária para a conservação/proteção da biodiversidade", devido às suas raridades e exclusividades. O Ministério do Meio Ambiente também adotou essa priorização como referência para as ações ambientais do Governo Federal no estado de Minas Gerais. Posteriormente, essa avaliação foi ratificada no Zoneamento Ecológico Econômico de Minas Gerais (2008), que

reiterou a criação de Unidades de Conservação (UCs) de proteção integral da natureza como política ambiental oficial (DRUMMOND et al., 2005; SCOLFORO et al., 2008).

As justificativas incluíram: a) espécies endêmicas da flora nativa, como as flores sempre-vivas, algumas raras e ameaçadas de extinção; b) água de qualidade e abundância; c) beleza cênica exclusiva; d) importância de áreas para pesquisas científicas sobre o bioma/biodiversidade; e e) atividades turísticas, como ecoturismo, como possíveis vetores de desenvolvimento regional sustentável. Esses elementos foram fundamentais para a justificativa da Serra do Espinhaço tornar-se uma das Reservas da Biosfera reconhecidas pela UNESCO em 2005, sendo também apontada como uma região que abriga o patrimônio cultural mineiro (MONTEIRO, 2010).

A ocupação do Cerrado e suas formações campestres foi intensa, tornando difícil encontrar áreas significativamente conservadas sem a presença de moradores que habitam e utilizam seus recursos como fonte básica de renda familiar há várias gerações (RIBEIRO, 2008). Como resultado, além das sempre-vivas, diversas comunidades humanas, integradas às dinâmicas dos sertões e serras, vivem nessas regiões. Essas comunidades são originadas de povos indígenas, quilombolas, europeus, camponeses, vaqueiros, artesãos e pescadores, cada um com suas formas distintas de uso, manejo, conhecimentos e representações simbólicas (COSTA, 2006; RIBEIRO, 2008).

Para este trabalho, destacam-se os “Apanhadores de Flores Sempre- Vivas”, comunidades que desenvolveram seus traços diacríticos através do manejo e coleta de sempre-vivas (MONTEIRO & FÁVERO, 2011). Aliadas de grande parte do processo de urbanização atual, essas comunidades têm como principal fonte de renda a venda dessas flores, além da agricultura e pecuária de base familiar em pequena escala. Sua relação com a terra se estende além das áreas de cultivo, havendo áreas comunais para pastoreio e campos de coleta, onde utilizam diversas formas de manejo para garantir a oferta de flores para a comercialização (MONTEIRO, 2011; MONTEIRO & FÁVERO, 2011; MONTEIRO et al., 2012). Algumas famílias desenvolveram técnicas de enriquecimento dos campos, visando aumentar a produção de escapos e o cultivo das espécies de maior interesse comercial em canteiros (MONTEIRO, 2011).

Nessa territorialidade, foram desenvolvidas estratégias de vida e saberes complexos, permeados por significações e compreensões contextualizadas, transmitidos e reinventados ao longo de muitas gerações, garantindo o sustento das famílias ao longo do tempo

(MONTEIRO & FÁVERO, 2011). A mais importante e o que compõe a identidade dessas famílias refere-se ao extrativismo de muitas espécies de PFNM e de outras espécies incluídas na categoria "plantas secas". Alguns extrativistas locais também cultivam algumas espécies de sempre-vivas de *Comanthera*, principalmente *C. elegans*, além de *Comanthera bisulcata* (Körn.) L.R. Parra e Giul. e *Comanthera elegantula* (Ruhland) L.R. Parra e Giul.

Embora a extração seja a principal atividade econômica, os moradores também se baseiam na agricultura familiar, criando gado em sistemas tradicionais, produzindo queijo e cultivando diversas plantas, sobretudo a mandioca.

1 **4. CAPÍTULO III: “Influência de fatores socioeconômicos e práticas de conservação na**
2 **coleta de produtos florestais não madeireiros na Serra do Espinhaço, Minas Gerais,**
3 **Brasil”.**

4

5 Manuscrito redigido e corrigido pelo comitê de Orientação: Revista de interesse: **Environment,**
6 **Development and Sustainability**
7

8
9 **Influência de fatores socioeconômicos e práticas de conservação na coleta de produtos**
10 **florestais não madeireiros na Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil**

11
12 Thiago da Silva Novato¹, Juliana Loureiro Almeida Campos², Ulysses Paulino Albuquerque³,
13 Maria Julia Ferreira⁴, Ana Clara Alves Pereira¹, Ronilda dos Santos⁵, Andrea Ferreira dos
14 Santos Ribeiro⁶, Gustavo Taboada Soldati^{7*}

15
16 ¹Programa de Pós Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Universidade
17 Federal Rural de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil

18
19 ²Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Universidade Federal do Rio de Janeiro,
20 Macaé, Rio de Janeiro, Brasil.

21
22 ³Laboratório de Ecologia e Evolução de Sistemas Socioecológicos (LEA), Departamento de
23 Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, Brasil

24
25 ⁴Instituto Juruá, Manaus, Amazonas, Brasil

26
27 ⁵Graduanda em Educação do Campo (Licenciatura), Universidade Federal dos Vales do
28 Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.

29
30 ⁶Programa de Pós Graduação em Estudos Rurais, Universidade Federal dos Vales do
31 Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil.

32
33 ⁷Laboratório de Sociobiodiversidade, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Juiz
34 de Fora (UFJF), Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

35
36 * **Autor de correspondência:** Gustavo Taboada Soldati, **E-mail:** gustavo.soldati@ufjf.br

RESUMO:

Produtos Florestais Não Madeireiros (PFNMs) são essenciais na sobrevivência e reprodução cultural de comunidades tradicionais e indígenas, particularmente no sul global. Apesar de sua importância, políticas de conservação restritivas e demandas comerciais geram conflitos socioambientais, impactando negativamente a biodiversidade e o modo de vida dessas comunidades. Este estudo aborda lacunas na literatura ao integrar fatores socioeconômicos, práticas de manejo tradicional e teorias etnobotânicas, como a Teoria Socioecológica da Maximização, para explicar padrões de coleta e propor estratégias que conciliem conservação e resiliência socioeconômica, com foco nos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas (AFSV), cuja coleta enfrenta restrições crescentes. Aplicamos entrevistas semiestruturadas, observação participante com 66 famílias e análises estatísticas (Modelos Lineares Generalizados Mistos e Análise de Correspondência), para avaliar a influência das variáveis como idade, escolaridade, renda, benefícios governamentais e distância aos campos de coleta em relação à riqueza de espécies conhecidas, coletadas, o volume extraído e o número de áreas visitadas. Os resultados indicaram que maiores níveis de escolaridade e famílias com maior número de residentes são diretamente proporcionais com a riqueza de espécies coletadas, enquanto idade avançada, maior posse de gado e maior tempo de deslocamento apresentaram relações inversamente proporcionais. O volume coletado mostrou-se diretamente associado ao tamanho da família, e o número de áreas acessadas foi negativamente impactado pelo tempo de deslocamento até os campos de coleta. As 173 etnoespécies citadas e coletadas foram agrupadas por demanda de mercado, peso e propriedades medicinais, sendo a coleta de flores e botões florais sustentada por práticas como restolho, ressemeio e manejo controlado do fogo, que demonstram potencial para regeneração das espécies, apesar de restrições e criminalização do uso do fogo. Os achados ressaltam a necessidade de alinhar políticas públicas ao conhecimento tradicional, integrando práticas locais às estratégias de manejo sustentável, e reforçam o papel das comunidades tradicionais na governança dos recursos naturais, contribuindo para debates globais sobre sustentabilidade e manejo de PFNMs, com implicações diretas para a gestão de Unidades de Conservação e a resolução de conflitos socioambientais.

Palavras Chave: Bioeconomia, Ecologia Humana, Ecologia Política, Etnobiologia Política, Etnoecologia, Eriocaulaceae, Manejo da biodiversidade, Savanas tropicais, Sociobiodiversidade, Sustentabilidade

Introdução

Produtos florestais não madeireiros (PFNM) desempenham um papel importante na reprodução sociocultural de comunidades humanas que habitam regiões florestais, savânicas e semiáridas, especialmente em países em desenvolvimento (Lepcha et al., 2020). Dentre os mais diversos usos, há destaque para fins alimentícios (Asamoh et al., 2024), medicinais (Freitas et al., 2024), espirituais (Lepcha et al., 2022), construção de ferramentas (Pandey et al., 2022), artesanato (Campos et al., 2019), produção de óleos (Araújo et al., 2024), resinas (Magry et al., 2022) e até biocombustíveis (Wang et al., 2023). A coleta de PFNMs permite que pessoas mantenham suas práticas culturais e sustentem suas economias locais, promovendo a segurança econômica em contextos de vulnerabilidade socioambiental (Bajgai et al., 2023; Milbank, 2023).

O termo “coleta tradicional” refere-se à extração de recursos realizada por povos tradicionais, cuja identidade cultural e étnica distinta se manifesta em costumes transmitidos entre gerações (Baldy, 2013; Lepofsky, 2009). Desenvolvidas por meio de observação e experimentação, essas práticas podem desempenhar um papel fundamental na conservação e domesticação da biodiversidade (Berkes et al., 2000; Gadgil et al., 1993). A coleta tradicional se associa ao conceito de “capital ecológico”, em que o conhecimento tradicional complexo sobre os ciclos naturais e das características de cada espécie de interesse são levados em consideração, na tentativa de assegurar um manejo sustentável (Ploeg, 2009). Técnicas como a extração seletiva, ajustada ao estágio de vida das espécies-alvo, e o uso de queimadas controladas para estimular o crescimento populacional dessas espécies fortalecem a conexão dos povos tradicionais nos ecossistemas em que estão inseridos, criando cenários complexos de sociobiodiversidade que transcendem objetivos econômicos (Fávero et al., 2021; Novato et al., 2024).

No Vale de Tehuacán, México, cactos colunares como o *Pachycereus weberi* (J.M.Coult.) Backeb. e o *Cephalocereus tetetzo* (F.A.C.Weber ex J.M.Coult.) Digue, fornecem frutos, sementes e flores comestíveis, usados tradicionalmente pelas comunidades tradicionais locais (Marshall & Newton, 2003; Pérez-Negrón et al., 2014). Trata-se de um bom exemplo de extração sustentável, pois as comunidades limitam-se a coletar apenas cerca de 25% dos frutos, o que permite equilibrar o benefício econômico com o recrutamento de plântulas. Esse modelo de manejo promove a resiliência econômica, especialmente quando a coleta tradicional se integra com outras práticas, como em sistemas agroflorestais (Marshall & Newton, 2003; Pérez-Negrón et al., 2014). Já na savana brasileira (Cerrado), *Syngonanthus nitens* Ruhland é tradicionalmente colhida para a produção de artesanatos. A colheita ocorre de forma controlada, respeitando o período de dispersão de sementes, para garantir a regeneração da espécie e a sustentabilidade da atividade econômica (Oliveira et al., 2014; Schmidt & Ticktin, 2012). Esse tipo de manejo visa proteger a biodiversidade dos campos úmidos e representa uma importante fonte de renda para as comunidades locais, que também complementam seu sustento com práticas agrícolas e apresentam laços socioculturais afetivos com a espécie manejada (Maroyi, 2013).

Entretanto, a crescente demanda por recursos naturais exerce pressão sobre as práticas de coleta, gerando conflitos entre interesses comerciais e o uso sustentável (Richardson & Weszkalnys, 2014). Pesquisas em etnobiologia têm ampliado a compreensão dos fatores que incentivam ou reduzem o uso de PFNMs, como características sociodemográficas, características ecológicas das espécies alvo e condições ambientais (Ahoyo et al., 2024; Ferreira et al., 2022). Por exemplo, Araújo e colaboradores (2024) observaram uma alteração na dinâmica de coleta e uso de PFNM em função das mudanças de demanda nos mercados locais

e da emergência climática vigente (principalmente devido à flutuações demográficas dos recursos de interesse). Além disso, ressaltam a necessidade da ampliação em estudos que avaliem de fato os *drivers* motivadores e as consequências ecológicas da coleta de PFNM nos ecossistemas associados.

A teoria do forrageamento ótimo (Ladio & Lozada, 2003; MacArthur & Pianka, 1966; Pyke et al., 1977; Oliveira & Begossi, 2011) e a teoria socioecológica da maximização (Albuquerque et al., 2019) sugerem que povos tradicionais otimizam suas decisões de uso de recursos com base em fatores como esforço de coleta, retorno econômico e importância cultural. Hipóteses centrais pautadas em fatores socioeconômicos incluem: (1) famílias numerosas coletam maior volume de PFNMs devido à maior demanda por subsistência; (2) maior escolaridade está associada a menor exploração da biodiversidade, devido a alternativas econômicas; (3) maior renda reduz a dependência de PFNMs, resultando em menor volume e riqueza de espécies coletadas; (4) comunidades com acesso limitado aos campos de coleta priorizam espécies de alto valor comercial e fácil transporte. Tais argumentos ajudam a identificar limites sustentáveis de coleta que podem orientar políticas de manejo de espécies culturalmente e economicamente relevantes, mitigando os riscos de sobre-exploração e extinção (Camacho, 2007; Miranda-Gamboa et al., 2024; Palaschuck et al., 2024; Schmidt & Ticktin, 2012).

Embora amplamente discutida como eixo teórico da etnobiologia, a teoria socioecológica da maximização ainda é pouco abordada como base para políticas públicas de manejo sustentável. Essa teoria apresenta um potencial único, porque ela ajuda a explicar como fatores socioeconômicos de povos tradicionais moldam decisões de coleta e uso dos recursos naturais (Albuquerque et al., 2019; Constantino et al., 2021). Por exemplo, Shanley & Luz (2003) mostraram que moradores rurais da Amazônia brasileira frequentemente aumentam a exploração de espécies de maior valor comercial quando o acesso a uma diversidade de recursos naturais é reduzido por degradação ambiental ou conflitos fundiários.

Nesse caso, a teoria ajuda a interpretar essa dinâmica ao considerar que as decisões de coleta podem ser otimizadas com base no retorno econômico e na acessibilidade dos recursos. Indicadores como a proporção de coleta em relação à capacidade de suporte das espécies e a diversificação de espécies manejadas poderiam ser usados em estudos posteriores para monitorar a sustentabilidade das práticas associadas. Estratégias de gestão aplicadas teriam potencial de incluir benefícios governamentais financeiros para famílias coletoras (Shanley et al., 2012), melhorias de acesso a mercados com venda de PFNMs a preços justos (Jensen, 2009) e fomentos rurais para diversificação de atividades econômicas (Belcher et al., 2005). Dessa forma, a teoria socioecológica da maximização pode subsidiar políticas públicas que visem alinhar a redução da sobre-exploração com a melhoria das condições socioeconômicas das comunidades.

Para que a sustentabilidade na coleta de PFNMs se torne uma realidade, é essencial também incluir comunidades tradicionais nos processos de gestão e governança dos recursos naturais (Dlamini & Geldenhuys, 2012; Shanley & Stockdale, 2008). O reconhecimento e a integração de suas práticas no desenvolvimento de políticas públicas ambientais são fundamentais para alinhar conservação e desenvolvimento socioeconômico local (Miteva, 2019). A falta dessa integração pode gerar conflitos, como os enfrentados pelos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas (AFSV). Suas práticas tradicionais de coleta e manejo do fogo foram criminalizadas após a criação do Parque Nacional das Sempre-Vivas e do Parque Estadual do Rio Preto, em Minas Gerais, Brasil (Novato et al., 2024). Essas áreas de proteção foram

estabelecidas sem consulta prévia às comunidades locais, ignorando legislações nacionais e internacionais que protegem o conhecimento tradicional e os direitos socioculturais dessas comunidades (Fávero et al., 2021). Com isso, o acesso aos territórios tradicionais foi restringido, e a colheita de qualquer PFNM, fonte principal de renda para os AFSV, foi proibida, impactando diretamente o modo de vida dessas famílias.

A situação enfrentada pelos AFSV ilustra como conflitos entre políticas de conservação e práticas tradicionais podem impactar diretamente o conhecimento ecológico local e o uso sustentável dos PFNM (Fávero et al., 2021). Esses conflitos tornam evidente a necessidade de estudos que avaliem como variáveis socioeconômicas moldam as práticas tradicionais de coleta e manejo. Partindo dessa perspectiva, o presente estudo investigou como variáveis socioeconômicas impactam o conhecimento e a coleta tradicional de PFNMs por AFSV. Em princípio, partimos da premissa da teoria socioecológica da maximização que fatores como idade, renda, escolaridade, composição familiar e acesso aos campos de coleta interagem para moldar as escolhas sobre quais espécies coletar e em que intensidade (Albuquerque et al., 2019; Constantino et al., 2021). Assim, em condições de maior vulnerabilidade socioeconômica, as comunidades tendem a intensificar a coleta de espécies de maior valor econômico ou de fácil acesso, mesmo que isso possa gerar maior pressão sobre os recursos naturais.

Em um primeiro momento, nós descrevemos o conhecimento ecológico local sobre os PFNMs da Serra do Espinhaço, com destaque para (i) espécies conhecidas e coletadas; (ii) usos e motivações para a coleta tradicional e (iii) estratégias de manejo e conservação dos PFNMs e dos campos de coleta. Finalmente, testamos a hipótese de que fatores socioeconômicos, como idade, renda, escolaridade, composição familiar, número de atividades que geram renda, auxílios financeiros governamentais e distância até os campos de coleta (variáveis explicativas), influenciam o conhecimento de PFNMs, a riqueza de espécies coletadas e o volume coletado (variáveis resposta). Essa pesquisa não só enfatiza a relevância de alinhar as estratégias de conservação com as realidades locais, mas também se insere em um contexto global, contribuindo para discussões internacionais sobre conservação e manejo sustentável, onde o reconhecimento das práticas tradicionais é cada vez mais indispensável.

Material e Métodos

Procedimentos éticos

A pesquisa foi inicialmente proposta à Comissão em Defesa das Famílias Extrativistas (CODECEX), uma associação local, fundada em 2010, com a missão de proteger os direitos das famílias extrativistas da Serra do Espinhaço. A CODECEX avaliou e adaptou previamente os formulários de entrevista e forneceu o consentimento para intervenções metodológicas, pedagógicas e científicas ligadas ao estudo. A pesquisa também conta com as seguintes aprovações: a) do Sistema de Biodiversidade (Sisbio, número de acesso: 80993-1); b) do Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético (Sisgen, número de acesso: A0ADEEF); c) Comitê de Ética e Pesquisa com Seres Humanos da Universidade Federal Rural de Pernambuco (CAAE: 82726924.6.0000.9547).

Área de estudo

O estudo foi conduzido em cinco comunidades tradicionais localizadas na Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, no Cerrado brasileiro (Figura 1). Essa região se destaca por sua rica diversidade de fitofisionomias, incluindo Cerrado *stricto sensu*, campos rupestres, veredas, cerradões, matas secas e fragmentos de florestas semidecíduas, característicos de áreas

de transição com a Mata Atlântica (Fávero, 2021). As comunidades estudadas foram: (1) Pé de Serra e Lavras (domínio Cerrado); (2) Macacos (Campos Rupestres); e (3) Raiz e Mata dos Crioulos (ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica). A seleção dessas comunidades considerou sua participação prévia em projetos de pesquisa e extensão em parceria com a Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), a Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) e a Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), o que favoreceu a construção de laços de confiança. Além disso, a localização em diferentes domínios morfoclimáticos contribuiu para uma maior diversidade de espécies de Produtos Florestais Não Madeireiros (PFNMs), aspecto essencial para o presente estudo (Sharma et al., 2016).

A paisagem montanhosa da Serra do Espinhaço apresenta altitudes variando entre 600 e 2000 metros, grandes afloramentos quartzíticos e solos distróficos, ácidos e de fertilidade média, com altos teores de alumínio (Oliveira et al., 2021). A região também é um importante patrimônio hídrico, abrigando afluentes das bacias dos rios Doce, São Francisco e Jequitinhonha (Monteiro, 2011). Solos turfosos, presentes na área, desempenham papel crucial como armazenadores e repositores de água subterrânea, essenciais durante períodos de seca severa (Fávero, 2021). O clima é característico de uma savana tropical (Aw no sistema Köppen), com temperaturas médias anuais entre 22 e 27°C, invernos secos e verões chuvosos. A precipitação anual média é de aproximadamente 1500 mm, concentrada entre novembro e março, enquanto o período seco ocorre de maio a setembro, resultando em uma sazonalidade bem definida, fundamental para a dinâmica ecossistêmica local (Linke, 2008; Monteiro, 2011). Essas condições contribuem para o alto endemismo de espécies botânicas, com destaque para as famílias Eriocaulaceae, Xyridaceae, Velloziaceae, Orchidaceae, Bromeliaceae e Cactaceae (Oliveira & Oliveira, 2021).

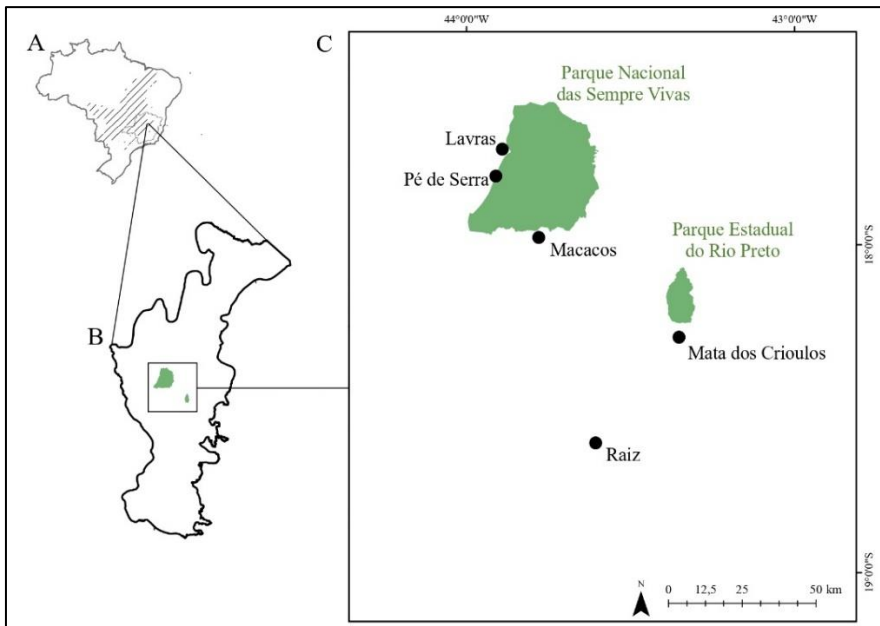


Figura 1: Mapa da área de estudo. (A) Representação do território Brasileiro e o estado de Minas Gerais. Marcas em hachura retratam a distribuição do bioma Cerrado; (B) Representação da Serra do Espinhaço Meridional, representada pelo polígono de contorno preto, junto com a localização do Parque Nacional das Sempre Vivas e do Parque Estadual do Rio Preto (polígonos em verde). (C) Localização territorial das cinco comunidades de Apanhadores Sempre – Vivas foco do presente estudo. Fonte: Os autores

Caracterização social dos Apanhadores de Flores Sempre-vivas e histórico do conflito socioambiental

Os Apanhadores de Flores Sempre-Vivas (AFSV) são originários de uma diversidade étnica rica, incluindo descendentes de indígenas, quilombolas e europeus, distribuídos em aproximadamente 20 comunidades. O sistema agrícola local se estrutura em três atividades principais: (i) Práticas agrícolas familiares, realizadas principalmente em quintais agroflorestais e zonas de cultivo, com manejo rotativo de culturas, pousios e agricultura de coivara; (ii) Criação de gado curraleiro, enraçado e nelore, em pastos cercados (“mangas”) ou áreas de pastoreio livre, com interação entre o rebanho e a vegetação nativa; (iii) Coleta de PFNMs (Produtos Florestais Não Madeireiros), especialmente das famílias Eriocaulaceae, Xyridaceae e Cyperaceae, conhecidas popularmente como “flores sempre-vivas” e “botões,” representando a principal fonte de renda e identidade sociocultural das famílias (Oliveira & Oliveira, 2021).

As atividades dessas comunidades variam conforme a estação do ano. Durante o período chuvoso, ocorrem o cultivo agrícola e a criação de gado em pastagens, que podem estar localizadas em áreas baixas ou elevadas da paisagem. Já na estação seca, a coleta de PFNMs é realizada nas áreas de altitude, onde campos limpos e rupestres favorecem o pastoreio em pastagens naturais. Nessa época, as gramíneas renovadas após as chuvas se tornam mais atrativas para o gado, e é indicado por nossos parceiros de pesquisa que os campos amplos e limpos permitem o manejo de pequenos rebanhos sem degradação ambiental. Essa movimentação sazonal caracteriza uma dinâmica de transumância para áreas altas, onde os AFSV estabelecem moradias temporárias em cavernas (chamadas “lajes” ou “lapas”) durante a coleta de PFNMs. Esse processo também favorece a transmissão de práticas e conhecimentos ancestrais entre gerações, promovendo um espaço de sociabilidade, trocas culturais, festividades e até casamentos. A importância cultural, econômica e ecológica dessas práticas resultou no reconhecimento desse sistema agrícola como Patrimônio Mundial (GIAHS) pela FAO-ONU, sendo o primeiro do Brasil (FAO, 2020).

Contudo, o modo de vida tradicional ligado aos PFNMs tem sido afetado por políticas de conservação ambiental, especialmente após a criação de Unidades de Conservação, como o Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV) em 2002 e o Parque Estadual do Rio Preto (PERP) em 2005. Essas políticas impõem restrições severas ao uso do território tradicional, criminalizando a coleta de PFNMs e o manejo do fogo. Outras ameaças incluem o avanço da mineração nas áreas de coleta e a privatização de terras para o cultivo de eucalipto (*Pinus L.*). Frente a esses desafios, a CODECEX colabora com movimentos sociais, instituições acadêmicas e o Ministério Público para denunciar violações, fortalecer a resistência e garantir os direitos das comunidades, mantendo a autonomia em relação às políticas nacionais de conservação.

Coleta de dados etnobotânicos

Para descrever o conhecimento ecológico local e o uso de PFNMs pelos AFSV, foram realizadas entrevistas semiestruturadas, turnês guiadas e observação participante (Albuquerque et al., 2019). Este processo incluiu o registro de aspectos como o nome popular dos PFNMs, características gerais que influenciam a escolha dos PFNMs, técnicas tradicionais de coleta, práticas de manejo utilizadas nos campos e possíveis estratégias de conservação. Para a coleta dessas informações, foram identificados especialistas locais pelo método bola de neve (Albuquerque et al., 2019). Como a coleta tradicional de PFNMs é considerada localmente uma atividade familiar, realizamos as entrevistas com famílias de AFSV que incluíssem ao menos

uma pessoa maior de 18 anos para participar da pesquisa. As entrevistas semiestruturadas foram também utilizadas para acessar dados socioeconômicos nos anos de 2021 e 2022, incluindo: (i) idade; (ii) escolaridade; (iii) renda fixa mensal (soma de todos os incrementos monetários, incluindo auxílios governamentais); (iv) renda média mensal obtida pela comercialização de PFNMs; (v) número de auxílios governamentais; (vi) número de atividades econômicas (como agricultura, prestação de serviços, pastoreio); (vii) número de cabeças de gado; (viii) número de membros da família; (ix) tempo médio gasto até o local de coleta; (x) número de áreas visitadas; (xi) número de espécies conhecidas; (xii) número de espécies coletadas; (xiii) volume de PFNMs coletada, estimada com base no total de quilos de cada espécie extraída anualmente, conforme informado pelos coletores. A identificação dos PFNM citados foi realizada até o menor nível taxonômico possível mediante consulta do acervo de registros fornecidos pela CODECEX (Oliveira & Oliveira, 2021).

Descrição socioeconômica das famílias de Apanhadores de Flores Sempre-Vivas entrevistadas

A análise das características socioeconômicas dos informantes revelou uma variação considerável nos dados (Material Suplementar 1). No total, 66 famílias foram entrevistadas, sendo que a maioria das pessoas que conduziram as entrevistas foram do sexo masculino (64%), com a idade média distribuída entre 25 e 64 anos, predominantemente entre 35-44 anos (27%). As famílias geralmente apresentaram entre 1 a 6 residentes (94%) e possuíam em média até 8 cabeças de gado (41% não possuem gado). A maioria dos entrevistados apresentaram ensino básico completo ou incompleto (42%). Quanto à renda, observou-se que a maioria das famílias receberam até 2 salários mínimos, tanto em 2021 quanto em 2022. A renda mensal proveniente da coleta de flores em 2021 foi inferior a 500 reais para 64% dos informantes. No que se refere à diversidade de espécies, mais da metade dos informantes coletou até 9 espécies, e o volume total coletado entre 2021 e 2022 variou amplamente, com uma média de até 1030 kg para 31% das famílias. Os informantes também indicaram a visita a múltiplas áreas para coleta, com 39% relatando visitar entre 6 e 10 áreas e a maioria gastando de 60 a 120 minutos para acessá-las. Em relação às profissões, 39% dos informantes eram apanhadores de flores, e a maioria das famílias apresentava de uma a três profissões diferentes, refletindo uma diversificação de atividades.

Análise de dados

Para investigar como variáveis socioeconômicas influenciam o conhecimento e a coleta de PFNM pelos AFSV, estruturamos nossa análise com base na hipótese central de que fatores como idade, renda, escolaridade, composição familiar, número de atividades geradoras de renda, auxílios financeiros governamentais e distância até os campos de coleta (variáveis explicativas) influenciam o conhecimento sobre PFNM, a riqueza de espécies coletadas e o volume coletado (variáveis resposta). Dessa forma utilizamos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) com a família de distribuição Poisson (Diniz & Thiele, 2021; Silva, et al., 2022). Para capturar variações individuais e intrafamiliares que poderiam influenciar o conhecimento e a coleta de espécies, incluímos as famílias de AFSV como fator aleatório cruzado (Zuur et al., 2007), permitindo que a análise considerasse a estrutura hierárquica dos dados e a diversidade socioeconômica entre as famílias.

Inicialmente, realizamos uma análise de correlação de Pearson para identificar variáveis com alta colinearidade, removendo aquelas com coeficientes de correlação superiores a 0,7. As variáveis remanescentes foram então utilizadas nos modelos GLMM. Iniciamos com um

modelo completo contendo todas as variáveis explicativas e, em seguida, aplicamos uma simplificação progressiva com a remoção das variáveis não significativas. A escolha final das variáveis foi orientada pelo critério de informação de Akaike (AIC), selecionando o modelo que apresentava o menor AIC, indicando melhor ajuste com menor complexidade (Zuur et al., 2007).

Para verificar a adequação dos modelos, aplicamos procedimentos de verificação de normalidade e ajustes dos resíduos. Realizamos um teste de Shapiro-Wilk para avaliar a normalidade dos resíduos e inspeções gráficas de resíduos simulados utilizando o pacote DHARMA, que gera diagnósticos de simulação para resíduos em modelos mistos (Harting, 2022). Nos casos em que foi identificada superdispersão nos modelos Poisson, verificamos a razão de dispersão por meio do teste dos resíduos de Pearson e, quando necessário, ajustamos o modelo para uma distribuição binomial negativa (nbinom2), que permite uma variância proporcional ao quadrado da média, proporcionando uma melhor adequação aos dados com superdispersão (Diniz & Thiele, 2021; Silva et al., 2022).

Além disso, realizamos uma Análise de Correspondência (CA), para identificar associações entre espécies coletadas e motivos de coleta. Para isso, as características citadas pelos AFSV para cada espécie foram frequenciadas e categorizadas em: (i) valor de mercado; (ii) demanda; (iii) abundância em campo; (iv) peso (Kg); (v) facilidade de coleta; (vi) artesanato, (vii) afetividade; (viii) propriedades medicinais; (ix) tempo gasto para acessar o PFNM, (x) efeito novidade (quando o PFNM em questão foi coletado pela primeira vez). As variáveis também apresentaram relações de colinearidade e selecionamos demanda, peso, propriedades medicinais, distância aos campos de coleta e efeito novidade após estas apresentarem coeficientes de correlação inferiores a 0.7, garantindo uma representatividade mais precisa dos fatores analisados. Para facilitar a visualização desses agrupamentos, agrupamos os PFNM ao nível taxonômico de família, exibidos em um diagrama de Sankey que destacou as conexões entre os motivos de coleta das espécies envolvidas. Todas as análises estatísticas foram executadas no programa R studio versão 4.4.0 (R core Team, 2024), utilizando os pacotes lme4, glmmTMB, DHARMA, FactoMineR, factoextra, ggplot2.

Resultados:

Manejo tradicional e estratégias de conservação para a coleta sustentável de produtos florestais não madeireiros pelos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas:

Foram citadas 173 etnoespécies de PFNMs, incluindo flores sempre-vivas, botões, frutos, sementes, ramos, capins, ervas, cascas e musgos (**Tabela 1**). As cinco espécies mais mencionadas também foram as mais coletadas: Pé-de-ouro (*Comanthera elegans* (Bong.) L.R.Parra & Giul., 53 citações, 10.396 Kg), Brejeira (*Comanthera elegantula* (Ruhland) L.R.Parra & Giul., 51 citações, 10.147,5 Kg), Jazida (*Comanthera centauroides* (Bong.) L.R.Parra & Giul., 41 citações, 10.197 Kg), botão estrela (*Rhynchospora speciosa* (Kunth) Boeckeler, 32 citações, 4.892 kg), e Espeta Nariz. (*Rhynchospora globosa* (Kunth) Roem. & Schult., 33 citações, 2.836 kg).

404
405
406
407
408
409
410
411
412

Tabela 1: Levantamento de Produtos Florestais Não Madeireiros Coletados pelos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas na Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Brasil, incluindo informações como caracterização taxonômica, volume coletado (2021-2022), padrões de uso e *status* de conservação da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) com as seguintes classificações: DD = Dados insuficientes para classificação; LC = Pouco preocupante; NT = Quase ameaçada; VU = Vulnerável; EN = Em perigo; CR = Criticamente Ameaçada; NE = Não avaliada pela IUCN. Táxons identificados até família receberam NA (Não se aplica) para status de conservação.

Nome Científico	Família	Nome Popular	Parte Coletada	Frequência de Citação	Frequência de coleta 2021-2022	Volume total coletado 2021-2022 (KG)	Disponibilidade em campo (meses)												Status IUCN
							jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	
sp. 1	Asteraceae	Alecrim	ramos com flores sem folhas	8	5	946													NA
<i>Syngonanthus laricifolius</i> (Gardner)	Eriocaulaceae	Amizade, margarida	ramos com flores sem folhas	8	5	946													VU
<i>Ruhlandia Leersia hexandra</i> Sw.			folhas	13	5	780													NE
Palmeira	Arecaceae	Areca	folhas	23	9	4111													NA
<i>Lychnophora</i> sp1.	Asteraceae	Arnica	folhas	1	0	0													NE
sp. 2	Poaceae	Arrozinho	capim com inflorescência	9	5	3753													NA
<i>Adiantum</i> sp1.	Pteridaceae	Avenca	folhas	2	0	0													NA
sp. 3	Malvaceae	Azedinha	folhas	1	0	0													NA
sp. 4	Arecaceae	Bage de coco	bractea	32	4	550													NA
<i>Kielmeyera variabilis</i> Mart. & Zucc.	Calophyllaceae	Bage de pau santo	fruto com semente	1	0	0													NA
sp. 5	Poaceae	Bambuzinho	haste e inflorescência	9	2	285													NA
sp. 6	Bromeliaceae	Barba cinza	inteira	2	0	0													NA
sp. 7	Bromeliaceae	Barba de pau	inteira	11	3	715													NA

sp. 8	Bromeliaceae	Barba de pau santo	inteira	1	0	0
sp. 9	Bromeliaceae	Barba de velho	inteira	4	1	40
sp. 10	Bromeliaceae	Barba verde	inteira	3	0	0
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville	Fabaceae	Barbatimão	folhas	2	0	0
Xyris roraimae Malme	Xyridaceae	Bico de Ouro	botão	4	2	81
Ptychopetalum olacoides Benth.	Olacaceae	Bicudo	botão	18	14	2690
Xyris melanopoda L.B.Sm. & Downs	Xyridaceae	Botão amarelo, 3 quina	botão	25	18	1727
Leiothrix flavescens (Bong.) Ruhland	Eriocaulaceae	Botão bolinha	botão	29	17	696
Actinocephalus macrocephalus (Bong.) F.N.Costa & Sano	Eriocaulaceae	Botão branco	botão	42	27	6148
Paepalanthus vaginatus Körn.	Eriocaulaceae	Botão camisa	botão	14	5	108
Xyris sp. 4	Xyridaceae	Botão capeta	botão	4	0	0
Synгонanthus niger Silveira	Eriocaulaceae	Botão cassimira (preto)	botão	8	5	789
Xyris trachyphylla Mart.	Xyridaceae	Botão cobra	botão	1	0	0
Xyris sp1.	Xyridaceae	Botão coco	botão coco	3	0	0
Xyris cipoensis L.B.Sm. & Downs	Xyridaceae	Botão coroinha	botão	14	8	580
sp. 11	Xyridaceae	Botão cravinho	botão	1	0	0
Eriocaulon elichrysoides Bong.	Eriocaulaceae	Botão dourado	botão	10	3	239
Rhynchospora speciosa (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae	Botão estrela	botão	52	32	4892
Xyris sp2.	Xyridaceae	Botão flanela	botão	3	0	0

<i>Xyris longiscapa</i> L.A.Nilsson	Xyridaceae	Botão foguete	botão	1	0	0												NE
<i>Xyris celiae</i> L.B.Sm. & Downs	Xyridaceae	Botão fósforo	botão	2	1	20												NE
<i>Syngonanthus macrolepis</i> Silveira	Eriocaulaceae	Botão JK	botão	7	0	8												NE
<i>Xyris trachyphylla</i> Mart.	Xyridaceae	Botão piretro	botão	4	2	40												LC
<i>Comanthera elegantula</i> (Ruhland) L.R.Parra & Giul.	Eriocaulaceae	Brejeira, pé liso	inflorescência	60	51	10147,5												NE
<i>Loudetiopsis</i> sp1.	Poaceae	Brinco de princesa	inflorescência	15	9	838												NA
sp. 12	NA	Bucha da serra	fruto com semente	3	0	0												NA
<i>Xyris platystachya</i> L.A.Nilsson ex Malme	Xyridaceae	Cabeça de nego	botão	36	16	2071												CR
sp. 13	NA	Cabelo de pedra	planta inteira	1	1	30												NA
<i>Comanthera aciphylla</i> (Bong.) L.R.Parra & Giul.	Eriocaulaceae	Cachorrinha, pirracinha	inflorescência	22	0	0												NE
<i>Maytenus salicifolia</i> Reiss	Celastraceae	Cafezinho	fruto com semente	4	0	0												NA
<i>Simaba</i> sp1.	Simaroubaceae	Calunga	casca picada	2	0	0												NE
<i>Actinocladum verticillatum</i> (Nees) McClure ex Soderstr.	Poaceae	Cambaúba	ramo	2	0	0												NE
sp. 14	NA	Canabrava	inflorescência	1	0	0												NA
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	Asteraceae	Candeia	casca picada, flor	2	1	100												NE
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	Asteraceae	Candeia	flor	1	0	100												NE
<i>Vellozia squamata</i> Pohl	Velloziaceae	Canela de Ema	inteira	2	0	0												NE

Croton antispylliticus Mart.	Euphorbiaceae	Canela de perdiz	folhas e flores	1	0	0
Actinocephalus macrocephalus (Bong.) F.N.Costa & Sano	Eriocaulaceae	Canela-de alumínio	botão	21	14	1588
sp. 15	NA	Cangaço branco	casca picada	1	0	0
sp. 16	Apocynaceae	Canoinha	fruto sem semente	4	0	15
sp. 17	Cyatheaceae	Canudo de samambaia	folha	7	4	235
sp. 18	Poaceae	Capa rosa	bractea	1	0	0
sp. 19	Poaceae	Capim claro	capim inflorescência com	1	1	100
sp. 20	Poaceae	Capim ourinho	inflorescência	2	0	0
sp. 21	Poaceae	Capim ouro	inflorescência	7	1	31
sp. 22	Poaceae	Capim pente	capim inflorescência com	1	0	0
sp. 23	Poaceae	Capim prata	folhas	2	1	5
sp. 24	Poaceae	Capim São José	capim inflorescência com	1	1	1000
sp. 25	Poaceae	Capim vermelho	capim inflorescência com	1	1	8
Actinocephalus macrocephalus (Bong.) F.N.Costa & Sano	Eriocaulaceae	Capoeira	botão	11	0	0
Clethra scabra Pers.	Clethraceae	Carne de vaca	folhas	20	5	1002
Jacaranda sp1.	Bignoniaceae	Caroba	folhas, sementes	8	2	130
sp. 26	Asteraceae	Carrapicho	fruto com semente	7	1	26
Comanthera bisulcata (Körn.) L.R.Parra & Giul.	Eriocaulaceae	Carrasqueira	inflorescência	22	7	565
Jacaranda sp2.	Bignoniaceae	Carubinha, asa de morcego	folhas	17	4	267
Roupala montana Aubl.	Proteaceae	Carvalho do cerrado	semente	1	0	0

[illegible]

sp. 34			Ramo com folhas e flores	9	7	1025													NA
sp. 35	Asteraceae	Dedo de anjo	Ramo com folhas e flores	1	2	150													NA
sp. 36																			
	Asteraceae	Dedo de anjo claro	Ramo com folhas e flores	2	2	100													NA
	Asteraceae	Dedo de anjo pequeno	Ramo com folhas e flores	2	2	100													NA
<i>Palicourea rigida</i> Kunth																			
	Rubiaceae	Dom bernardo	folhas	3	0	0													NE
<i>Varronia curassavica</i> Jacq.																			
	Cordiaceae	erva baleeira	folhas	1	0	0													NE
sp. 37	Xyridaceae	Espeta joelho	botão	1	0	0													NA
<i>Rhynchospora globosa</i> (Kunth) Roem. & Schult.																			
	Cyperaceae	Espeta nariz; Quebragalho	botão	53	33	2836													NE
sp. 38																			
	Fabaceae	Faveiro, unha de vaca	fruto com semente	1	0	0													NA
<i>Kielmeyera</i> sp1.																			
	Calophyllaceae	Flor de pau santo	flor	1	0	0													NA
sp. 39	NA	Fofão	inteira	4	0	120													NA
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg																			
			fruto com semente	7	1	75													NE
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart..	Myrtaceae	Fruta de morcego																	
	Vochysiaceae	Fruto do cinzeiro	fruto com semente	1	0	0													NE
<i>Solanum bullatum</i> Vell.																			
	Solanaceae	Fumo branco	ramos com flores sem folhas	3	1	40													LC
sp. 40	NA	Fundo branco	folhas com flores	4	3	61													NA
<i>Eriocaulon elichrysoides</i> Bong.																			
	Eriocaulaceae	Gigante, jazida gigante	botão	18	9	220													NE
<i>Bulbostylis</i> sp1.																			
	Cyperaceae	Graminha	botão	10	8	386													NA
sp. 41	NA	Jacarezinho	fruto com semente	1	0	0													NA
<i>Comanthera ruprechtiana</i> (Körm.) L.R.Parra & Giul.																			
	Eriocaulaceae	Janeirona		46	18	622													DD
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne																			
	Fabaceae	Jatobá do cerrado	fruto	1	0	0													NE

[illegible]

[illegible]

sp. 56	Poaceae	Piolho de urubu; carrapatinho	inflorescência	11	2	80												NA
<i>Gomphrena</i> sp2.	Amaranthaceae	Pustemeira	Ramo	1	0	0												NE
<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Loganiaceae	quina	folhas	4	0	0												NA
<i>Aristida riparia</i> Trin.	Poaceae	Rabo de raposa	inflorescência	17	4	30												NE
sp. 57	Poaceae	Ramo roxo	ramos com flores sem folhas	6	5	220												NA
sp. 58	Poaceae	ramo roxo escuro	ramos com flores sem folhas	1	1	20												NA
<i>Xyris schizachne</i> Mart.	Xyridaceae	rosinha	botão	1	1	500												NE
<i>Comanthera dealbata</i> (Silveira)			inflorescência	14	10	1553												NE
L.R.Parra & Giul.	Eriocaulaceae	roxinha																
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C.			Raiz	1	0	0												NE
Sm.	Celastraceae	Rufão																
<i>Smilax japicanga</i> Griseb.	Smilacaceae	Salsaparrila	folhas	2	0	0												NT
<i>Sabicea brasiliensis</i> Wernham	Rubiaceae	Sangue de Cristo	folha	1	0	0												LC
<i>Comanthera nitida</i> (Bong.) L.R.Parra & Giul.	Eriocaulaceae	Sapatinha	inflorescência	1	0	50												NE
<i>Syngonanthus nitens</i> Ruhland	Eriocaulaceae	Sedinha, capim- dourado	escapo	32	15	376,5												NE
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	semente de sucupira	semente	1	0	0												NT
<i>Comanthera magnifica</i> (Giul.) L.R.Parra & Giul.	Eriocaulaceae	Sempre-viva gigante	inflorescência	5	3	140												NE
<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	Fabaceae	Sucupira Branca	casca picada	1	0	0												NE

[illegible]

A Análise de Correspondência revelou três agrupamentos distintos de espécies com relação aos motivos individuais para a coleta de PFNMs (Figura 2). Um grupo de espécies é coletado devido à demanda de mercado, proximidade dos campos de coleta e maior peso em quilogramas. Outro agrupamento foi identificado para espécies coletadas por suas propriedades medicinais, e um terceiro agrupamento inclui PFNMs coletados pela primeira vez. A variável "medicinal" ($\cos^2 = 1.00$) foi a principal responsável pela formação da primeira dimensão gráfica, enquanto a variável "novidade" ($\cos^2 = 0.99$) contribuiu para a segunda dimensão. Juntos, os dois eixos explicaram 86,6% da variabilidade dos dados.

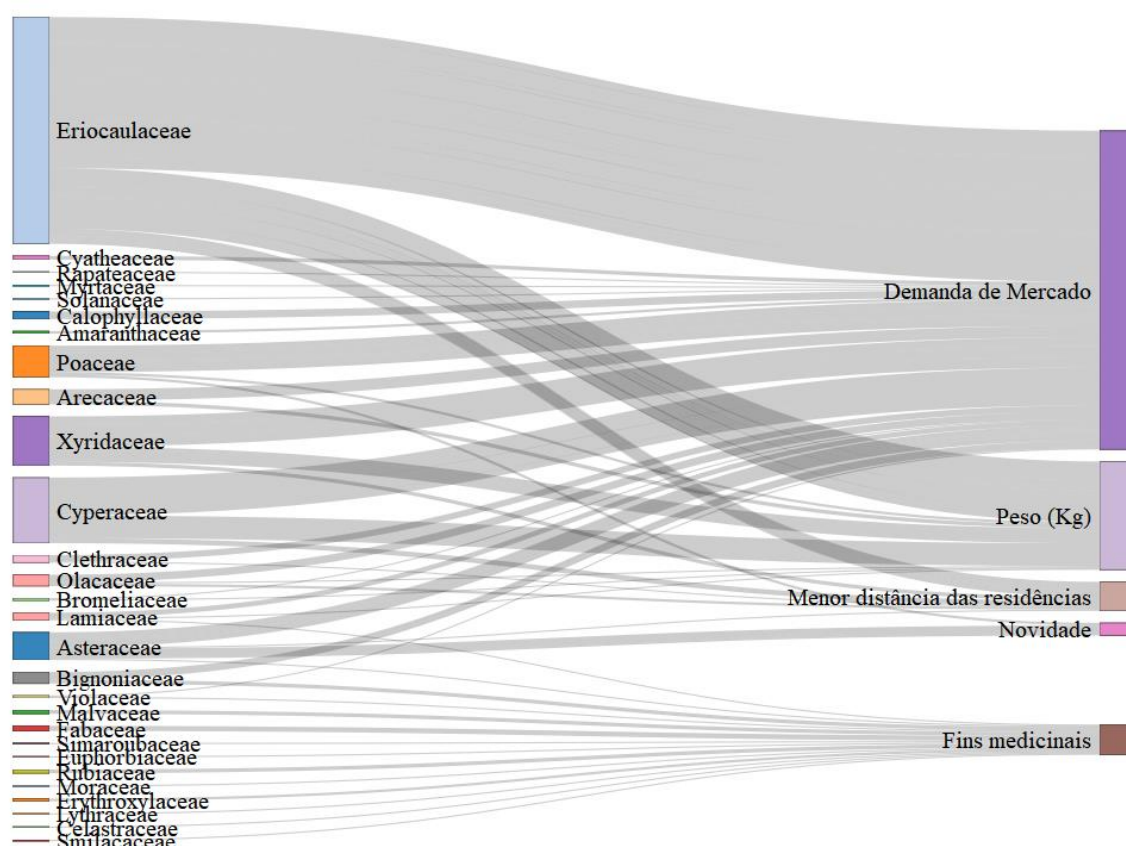


Figura 2: Diagrama de Sankey resultante de uma Análise de Correspondência (CA) mostrando os motivos de coleta de produtos florestais não madeireiros por 66 famílias de APanhadores de Flores Sempre Vivas da Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Brasil.. Os dados foram agrupados ao nível de família por demanda de mercado, propriedades medicinais e novidade das espécies, com variabilidade representada nas dimensões principais.

O conhecimento sobre estratégias de conservação de PFNMs foi direcionado principalmente para flores sempre-vivas e botões florais. De acordo com os parceiros de pesquisa, os critérios para uma condição adequada de coleta incluem escapos florais uniformemente abertos e botões florais maduros (66 citações), seja por seu maior valor comercial (24 citações), para garantir maior produção e viabilidade de sementes (26 citações) ou por ambos os motivos (16 citações). Durante a coleta das inflorescências, o principal cuidado é evitar danos à estrutura vegetativa, conhecida localmente como raiz ou touceira, correspondente a cada espécie (64 citações), seja por coleta acidental (62 citações) ou por pisoteio (19 citações).

Outras estratégias de conservação mencionadas para assegurar a abundância anual e a disponibilidade de sementes incluem o *restolho* (54 citações), onde os AFSV relatam deixar cerca de 20% das inflorescências nos campos, e o *ressemeio* (35 citações), que consiste em devolver ao

campo inflorescências que perderam valor comercial durante o transporte, a organização dos feixes ou que ficam no chão dos locais de armazenamento. Segundo os AFSV, essas práticas garantem o retorno das sementes ao local de coleta, promovendo o surgimento de novos indivíduos.

Adicionalmente, foi mencionado que as sementes desses PFNMs podem ser dispersas pelo vento (16 citações), pela água (3 citações), por insetos (8 citações) e pelos próprios AFSV (23 citações) durante o deslocamento entre os campos e suas moradias, sugerindo um conhecimento abrangente sobre os processos de anemocoria, hidrocoria e zoocoria.

O manejo principal realizado nos campos de coleta de PFNMs pelos AFSV é o uso controlado do fogo (46 citações). Embora 20 AFSV tenham afirmado não utilizar o fogo devido a restrições impostas por Unidades de Conservação, esses mesmos entrevistados detalharam o processo de manejo. A prática do fogo controlado pelos AFSV pode ser realizada anualmente (45 citações) ou a cada dois anos (21 citações), dependendo da quantidade de material vegetal combustível acumulado nas áreas de coleta.

O uso controlado do fogo ocorre majoritariamente entre setembro e dezembro (43 citações), guiando-se pelo regime de chuvas. O manejo é preferencialmente realizado ao anoitecer (52 citações), no sentido oposto às correntes de vento (40 citações) e em dias de temperaturas amenas (31 citações). Outras estratégias preventivas incluem a criação de aceiros manuais com enxadas próximos a matas, nascentes e capões (27 citações). Práticas de monitoramento menos frequentes incluem o uso de aceiros feitos com fogo para combater incêndios (3 citações), caso ocorra mudança de direção do vento, além de procedimentos religiosos e místicos (6 citações) e a consideração da fase lunar na escolha do momento de aplicação do fogo (2 citações).

Segundo os parceiros de pesquisa, o fogo controlado é essencial para a sobrevivência dos PFNMs, especialmente flores sempre-vivas e botões florais. A percepção local sobre o status de conservação é de que essas espécies têm sofrido uma diminuição populacional devido à proibição e criminalização do uso controlado do fogo (55 citações). Outros fatores mencionados incluem a redução do regime de chuvas (21 citações), a coleta predatória (18 citações), o avanço da mineração (24 citações) e a expansão da produção de eucaliptos (28 citações).

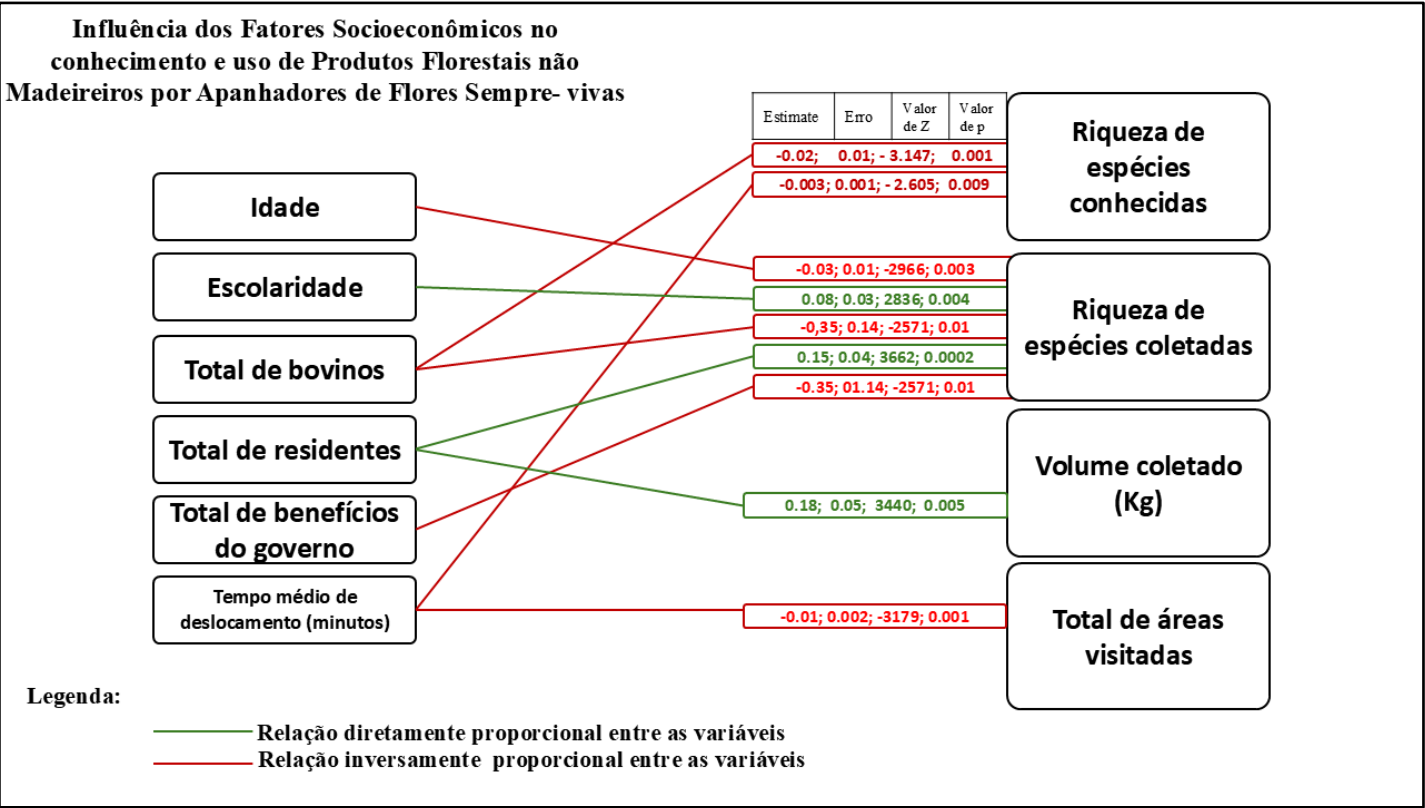
A ausência do fogo controlado está associada a diversas consequências negativas, como perda de habitat (39 citações), redução na abundância de estruturas reprodutivas (66 citações), aumento da competição intraespecífica (66 citações) e comprometimento do crescimento das estruturas vegetativas (66 citações). O número de citações supera o de entrevistados, pois cada informante frequentemente mencionou múltiplas consequências dentro da mesma categoria de impacto.

Influência dos Fatores Socioeconômicos no conhecimento e uso de PFNM

Entre as variáveis socioeconômicas avaliadas, observou-se uma relação inversa significativa entre as variáveis número de cabeças de gado e tempo médio de deslocamento aos campos de coleta com o número de espécies citadas pelos AFSV (Figura 3, Material suplementar 2). No que diz respeito às variáveis que influenciam a riqueza de espécies coletadas, foi identificada uma relação diretamente proporcional entre a escolaridade e o número de residentes da família. Em contraste, a idade, o número de benefícios do governo e o número de cabeças de gado apresentaram relações inversas com a riqueza de espécies (Figura 3, Material suplementar 2). Adicionalmente, constatou-se que o volume coletado de PFNMs está significativamente associado ao número de residentes na família. Por fim, quanto ao número de áreas acessadas,

491 observou-se uma influência negativa do tempo médio gasto para acessá-las.

492



494 **Figura 2: Diagrama de influência dos fatores socioeconômicos no conhecimento e uso de produtos florestais**
495 **não madeireiros pelos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas da Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais,**
496 **Brasil. As linhas verdes representam relações diretamente proporcionais entre variáveis, enquanto as linhas**
497 **vermelhas indicam relações inversamente proporcionais. Os valores de estimativa, erro, valor de Z e valor de**
498 **p estão apresentados para cada relação, demonstrando a significância estatística dos fatores como idade,**
499 **escolaridade, total de bovinos, número de residentes, benefícios governamentais e tempo médio de**
500 **deslocamento em relação à riqueza de espécies conhecidas, riqueza de espécies coletadas, volume coletado (Kg)**
501 **e total de áreas visitadas.**

502

503

504 **Discussão:**

505

506 Nosso estudo revelou que as características socioeconômicas dos AFSV influenciam
507 diretamente o conhecimento e o uso dos PFNMs, afetando tanto a diversidade quanto o volume
508 das espécies coletadas. Observou-se que o tempo de deslocamento até os campos de coleta está
509 inversamente relacionado ao número de espécies conhecidas e à quantidade de áreas acessadas,
510 enquanto AFSV com maiores rebanhos foram associados com um menor conhecimento e
511 dependência dos PFNMs. Além disso, variáveis como idade, escolaridade, benefícios
512 governamentais e número de residentes na família apresentaram relações distintas com a riqueza
513 de espécies coletadas: à medida que a idade e a quantidade de benefícios governamentais
514 aumentam, a diversidade de espécies coletadas tende a diminuir, enquanto maior escolaridade e
515 famílias mais numerosas resultam em uma maior riqueza de espécies coletadas. O volume total
516 de PFNMs coletados ao longo de dois anos foi maior em famílias com mais residentes. Além
517 disso, práticas de conservação, como o uso controlado do fogo, restolho e ressemeio, refletem um
518 conhecimento ecológico local sofisticado, direcionado principalmente às espécies de maior

biomassa, demanda de mercado e proximidade das residências. Essas práticas visam promover a regeneração dos PFNMs nas áreas de coleta, mesmo diante das restrições impostas pelas políticas de conservação local.

De uma forma geral, o perfil socioeconômico dos AFSV converge com uma série de estudos que evidenciam que maiores índices socioeconômicos expressam um menor conhecimento e dependência da coleta da biodiversidade nativa (Choudhary et al., 2014; Ekanayake et al., 2021; Peerzada et al., 2022; Bajgai et al., 2023). O número de rebanhos por família foi a variável econômica mais representativa em nossos modelos, o que reflete bem o contexto agropecuário local de pessoas que priorizam tempo e energia com atividades de maior retorno monetário e, por isso, conhecem e dependem menos da coleta da flora nativa.

Na perspectiva da teoria socioecológica da maximização (Albuquerque et al., 2019), é possível que essas famílias sejam “coletores especialistas”, ao priorizar e maximizar o conhecimento tradicional e uso de poucas espécies de PFNM. No contexto local, essas espécies são as de maior biomassa, maior demanda de mercado e menor distância entre local de coleta e suas residências, seja para complemento de renda ou para investir em um maior número de rebanhos (Figura 2). Por outro lado, famílias com maior número de residentes geralmente estão associadas com índices socioeconômicos mais baixos (Alves et al., 2022; Beltrán-Rodríguez et al., 2014), pois a renda precisa ser dividida entre mais pessoas, o que reduz os recursos per capita. Dessa forma, famílias de AFSV com essa realidade tendem a depender mais de PFNM, adotando um critério mais generalista ao coletarem uma maior riqueza e abundância de PFNM na Serra do Espinhaço.

Assim, é necessário reconhecer que práticas especializadas e generalistas possuem dinâmicas distintas, exigindo estratégias de manejo que contemplem ambas. A priorização de espécies economicamente viáveis por “coletores especialistas” pode reduzir a pressão sobre espécies menos demandadas, mas também aumentar a exploração de espécies-chave, tornando necessário monitorar os impactos populacionais dessas coletas. Por isso, estratégias de conservação desses PFNM devem ser pautadas na verificação dos impactos populacionais de espécies prioritárias e na criação calendários de coleta com períodos de regeneração. Por outro lado, o comportamento generalista das famílias com menor renda pode ser visto como uma forma de dispersar o impacto sobre múltiplas espécies, ainda que tal prática também exija avaliação dos limites de sustentabilidade para a regeneração. O registro das preferências e práticas locais pelas espécies da família Eriocaulaceae, Xyridaceae e Cyperaceae devem ser reconhecidos pelo Centro Nacional de Conservação da Flora para orientar iniciativas de manejo adaptativo dos AFSV, permitindo que famílias especializadas e generalistas mantenham suas práticas culturais enquanto contribuem para a conservação.

Auxílios monetários governamentais, como o Bolsa Família e o Auxílio Emergencial, desempenharam um papel crucial para os AFSV e outros povos tradicionais no Brasil, especialmente durante a pandemia, ao reduzir a pobreza extrema e garantir segurança alimentar (Figueiredo et al., 2021; Gonçalves et al., 2021). Nosso estudo revela que famílias AFSV que recebem mais benefícios governamentais adotam práticas de coleta mais seletivas, priorizando espécies de maior valor econômico e, consequentemente, reduzindo a pressão sobre a biodiversidade. Achados semelhantes foram observados no Congo, onde o apoio financeiro reduziu a dependência de recursos florestais, permitindo uma abordagem mais estratégica na coleta de cacau (Ngouhouo-Poufoun et al., 2024). Destacam, portanto, que políticas de assistência monetária podem ir além do alívio imediato das necessidades básicas, promovendo um uso mais eficiente dos recursos naturais e incentivando práticas de manejo que equilibram conservação e

segurança econômica.

Os AFSV mais velhos, influenciados pela renda da aposentadoria, tendem a coletar uma menor riqueza de PFNMs, refletindo uma adaptação às limitações físicas impostas pela idade e um foco estratégico em espécies de maior retorno econômico. Essa abordagem seletiva, porém, está fundamentada em práticas sustentáveis amplamente documentadas, como a coleta não destrutiva de indivíduos, o uso controlado do fogo para estimular o nascimento e o crescimento de plântulas, favorecer a floração e assegurar o estoque de sementes em campo por meio de ressemeio e restolho. Como o conhecimento tradicional é frequentemente desenvolvido por meio de experimentação, e as práticas de manejo sustentável estão frequentemente associadas às gerações mais velhas, essas estratégias representam um valioso processo de transmissão intergeracional de saberes (Hunter & Rinner, 2004; Zhang et al., 2014, Wang et al., 2021). Essa transmissão não apenas preserva o conhecimento ecológico tradicional, mas também fortalece a resiliência socioecológica, evidenciando o compromisso dos AFSV em promover a sustentabilidade dos recursos e a conservação do Cerrado.

Foi possível identificar uma relação complexa entre escolaridade e exploração da biodiversidade nas comunidades estudadas. Diferentemente de outras regiões onde níveis mais altos de escolaridade estão associados a uma menor exploração dos recursos naturais (Ekanayake et al., 2021), aqui observamos que as pessoas com maior escolaridade estão envolvidas na coleta de uma maior riqueza taxonômica de PFNM. É importante ressaltar que 42% dos entrevistados terminaram ou interromperam seus estudos ainda no Ensino Básico e que 16% nunca tiveram oportunidade de estudar. Isso evidencia que mesmo com a progressão nos níveis educacionais, eles ainda são baixos e conferem aos AFSV uma maior dependência na coleta de PFNM.

Essa dinâmica destaca a importância de políticas que integrem educação, manejo sustentável e alternativas econômicas dos AFSV, promovendo práticas estratégicas e sustentáveis na coleta, independentemente da escolaridade formal. O Projeto Gestão Ambiental e Territorial Indígena (GEF-Indígena) contempla esses valores e pode ser um modelo de política pública local, visto que realiza capacitações adaptativas às realidades locais quanto a boas práticas de uso da biodiversidade (Dias, 2020). Além disso, desempenha atividades que fornecem oportunidades de diversificação de fontes de renda na iniciativa de ampliar a qualidade de vida das comunidades. Todas essas ações são pautadas na Ecologia de Saberes (Carneiro, 2014) e na Educação Ambiental (Layrargues & Lima, 2014), abordagens socioeducativas que alinham sustentabilidade ambiental e desenvolvimento comunitário.

O conhecimento sobre a flora nas comunidades estudadas está diretamente relacionado à frequência de interação e à proximidade das áreas de coleta (Céspedes et al., 2023; Ong et al., 2020). Observamos que o tempo de deslocamento impacta negativamente tanto o número de espécies conhecidas quanto a quantidade de áreas visitadas pelos AFSV. À medida que a distância aumenta, as oportunidades de interação com os recursos naturais diminuem, restringindo o aprendizado e a geração de conhecimento associado. Esse padrão é consistente com estudos anteriores (Gillet et al., 2016; Shaanker et al., 2004; Valente et al., 2013), que mostram como a limitação de acesso pode reduzir o repertório de saberes sobre biodiversidade.

A análise de correlação revelou que a proximidade das espécies às residências é um dos principais fatores que influenciam a escolha dos PFNMs coletados. Espécies localizadas em áreas próximas são priorizadas por exigirem menor esforço e custos energéticos no deslocamento, representando uma estratégia prática de otimização (Omollo et al., 2023; El et al., 2023). Essa priorização é particularmente evidente para espécies das famílias Eriocaulaceae, Xyridaceae e

Cyperaceae, cujas características como maior peso e alta demanda de mercado garantem maior retorno econômico para os AFSV. Além disso, a introdução de novos PFNMs ao repertório de manejo por alguns AFSV demonstra a capacidade de adaptação dessas comunidades. Essa reinvenção do conhecimento tradicional, que integra novas espécies ao uso sustentável, evidencia a resiliência das comunidades, adaptando-se de forma sofisticada às mudanças no ambiente e às condições socioeconômicas (Moran, 2010).

A coleta de espécies ameaçadas, como *Xyris cipoensis*, *Actinocephalus deflexus* e *Comanthera elegans*, ressalta a importância das práticas tradicionais no manejo sustentável dos recursos naturais. Essas práticas, baseadas em profundo conhecimento local, são essenciais para a regeneração dos PFNM alvo. Contudo, a falta de estudos robustos sobre o impacto cumulativo da coleta no Brasil dificulta uma avaliação precisa da sustentabilidade e alimenta narrativas que culpam as comunidades tradicionais pela ameaça às espécies, ignorando sua contribuição histórica para a conservação. Estudos em dinâmica populacional portanto são indispensáveis para compreender melhor a capacidade de suporte dessas espécies, frente à coleta e ao manejo associado.

Consideramos que o levantamento socioeconômico dos AFSV, ao revelar diferentes níveis de dependência das comunidades em relação aos PFNM, deve ser um requisito indispensável antes da implantação de UC ou na tomada de decisão de políticas de conservação de espécies culturalmente relevantes. Sem um diagnóstico prévio que integre as dinâmicas socioeconômicas e ecológicas das comunidades, o risco de conflitos aumenta, comprometendo tanto a conservação quanto o bem-estar das populações locais como a realidade encontrada na Serra do Espinhaço.

Experiências bem-sucedidas, como as Reservas Extrativistas (RESEX) na Amazônia, mostram que a inclusão das comunidades tradicionais fortalece a proteção ambiental e assegura o uso sustentável dos recursos (Freitas et al., 2021; Santos et al., 2020). Modelos como as Reservas de Desenvolvimento Sustentável (Rotondaro & Bonilha, 2021) demonstram que é possível equilibrar a proteção da biodiversidade com a melhoria da qualidade de vida das famílias agroextrativistas. Além disso, programas como o Programa de Garantia de Preços Mínimos para Produtos da Sociobiodiversidade (PGPM-Bio) destacam como incentivos financeiros podem oferecer maior estabilidade econômica, reduzir a pressão sobre os recursos naturais e promover práticas sustentáveis (Silva et al., 2022). Medidas como a criação de cooperativas de comercialização também podem aumentar a autonomia dos AFSV, reduzindo a dependência de intermediários e fortalecendo sua subsistência.

Nosso estudo ampliou a aplicação teórica da teoria socioecológica da maximização, demonstrando sua relevância para compreender o uso da biodiversidade em cenários de conflito ambiental. Ao integrar o conhecimento tradicional dos AFSV com abordagens científicas, evidenciamos que práticas locais de manejo podem ser fontes valiosas para a formulação de políticas públicas socialmente inclusivas e ambientalmente sustentáveis. A teoria permite analisar as complexidades sociais e ambientais do uso dos recursos naturais, diferenciando coletores especialistas e generalistas, além de prever impactos ambientais e econômicos com base na coleta de PFNMs. Essa perspectiva teórica também orienta estratégias de manejo adaptadas às realidades locais, sustentando a criação de unidades de conservação, leis específicas e incentivos econômicos. Assim, a teoria socioecológica da maximização se apresenta como um referencial indispensável para o planejamento de medidas participativas de conservação, alinhando sustentabilidade ambiental às demandas culturais das comunidades tradicionais.

669 Referências Bibliográficas

- 670 Ahoyo, C.C., Houéhanou, T.D., Yaoitcha, A.S. et al. (2024). How do plant demographic and
671 ecological traits combined with social dynamics and human traits affect woody plant
672 selection for medicinal uses in Benin (West Africa)?. *J Ethnobiology Ethnomedicine*, 20, 15.
673 <https://doi.org/10.1186/s13002-024-00655-2>
- 674 Albuquerque, U. P., de Medeiros, P. M., Ferreira Júnior, W. S., et al. (2019). Social-Ecological
675 Theory of Maximization: Basic Concepts and Two Initial Models. *Biological Theory*, 14, 73–
676 85. <https://doi.org/10.1007/s13752-019-00316-8>
- 677 Alves, J. D., Ferreira, F. S., Armstrong, A. D., Silva, M. R., Santos, M., & Neto, E. M. (2022).
678 Influence of Socioeconomic Factors on the Knowledge of Medicinal Plants: A Case Study in
679 the Truká Indigenous Population, Pernambuco, Brazil. *Human Ecology Review*.
- 680 Araújo, E. C. G., et al. (2024). Bioeconomy in the Amazon: Lessons and gaps from thirty years of
681 non-timber forest products research. *Journal of Environmental Management*, 370.
682 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122420>
- 683 Asamoh, O., et al. (2024). Perception of locals on multiple contributions of NTFPs to the livelihoods
684 of forest fringe communities in Ghana. *Forests*, 15(5), 861.
685 <https://doi.org/10.3390/f15050861>
- 686 Atewamba, C., & Boimah, M. (2017). Policy forum: Potential options for greening the concessionary
687 forestry business model in rural Africa. *Forest Policy and Economics*, 85, 46–51.
688 <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.08.015>
- 689 Bajgai, R.C., Bajgai, Y., & Johnson, S.B. (2023). The presence of wild edible plants and determinants
690 influencing their harvest, consumption, and conservation in southeastern Bhutan. *PLOS ONE*.
691 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0285936>
- 692 Baldy, C.R. (2013). Why we gather: traditional gathering in native Northwest California and the
693 future of bio-cultural sovereignty. *Ecol Process*, 2, 17. [https://doi.org/10.1186/2192-1709-2-](https://doi.org/10.1186/2192-1709-2-17)
694 17
- 695 Belcher, B., Ruiz-Pérez, M., & Achdiawan, R. (2005). Global patterns and trends in the use and
696 management of commercial NTFPs: Implications for livelihoods and conservation. *World*
697 *Development*, 33(9), 1435–1452. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.10.007>
- 698 Beltrán-Rodríguez, L., García, S., Delgado, F., & Muñoz, M. (2014). Factors affecting
699 ethnobotanical knowledge in a mestizo community of the Sierra de Huautla Biosphere
700 Reserve, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10, 14.
701 <https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-14>
- 702 Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. (2000). Rediscovery of Traditional Ecological Knowledge as
703 Adaptive Management. *Ecological Applications*, 10(5), 1251–1262.
704 <https://doi.org/10.2307/2641280>
- 705 Campos, J. L. A., de Lima Araújo, E., Gaoue, O. G., et al. (2019). Socioeconomic factors and cultural
706 changes explain the knowledge and use of ouricuri palm (*Syagrus coronata*) by the Fulni-ô
707 Indigenous People of Northeast Brazil. *Economic Botany*, 73, 187–199.
708 <https://doi.org/10.1007/s12231-019-09457-0>

- 709 Carneiro, F. F., Krefta, N. M., & Folgado, C. A. R. (2014). A práxis da ecologia de saberes: entrevista
710 de Boaventura de Sousa Santos. *Tempus – Actas de Saúde Coletiva*, 8(2), 331–338.
711 <https://doi.org/10.18569/tempus.v8i2.1530>
- 712 Céspedes, F. N., Grimaldi, P., & Ladio, A. H. (2023). Between flowers, humans, and honeybees:
713 Local ecological knowledge associated with apiculture in two areas of Silípica department,
714 Santiago del Estero, Argentina. *Elementa: Science of the Anthropocene*.
- 715 Camacho, R. F. (2007). A importância do manejo sustentável dos recursos naturais: práticas para o
716 equilíbrio entre utilização e conservação ambiental. *Revista Sociedade & Natureza*, 19(2),
717 33–45. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132007000200004>
- 718 Choudhary, D., et al. (2014). Drivers of exploitation and inequity in non-timber forest products
719 (NTFP) value chains: The case of Indian bay leaf in Nepal and India. *Development Policy*
720 *Review*, 32, 71–87. <https://doi.org/10.1111/dpr.12044>
- 721 Constantino, S. M., Schlüter, M., Weber, E. U., et al. (2021). Cognition and behavior in context: A
722 framework and theories to explain natural resource use decisions in social-ecological
723 systems. *Sustainability Science*, 16, 1651–1671. [https://doi.org/10.1007/s11625-021-00989-](https://doi.org/10.1007/s11625-021-00989-w)
724 [w](https://doi.org/10.1007/s11625-021-00989-w)
- 725 Dias, R. dos A. (2020). O Projeto de Gestão Ambiental e Territorial Indígena (Projeto GATI): A
726 experiência na Terra Indígena Oco'y. *GEOgraphia*, 22(49), 14 p.
- 727 Dlamini, C. S., & Geldenhuys, C. J. (2011). Quantities and values of selected forest medicines
728 harvested by eight villages adjacent to natural woodlands in the four ecological zones of rural
729 Swaziland. *African Journal of Plant Science*, 5(12), 730–741.
730 <https://doi.org/10.5897/AJPS.9000197>
- 731 Diniz, E. S.; Thiele, J. Modelos de regressão em R. 2021.
- 732 Doma Lepcha, L., Shukla, V. G., & Chakravarty, S. (2020). Livelihood dependency on NTFP's
733 among forest dependent communities: An overview. *Indian Forester*.
- 734 El Yaagoubi, W., El Ghadraoui, L., Soussi, M., Ezrari, S., & Belmalha, S. (2023). Large-scale
735 ethnomedicinal inventory and therapeutic applications of medicinal and aromatic plants used
736 extensively in folk medicine by the local population in the middle Atlas and the plain of Saiss,
737 Morocco. *Ethnobotany Research and Applications*, 25, 1–29.
- 738 Ekanayake, E. M. B. P., Bandara, R. M. S., & Jayasinghe, W. A. S. (2021). Rural Residents'
739 Participation Intention in Community Forestry: Challenge and Prospect of Community
740 Forestry in Sri Lanka. *Forests*, 12(8), 1050. <https://doi.org/10.3390/f12081050>
- 741 Ferreira, M. J., Levis, C., Chaves, L., Clement, C. R., & Soldati, G. T. (2022). Indigenous and
742 Traditional Management Creates and Maintains the Diversity of Ecosystems of South
743 American Tropical Savannas. *Frontiers in Environmental Science*, 10(1), 1–18.
- 744 Freitas, J.D., Florit, L.F., Filho, M.C., & Homma, A.K. (2021). Social weaknesses versus
745 environmental conservation of Extractive Reserves in the Amazon. *Caderno de Geografia*,
746 31, 225–225.
- 747 Fávero, C., Monteiro, F. T., & Oliveira, M. N. S. (2021). Vida e luta das comunidades apanhadoras

- 748 de flores sempre-vivas em Minas Gerais (1st ed.). Editora UFVJM, Diamantina, Brazil. 460p.
- 749 Gadgil, M., Berkes, F., & Folke, C. (1993). Indigenous knowledge for biodiversity conservation.
750 *AMBIO*, 22, 151-156.
- 751 Gaoue, O. G., Coe, M. A., Bond, M., & Baga, J. (2017). Theories and major hypotheses in
752 ethnobotany. *Economic Botany*, 71(3), 269–287. <https://doi.org/10.1007/s12231-017-9389-8>
- 753 Gonçalves, P. H. S., da Cunha Melo, C. V. S., de Assis Andrade, C., et al. (2022). Livelihood
754 strategies and use of forest resources in a protected area in the Brazilian semiarid.
755 *Environment, Development and Sustainability*, 24, 2941–2961.
756 <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01529-3>
- 757 Gillet, P., Vermeulen, C., Doucet, J., Codina, E., Lehnebach, C., & Feintrenie, L. (2016). What are
758 the impacts of deforestation on the harvest of non-timber forest products in Central Africa?
759 *Forests*, 7, 106.
- 760 Hunter, L. M., & Rinner, L. (2004). The association between environmental perspective and
761 knowledge and concern with demographic predictors of age and gender. *Population and*
762 *Environment*, 26(2), 83–108. doi:10.1023/B:POEN.0000039954.38602.7b
- 763 Hurrell, J. A., P. C. Stampella, M. B. Doumecq, and M. L. Pochettino. 2019. Ethnoecology in
764 pluricultural contexts: theoretical and methodological contributions. Pages 163–186 in U. P.
765 Albuquerque, R. F. P. de Lucena, L. V. F. C. da Cunha, and R. R. N. Alves, editors. *Methods*
766 *and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer Protocols Handbooks.
767
- 768 Jensen, A. (2009). Valuation of non-timber forest products value chains. *Ecological Economics*,
769 68(4), 1290–1301. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.10.017>
770
- 771 Ladio, A., & Lozada, M. (2003). Comparison of wild edible plant diversity and foraging strategies
772 in two aboriginal communities of northwestern Patagonia. *Biodiversity and Conservation*, 12,
773 937–951.
- 774 Layrargues, P. P., & Lima, G. F. da C. (2014). As macrotendências político-pedagógicas da educação
775 ambiental brasileira. *Ambiente & Sociedade*, 17(1), 23–40. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2014000100003>
776
- 777 Lepofsky, D. (2009). The past, present, and future of traditional resource and environmental
778 management. *Journal of Ethnobiology*, 29(2), 161-166. [https://doi.org/10.2993/0278-0771-](https://doi.org/10.2993/0278-0771-29.2.161)
779 29.2.161
- 780
- 781 Linke, V. S. 2008. Paisagens dos sítios de pintura rupestre da região de Diamantina -MG.
782 Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- 783 MacArthur, R. H., & Pianka, E. R. (1966). On optimal use of a patchy environment. *American*
784 *Naturalist*, 100, 603–609.
- 785 Magry, M. A., et al. (2022). An integrated value chain analysis of non-timber forest products: A case
786 of Jharkhand State of India. *Small-scale Forestry*, 21(4), 621–645.
787 <https://doi.org/10.1007/s11842-022-09520-0>

- 788 Maroyi, A. (2013). Use of weeds as traditional vegetables in Shurugwi District, Zimbabwe. *Journal*
789 *of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 9(1), 1–10.
- 790 Martins, C. C. N., & Monteiro, F. T. (2021). Conflitos territoriais enfrentados pelas comunidades
791 apanhadoras de flores sempre-vivas no contexto atual: A luta pela efetivação de direitos.
792 In C. Fávero, F. T. Monteiro, & M. N. S. Oliveira (Orgs.), *Vida e luta das comunidades*
793 *apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais* (pp. 359–396). Diamantina, Brazil:
794 Editora UFVJM.
- 795 Marshall, E., & Newton, A. C. (2003). Non-Timber Forest Products in the Community of El Terrero,
796 Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, Mexico: Is Their Use Sustainable? *Economic*
797 *Botany*, 57(2), 262–278. <http://www.jstor.org/stable/4256684>
- 798 Milbank, C. (2023). Associating dietary quality and forest cover in India. *Forest Policy and*
799 *Economics*, 156. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2023.103055>
- 800 Miranda-Gamboa, M. A., Martínez-Ballesté, A., Ricker, M., et al. (2024). Does commercialization
801 lead to more intensive management strategies? Decision-making for the utilization of non-
802 timber forest products in a Nahua area of the Sierra Negra, Mexico. *Journal of*
803 *Ethnobiology and Ethnomedicine*, 20, 63. <https://doi.org/10.1186/s13002-024-00701-z>
- 804 Miteva, D. A. (2019). The integration of natural capital into development policies. *Oxford Review of*
805 *Economic Policy*.
- 806 Moran, E. F. (1994). *Adaptabilidade humana: Uma introdução à antropologia ecológica* (C. E. A.
807 Coimbra Jr. & M. Soares, Trans.). São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- 808 Nhem, S., & Lee, Y. J. (2019). Using Q methodology to investigate the views of local experts on the
809 sustainability of community-based forestry in Oddar Meanchey province, Cambodia. *Forest*
810 *Policy and Economics*, 106. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.101961>
- 811 Nhem, S., Lee, Y. J., & Phin, S. (2018). Forest income and inequality in Kampong Thom province,
812 Cambodia: Gini decomposition analysis. *Forest Science and Technology*, 14(4), 192–203.
813 <https://doi.org/10.1080/21580103.2018.1520744>
- 814 Ngouhouo-Poufoun, J., et al. (2024). Cocoa, livelihoods, and deforestation within the Tridom
815 landscape in the Congo Basin: A spatial analysis. *PLOS ONE*, 19(6), e0302598.
- 816 Oliveira, M. N. S., Moreira, F. C., Tanka, M. K. (2021). Sempre-vivas: como são manejadas - do
817 campo ao galpão atacadista. In: Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (Eds.), *Vida e*
818 *luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais* (pp. 215-272).
819 Editora UFVJM.
- 820 Oliveira, M. N. S., & Oliveira, I. H. (2021). As espécies ornamentais nativas manejadas no Espinhaço
821 Meridional. In: Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (Eds.), *Vida e luta das*
822 *comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais* (pp. 153-214). Editora
823 UFVJM.
- 824 Oliveira, L. E. C., & Begossi, A. (2011). Last trip return rate influence patch choice decisions of
825 small-scale shrimp trawlers: Optimal foraging in São Francisco, Coastal Brazil. *Human*
826 *Ecology*, 39, 323–332.

- 827 Oliveira, M. N. S., Cruz, S. M., Sousa, A. M., Moreira, F. C., & Tanaka, M. K. (2014). Implications
828 of the harvest time on *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae) management in
829 the state of Minas Gerais. *Revista Brasileira de Botânica*, 37(2), 95–103.
- 830 Omollo, E. O., Wasonga, O. V., & Chimoita, E. L. (2023). Use value of indigenous range grass
831 species in pastoral northern Kenya. *Ethnobotany Research and Applications*, 25, 1–16.
832 Retrieved from <https://ethnobotanyjournal.org/index.php/era/article/view/4377>
- 833 Ong, L., Campos-Arceiz, A., Loke, V. P., Pura, P. B., Tunil, C. M., Din, H. S., Angah, R. B.,
834 Amirrudin, N. A., Tan, W. H., Lily, O., Solana-Mena, A., & McConkey, K. R. (2020).
835 Building ecological networks with local ecological knowledge in hyper-diverse and
836 logistically challenging ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 12, 2042–2053.
- 837 Pérez-Negrón, E., Dávila, P., & Casas, A. (2014). Use of columnar cacti in the Tehuacán Valley,
838 Mexico: Perspectives for sustainable management of non-timber forest products. *Journal of*
839 *Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10, 79. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-79>
- 840 Palaschuk, N., Gauthier, J., & Bullock, R. (2024). Developing community-based criteria for
841 sustaining non-timber forest products: A case study with the Missanabie Cree First Nation.
842 *Forest Policy and Economics*, 158(C).
- 843 Peerzada, I. A., et al. (2022). Potential of NTFP-based bioeconomy in livelihood security and income
844 inequality mitigation in Kashmir Himalayas. *Sustainability*, 14, 2281.
845 <https://doi.org/10.3390/su14042281>
- 846 Ploeg, J. D. van der. (2009). Sete teses sobre a agricultura camponesa. In P. Peterson (Org.),
847 *Agricultura familiar camponesa na construção do futuro* (pp. 17-31). Rio de Janeiro: AS-
848 PTA.
- 849 Porto, S. I., & Aguiar, D. (2021). Flores em disputa: controvérsias da ação estatal na Serra do
850 Espinhaço. In C. Fávero, F. T. Monteiro, & M. N. S. Oliveira (Orgs.), *Vida e luta das*
851 *comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais* (pp. 309-358).
852 Diamantina, Brazil: Editora UFMG.
- 853 Pyke, C. R. (2003). Strategies for integrating biodiversity into forestry policies. *Environmental*
854 *Science and Policy*, 6(5), 405–416.
- 855 Rao, S. G., & Ghazoul, J. (2018). Factors influencing the sustainable use of non-timber forest
856 products: Insights from the highland forests of southern Ethiopia. *Biological Conservation*,
857 221, 32-42.
- 858 Roe, D., et al. (2022). Non-timber forest products and people: Pathways to sustainable livelihoods
859 and conservation. *Sustainability*, 14, 5455.
- 860 Rotondaro, T. G., & Bonilha, A. D. (2021). A relação entre as políticas de proteção ambiental e as
861 comunidades tradicionais: Análise de duas Unidades de Conservação no Vale do Ribeira
862 (SP). *Plural*.
- 863 Shaanker, R. U., et al. (2004). Livelihood gains and ecological costs of non-timber forest product
864 dependence: Assessing the roles of dependence, ecological knowledge, and market structure
865 in three contrasting human and ecological settings in south India. *Environmental*
866 *Conservation*, 31, 242–253.

867 Shanley, P., Pierce, A. R., Laird, S. A., & Guillén, A. (2012). Tapping the green market: Certification
868 and management of non-timber forest products. *Routledge*.
869 <https://doi.org/10.4324/9781849772210>

870 Schmidt, I. B., & Ticktin, T. (2012). When lessons from population models and local ecological
871 knowledge coincide - Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian Savanna. *Biological*
872 *Conservation*, 152, 187–195.

873 Shanley, P., & Stockdale, M. (2008). Traditional knowledge, forest management, and certification:
874 A reality check. *Forests, Trees and Livelihoods*, 18(1), 55–67.

875 Sharifian, A., et al. (2022). Dynamics of pastoral traditional ecological knowledge: a global state-of-
876 the-art review. *Ecology and Society*, 27(1), 14. <https://doi.org/10.5751/ES-12918-270114>

877 Santos, R.D., Oliveira, F.P., Silva, J.F., Barros, S.H., Quadros, J.P., & Silva, E.J. (2020). Extractive
878 Reserves and public policies intended to the traditional peoples and communities of Brazilian
879 Amazon. *International Journal for Innovation Education and Research*.

880 Souto, T., & Ticktin, T. (2012). Understanding interrelationships among predictors (age, gender, and
881 origin) of local ecological knowledge. *Economic Botany*, 66(3), 223–241.
882 <https://doi.org/10.1007/s12231-012-9194-3>

883 Sunderland, T. C. H., & Ndoye, O. (2022). Commercialization of non-timber forest products:
884 Implications for sustainability. *Forest Policy and Economics*, 129, 102580.
885 <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102580>

886 Valente, T. P., & Negrelle, R. R. (2013). Sustainability of non-timber forest products harvesting –
887 cipó-preto roots (*Philodendron corcovandense* Kunth) in south Brazil. *Forests, Trees and*
888 *Livelihoods*, 22, 170–176.

889 Wang, L., Hao, Y., & Liu, H. (2021). Environmental concern and behavior across age cohorts:
890 Evidence from multilevel analysis in 31 countries. *Journal of Environmental Psychology*, 75,
891 101590. doi:10.1016/j.jenvp.2021.101590
892

893 WANG, L., et al. (2023). Sustainable poverty alleviation through forests: Pathways and strategies.
894 *Science of The Total Environment*, 904. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167336>

895 Zhang, L., Geng, Y., & Wang, C. (2014). Effects of Age, Gender, and Environmental Awareness on
896 Environmental Behavior. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2220–2228.
897 doi:10.1016/j.jclepro.2015.09.129

898 Zuur A, Leno EN, Smith GM (2007) Analyzing Ecological Data (Vol. 680). Springer, New York pp.
899 193-258.
900
901
902
903
904
905
906
907

Material Suplementar 1:

Descrição socioeconômica de 66 famílias de Apanhadores de Flores Sempre-Vivas coletados em seis comunidades localizadas na Serra do Espinhaço de Minas Gerais, Brasil, a partir de entrevistas semiestruturadas.

Variável socioeconômica	Categoria	Number of informants	%
Gênero	Feminino	24	36%
	Masculino	42	64%
Idade	25-34 anos	10	15%
	35-44 anos	18	27%
	45-54 anos	12	18%
	55-64 anos	12	18%
	>64 anos	14	21%
Escolaridade	Sem ensino formal	16	24%
	Ensino Básico	42	64%
	Ensino Médio	7	11%
	Ensino Superior	1	2%
Número Residentes	1 a 3	36	55%
	4 a 6	26	39%
	7 a 12	4	6%
Atividade principal que gera renda	Apanhadores de Flor	26	39%
	Aposentado	18	27%

Variável socioeconômica	Categoria	Number of informants	%
	Emprego Fixo	4	6%
	Práticas Agropecuárias	15	23%
	Profissional Liberal	3	5%
Número de profissões por família	1	7	11%
	2	27	41%
	3	17	26%
	4	13	20%
	5	2	3%
Benefícios governamentais	Aposentadoria	27	41%
	Bolsa Educação	2	3%
	Pensão	4	6%
	Bolsa Família	30	45%
	Nenhum	3	5%
Total de benefícios governamentais por família	Nenhum	9	14%
	1	37	56%
	2	16	24%

Variável socioeconômica	Categoria	Number of informants	%
	3	4	6%
Número de Espécies conhecidas	1 a 10	9	14%
	11 a 20	26	39%
	21 a 30	17	26%
	31 a 40	9	14%
	41 a 61	5	8%
Número de áreas visitadas	1 a 5	35	53%
	6 a 10	21	32%
	11 a 15	7	11%
	16 a 30	3	5%
Tempo médio gasto (minutos) para acessar os campos de coleta	< 60	9	14%
	60 a 120	37	56%
	121 a 180	12	18%
	181 a 240	5	8%
	≤ 360	3	5%
Número de bovinos por família	Nenhum	27	41%
	1 a 8	15	23%
	9 a 16	10	15%

Variável socioeconômica	Categoria	Number of informants	%
	17-24	9	14%
	25-32	2	3%
	33-40	1	2%
	49-56	1	2%
	57-64	1	2%
Renda Fixa (2021)	≤ 1 salário Mínimo	15	23%
	1 a 2 salários mínimos	25	38%
	2 a 3 salários mínimos	19	29%
	3 a 4 salários mínimos	3	5%
	≥ 4 salários mínimos	4	6%
Renda fixa (2022)	≤ 1 salário mínimo	8	12%
	1 a 2 salários mínimos	24	36%
	2 a 3 salários mínimos	25	38%
	3 a 4 salários mínimos	5	8%
	≥ 4 salários mínimos	4	6%
Riqueza de espécies coletadas (2021)	≤ 4	24	36%
	5 a 9	21	32%
	10 a 14	15	23%

Variável socioeconômica	Categoria	Number of informants	%
Riqueza de espécies coletadas (2022)	15 a 19	5	8%
	25 a 29	1	2%
	≤ 9	46	70%
	10 a 19	17	26%
	20 a 29	1	2%
	30 a 39	2	3%
Volume total coletado (kg) em 2021	≤ 499	33	50%
	500 a 999	19	29%
	1000 a 1499	7	11%
	1500 a 1999	1	2%
	2000 a 2499	3	5%
	2500 a 4499 quilos	3	5%
Volume total coletado (Kg) em 2022	≤ 499	31	47%
	500 a 999	15	23%
	1000 a 1499	13	20%
	1500 a 1999	1	2%
	2000 a 2499	2	3%
	2500 a 2999	1	2%

Variável socioeconômica	Categoria	Number of informants	%
Renda mensal de coleta 2021 (R\$)	3000 a 3999	2	3%
	4000 a 4499	1	2%
	≤ 500	42	64%
	500 a 1000	15	23%
	1000 a 1500	7	11%
	1500 a 2000	1	2%
Renda mensal de coleta 2022 (R\$)	2000 a 2500	1	2%
	≤ 500	27	41%
	500 a 1000	23	35%
	1001 a 1500	5	8%
	1501 a 2000	8	12%
	2001 a 3000	3	5%
Volume total coletado (Kg) 2021-2022	> 1000	31	47%
	1001 a 2000	18	27%
	2001 a 3000	10	15%
	3001 a 4000	3	5%
	5000 a 6000	3	5%
	6000 a 9000	1	2%

Variável socioeconômica	Categoria	Number of informants	%
Gasto médio mensal por família	≤ 1 salário mínimo	6	9%
	1 a 2 salários mínimos	38	58%
	2 a 3 salários mínimos	17	26%
	3 a 4 salários mínimos	3	5%
	≤ 4 salários mínimos	2	3%

914

915 **Material Suplementar 2: Resultados Estatísticos dos modelos lineares generalizados mistos das variáveis que**
916 **influenciam no conhecimento, uso e acesso aos campos de coleta de Produtos florestais não madeireiros por**
917 **Apanhadores de Flores Sempre Vivas da Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil.**

Response Variable	Explanatory Variable	Estimate	Std. Error	z value	p-value
Riqueza de espécies conhecidas	Idade	0.01	0.005	1415	0.16
	Número de bovinos	-0.02	0.01	-3147	0.001 *
	Número de profissões	0.10	0.07	1543	0.12
	Tempo médio gasto para chegar aos campos de coleta	-0.003	0.001	-2605	0.009 *
Riqueza de espécies coletadas	Idade	-0.03	0.01	-2966	0.003*
	Escolaridade	0.08	0.03	2836	0.004*
	Total de benefícios governamentais	-0.35	0.14	-2571	0.01*
	Número de bovinos	-0.02	0.01	-3283	0.001*
	Número de residentes	0.15	0.04	3662	0.0002*

Response Variable	Explanatory Variable	Estimate	Std. Error	z value	p-value
Abundância de espécies coletadas	Número de profissões	-0.21	0.12	-1675	0.09
	Total de benefícios governamentais	-0.25	0.14	-1753	0.08
	Número de residentes	0.18	0.05	3440	0.005*
Número de áreas visitadas	Idade	0.004	0.01	0.437	0.66
	Gênero	0.20	0.19	1053	0.29
	Escolaridade	-0.01	0.03	-0.413	0.68
	Número de profissões	0.04	0.11	0.402	0.69
	Total de benefícios governamentais	-0.05	0.15	-0.311	0.76
	Número de bovinos	-0.01	0.01	-1645	0.10
	Número de residentes	0.06	0.05	1226	0.22
	Tempo médio gasto para chegar aos campos de coleta	-0.01	0.002	-3179	0.001*

918

919

920

921

922

923

924

925

926

927

928

5. CAPÍTULO IV: “Assessment of Demographic Sustainability of *Comanthera elegans* L.
R. Parra & Giul under traditional management in the Brazilian Savanna”

Manuscrito Aceito (08/10/2024) na Revista Conservation Biology - 23-763.R5

**Assessment of Demographic Sustainability of *Comanthera elegans* L. R. Parra & Giul
under traditional management in the Brazilian Savanna**

Abstract: Non-timber forest product (NTFP) agro-extractivism plays a critical role in the livelihoods of billions and offers the potential to balance sustainable development with biodiversity conservation. However, its sustainability depends on analyzing species' vital rates and local management practices, as extraction can conserve or deplete NTFP populations and ecosystems. This study integrates demographic and ethnobiological approaches to evaluate how traditional management affects the population dynamics of *Comanthera elegans*, a Brazilian endemic herb considered at risk of extinction due to harvesting pressures. Over three years, a demographic experiment was conducted in the Sempre-Vivas National Park (SVNP) using six treatments, including variations in harvest timing (early or late), fire use, and control conditions. Vital rates of fecundity, population growth, seedling, and adult mortality, and flowering were monitored across 120 plots. Early harvests decreased fecundity and population growth due to reduced seed viability, while late harvests combined with fire increased flowering and population growth rates. Fire improved soil conditions by enhancing pH and potassium levels, lowering seedling mortality, and increasing population resilience. These results suggest that traditional fire and harvest management practices contribute positively to the long-term sustainability of *C. elegans* populations. We propose that national conservation policies reconsider the criminalization of these practices, as they support sustainable resource use, enhancing both biodiversity conservation and local livelihoods. This study underscores the need to integrate traditional ecological knowledge into the management and conservation of NTFPs in the Brazilian savanna.

Keywords: Ethnoecology, Fire Management, Political Ecology, Population Ecology, Population dynamics, Socio-environmental Conflict

Article Impact Statement: The traditional management of *Comanthera elegans* is sustainable and cannot be a factor that classifies the species as endangered in Brazil.

Introduction

Plant-based agro-extractivism, a millennia-old practice, is essential for the survival of various human populations (Peters, 1994). This activity involves harvesting non-timber forest products (NTFPs), which an estimated 2.3 billion people in traditional communities across Global South countries rely on these resources for food, income, medicinal purposes, and shelter. These practices are deeply embedded within their cultural and spiritual beliefs (Chavan et al., 2016; Sacande & Parfondry, 2018).

The traditional extraction of NTFPs can reconcile sustainable development with biodiversity conservation when compared to non-traditional extraction (Hart-Fredeluces & Ticktin, 2019), as it has the potential to cause less damage to vital rates of species of interest and, consequently, ecosystems (Blaser et al., 2021). Furthermore, unlike timber forest products, many NTFPs have rapid regenerative capacity following harvesting (Rist et al., 2016). Such resilience enables harvesters to access these resources more frequently, facilitating the refinement of harvesting methodologies and accumulating traditional knowledge regarding resource management practices. Additionally, this inherent ability for rapid regeneration presents an opportunity to formulate and implement conservation strategies to ensure the sustainable utilization of these resources over extended periods (Shackleton et al., 2015).

However, this generalization can be problematic, as no direct and universal relationship exists between using NTFPs and sustainability (Peters, 1994). Some studies have shown that harvesting these resources, even by traditional populations, can harm plants' survival (Albuquerque et al., 2011; Kala, 2005; Rist et al., 2012). Thus, insufficient data on vital rates and the conservation status of NTFPs species make it difficult to determine exploitation rates suitable for the survival of species subjected to harvesting, formulate harvesting calendars, and establish conservation priority areas (Rezende-Silva et al., 2019).

In this context, ethnobiology studies can significantly contribute to establishing and maintaining sustainable harvesting practices (Hart-Fredeluces & Ticktin, 2019; Silva et al., 2020). They posit that the sustainability of a traditional extractive practice can only be evaluated through a meticulous analysis of the relationship between the factors motivating the 'traditional use' of a natural resource, a description of possible local conservation strategies, and the 'ecological implications' for survival the target species (Godoy & Bawa, 1983; Lima et al., 2013; Lopes et al., 2019). Thus, for traditional harvesting practices to be deemed sustainable, they must not diminish annual birth rates, reproduction, or population growth, nor should they result in higher mortality rates within the populations of NTFPs (Shackleton et al., 2015).

For example, an ecological study with 23 populations of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) across the Brazilian, Peruvian, and Bolivian Amazon showed the sustainability of the harvesting practices could be improved, by favoring recruitment to maintain population over time, since larger trees and few juveniles characterized the stands analyzed. The recruitment needs to be improved to maintain populations over the long term (Peres et al., 2003). On the other hand, a compilation of independent studies presented evidence of the dispersal of this species by human groups throughout the Amazon region, facilitated by the cultural practices of these people that extend from antiquity to recent times (Shepard & Ramirez, 2011). The study helps to demonstrate the vital contribution of indigenous peoples and local communities to forming landscapes and conserving useful species.

Although less common than other NTFPs, flowers and inflorescences are extracted in various local communities worldwide (Mahapatra & Shackleton, 2012; Maroyi, 2013). Income generation serves as the primary incentive for flower harvesting, as these products can be marketed as handicrafts, dyes, distillates, oils, sugars, juices, and medicines (Azhar et al., 2019; Chavan et al., 2016; Masoodi & Sundriyal, 2020).

In Brazil, the traditional harvesting of everlasting flowers (Flores Sempre-Vivas) is a notable example, with over 300 tons of these resources harvested annually and exported internationally as handicrafts (Neves et al., 2011; Oliveira et al., 2021). The main species of significant sociocultural relevance belong to the genera *Comanthera* and *Syngonanthus* (Oliveira & Oliveira, 2021). They are situated within the Espinhaço mountain range (17° 41' 39.9" S 43° 46' 59.9" W), traversing the states of Minas Gerais and Bahia.

Harvesting these resources, as part of a complex agricultural system coexisting with various strategies for cultivating food plants, fire management, and free-range livestock in the landscape, has shaped the identity of social groups in traditional communities known as Apanhadores de Flores Sempre-Vivas (AFSV) (Porto & Aguiar, 2021a). Due to reasons related to significant financial return and associated affective value, flowers harvesting became the chosen practice to name this cultural and territorial identity. Consequently, AFSV acquired an accumulation of ethnobotanical knowledge about the dynamics of ecosystems in the rupestrian fields (Fávero et al., 2021). Recently, the AFSV way of life was internationally recognized by the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO - UN) as a world agricultural heritage site (FAO, 2020).

Despite the historical and economic importance of this lifestyle, the year 1994, with the creation of the Rio Preto State Park (Decree 36.611 of June 06, 1994) and the year 2002, with the creation of the Sempre-Vivas National Park (Decree s/nº of December 13, 2002), marked the

beginning of preservationist actions that drastically altered the dynamics of AFSV communities (Monteiro et al., 2012). As areas of extreme ecological interest and a priority for biodiversity conservation (Monteiro et al., 2018), they have become the focus of the central public environmental policies, especially the creation of Strictly Protected Areas. According to the International Union for Conservation of Nature (IUCN) these areas correspond to Category II for conservation – national and state parks.

Currently, the most urgent demand directly affecting the sociocultural perpetuation of the AFSV pertains to the prohibition of harvesting the species *Comanthera elegans*, L.R. Parra & Giul, an endemic species that holds excellent commercial value and ensures the annual survival of AFSV families (Porto & Aguiar, 2021a). The Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFlora, 2024) considers it endangered. This assessment primarily stems from the local harvesting of inflorescences and associated fire management practices used as a threat vector.

In addition to being a natural disturbance and contributing to critical ecological processes in Savannas around the world (Bird et al., 2008; Dodonov et al., 2014; Bowman et al., 2016; Zida et al., 2020), fire is a fundamental element in traditional management practices employed by local communities living in these environments (Bird et al., 2016). Studies have even demonstrated that its traditional use has contributed to the conservation of biodiversity (Bird et al., 2008; Welch et al., 2013; Bowman et al., 2016). Through an extensive literature review to investigate how indigenous fire stewardship can improve or reduce biodiversity metrics, Hoffman et al. (2021) verified that 79% of applicable studies reported increased biodiversity and 63% in habitat heterogeneity.

Prescribed fire is used by several human groups in the management and harvesting of NTFPs (Varghese e Ticktin, 2008; Schmidt & Ticktin, 2012; Bedê et al., 2018), thus contributing to the livelihood and autonomy of these people. Some studies suggest, for example, that the traditional harvesting of *Syngonanthus nitens* Ruhland and traditional fire management in *Comanthera elegantula* (Ruhland) L.R. Parra & Giul, species genetically close to *C. elegans*, result in favorable population growth rates (Bedê et al., 2018; Schmidt & Ticktin, 2012). In addition to this argument, the symbiotic relationship between the AFSV, the everlasting flower species and their associated culture suggests that traditional harvesting can be sustainable (Oliveira et al., 2021). Thus, we hypothesize that traditional harvesting practices and traditional fire use conducted by AFSV (Fávero et al., 2021) contribute to demographic growth in the populations of the studied species.

To address a national political demand, this study employs a combination of ethnobiology⁸⁴ and population ecology tools to assess the ecological effects of traditional harvesting and

management on the vital rates of *C. elegans* by AFSV in the vicinity of Sempre-Vivas National Park, Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brazil.

We expect this study to enhance our understanding of the dynamics between traditional human populations and species conservation in the Brazilian Cerrado and savanna areas worldwide. Based on robust data, it will support a constructive dialogue concerning the intersecting interests of sustainable NTFPs utilization with socio-biodiversity conservation.

Despite this study's ecological focus, it is essential to highlight that data collection was carried out in collaboration with the AFSV, who actively participated in the sampling design process based on their ethnobotanical knowledge. Furthermore, we emphasize that this manuscript is part of a larger project that will more thoroughly describe the AFSV's harvesting and management strategies of NTFPs in a future article. Due to the complexity and volume of data acquired during fieldwork, we have organized them into two distinct publications.

Methods

Description of the socio-environmental conflict

Since the creation of the Protected Areas, one of the main critical points is that the AFSV should have been consulted about the conception and implementation of these Strictly Protected Areas (Porto & Aguiar, 2021b; Martins & Monteiro, 2021). The establishment of the park proceeded without public consultation or any form of local social participation (Fávero & Monteiro, 2021), violating various national (Brasil, 2007; MDA, 2009; MMA, 2000) and international legal frameworks (ILT, 1989; FAO, 2020) that safeguard traditional knowledge and its sociocultural reproduction mechanisms, directly tied to their territorial occupancy (Soldati, 2015).

Some local harvesters report that they only became aware of the park's existence after its creation and with the onset of violent access and territory use restrictions (Fávero et al., 2021). Conflicts between environmental agencies and communities intensified in 2007 following the ban on harvesting everlasting flowers and other resources within the SVNP, where the main traditional harvesting fields are located (Fávero, 2021).

In response, the AFSV from seven municipalities established the Comissão em Defesa dos Direitos das Comunidades Extrativistas (CODECEX) in 2010 to discuss, through social strengthening, the implications of national conservation strategies on their lives, especially the ban on harvesting everlasting flowers (Martins & Monteiro, 2021). CODECEX sought partnerships with scientific institutions to generate information on the true impact of fire use and harvesting of everlasting flowers in the Espinhaço mountain range. The AFSV also demands

recognition of traditional management practices, cultivating certain species of everlasting flowers harvested, the possibility of sustainable use of natural resources, and associated fire management in their territories (Martins & Monteiro, 2021).

Study area

The Espinhaço mountain range (17° 41' 39.9" S; 43° 46' 59.9" W), with altitudes ranging from 700 to 2000 meters, experiences a tropical climate, featuring dry winters and rainy summers and average annual temperatures ranging between 22°C and 27°C. It is dominated by rupestrian grasslands, a Brazilian cerrado phytophysiology characterized by quartzite and lithic soils (Gonçalves et al., 2020; Rapini et al., 2008). The various local microclimates contribute to the region's wide variety of vegetational mosaics, shrub formations, riparian forests, capão islands, high species richness, and endemism (Fernandes et al., 2014). The region hosts approximately 90% of all Brazilian species described as everlasting flowers, herbaceous plants renowned for their inflorescences that maintain their shape and color for many years after being harvested (Oliveira & Oliveira, 2021).

Notably, species from the families Eriocaulaceae, Xyridaceae, and Cyperaceae are highly adapted to various soil types and local water conditions, often appearing in aggregate distributions (Rapini et al., 2008). Harvesting these resources occurs in various landscape settings such as campos, serrinhas, mountain ranges, and boqueirões, with the choice influenced by the time of year and market demand (Fávero et al., 2021). In addition to flowers, leaves, dry fruits, and seeds are harvested in the region, serving as an essential source of income and sociocultural survival for AFSV families (Porto & Aguiar, 2021a).

Ethical and legal aspects

The research proposal was initially presented to the CODECEX, a philanthropic organization established in 2010 to safeguard the rights of extractive families in the Espinhaço mountain range. Since 2016, a series of meetings with CODECEX have been conducted to assess, adapt, and collectively obtain consent for potential political, methodological, pedagogical, and scientific interventions in this study. Additionally, it received approvals from a) the Biodiversity System (Sisbio, access code: 57818-1) and b) the National System for Genetic Heritage Management (Sisgen, access code: A0ADEEF).

Characterization of *Comanthera elegans* (Bong.) L. R. Parra & Giul

The species *C. elegans*, popularly known as pé-de-ouro, is a perennial plant endemic to the Cerrado region and primarily found in the northern part of Minas Gerais (Oliveira & Oliveira,

2021) (**Figure 1**). Within this genus, the stem grows underground and is rhizomatic, capable of lateral sprouting, leading to the formation of what are known as clumps or clones. The plants form rosettes with leaves arranged at the base (Parra et al., 2010). Bracts shield the inflorescences and have a capitulum-shaped appearance, featuring staminate and pistillate flowers (Parra et al., 2010). Historical records dating back to 1984 indicate that more than 40 tons of inflorescences from this species were harvested in the municipality of Diamantina for export purposes (Giulietti et al., 1987). Due to its commercial significance and high endemism, this species has been listed in the Red Book of Brazilian Flora as endangered, signifying a very high risk of extinction in the wild (Moraes et al., 2014). Nevertheless, some other species of everlasting flowers (*Comanthera elegantula* (Ruhland) L.R. Parra & Giul; *Comanthera magnifica* (Giul.) L.R Parra & Giul), also harvested by AFSV, display ecological patterns akin to those of *C. elegans*, thereby offering additional insights into the potential impacts of traditional harvesting on them.

Understanding Traditional Harvesting Practices and Fire Management for sampling design

To conduct the population dynamics study, our first step was to learn from the AFSV about the practices of *C. elegans* harvesting and the associated fire management. For this purpose, CODECEX recommended two communities: Pé de Serra (17° 47' 8"; -43° 55' 10") and Santa Rita (18° 05'.37"; -43° 55' 34"), both situated near the municipality of Buenópolis, MG, Brazil. These communities were chosen due to: (i) their proximity to the SVNP and, therefore, are the most directly impacted by restrictive policies; (ii) harvesting *C. elegans* (although there is a high diversity of everlasting species available for harvesting in the region, the environmental availability of these species determines which ones will be collected by a family or social group); (iii) because they have common-use harvesting fields at different levels of exploitation, including areas where human management is less frequent. The selection was also motivated because they actively engage in academic projects (Fávero et al., 2021), facilitating the interaction between researchers and local research partners during data collection (Fals-Borda; Rahman, 1991).

We conducted semi-structured interviews with local experts (six women and six men), selected by recommendation from CODECEX after conducting seminars, meetings, and local participatory workshops to present our research. The local experts who expressed interest and were willing to participate in the study are women and men with extensive experience in NTFP harvesting and management practices. They are also socially recognized within the selected communities. Afterward, guided tours in various harvesting fields were realized to identify the primary current harvesting zones of *C. elegans* and potential areas where this activity does not occur. The same method was applied to collect information about *C. elegans*: (i) Local perception

of abundance and availability; (ii) Local ecological knowledge of the life cycle, reproduction, and fecundation; (iii) Relationship between harvesting and population decline; (iv) Traditional techniques for harvesting and management of populations.

Field experience and interviews revealed that *C. elegans* typically begins flowering at the end of March. According to local experts, AFSV usually waits around 20 to 30 days for the flowering to become more uniform across populations before starting the harvest. Traditionally, the *C. elegans* harvest takes place between April and May, sometimes extending into the first half of June. However, since 2007, there has been an increase in environmental inspections, financial penalties, and the seizure of *C. elegans* harvested by AFSV. These enforcement actions usually occur during the peak harvest season, when AFSV are actively harvesting. In response, early harvesting has become a common strategy, allowing AFSV to take advantage of periods when environmental oversight is less stringent.

The harvesting practices also encompass actions of transhumance, where collecting families move from their permanent residences to temporary dwellings in caves called "lapas" located in the rocky fields where harvesting practices occur. This displacement fosters the creation of cultural festivals, the development of agricultural practices, and the transportation of "curraleiro" cattle. Local ecological knowledge associated with these traditional practices includes the ethnotaxonomy of the harvested species, landscape domestication, and conservation actions. Some of these actions involve preserving part of the target inflorescences in the grassland fields ("restolho") to ensure the continuity of species richness and abundance. Reseeding or enrichment corresponds to the distribution of seeds in the harvesting areas and the return of damaged inflorescences that have lost their commercial value to the native field. Some AFSV also mentions that it is essential to gently tap the inflorescences in the field immediately after arranging the bouquets. They should be harvested in the same direction as the air currents, favoring seed dispersal, which suggests knowledge of anemochory.

The use of fire in the fields, despite being discouraged and prohibited legally by environmental authorities, is a common form of management in the region. AFSV generally carries out these practices in a controlled manner between the end of the dry season and the beginning of the rainy season. They typically occur in the early morning or late evening, with the possibility of controlling the flames and the execution of firebreaks. These measures are similar to the prescribed burning practices in the Jalapão region (Schmidt et al., 2018). According to local experts, fire is essential for the survival and flowering of *C. elegans*, and the absence of this management contributes to the species' population decline.

Demographic data collection

To test how traditional harvesting, including fire management, influences the vital rates of *C. elegans*, we conducted a demographic experiment that began in 2017 and ended in 2019. Based on local management strategies, we established six treatments by permuting (i) the absence or presence of fire, (ii) the absence or presence of early harvest, and (iii) the absence or presence of late harvest. Early harvest was defined as extraction occurring between March and April, and late harvest was defined as between May and June. In the harvesting fields indicated by local experts, ten 1 x 1-meter plots were randomly established for each treatment, totaling 60 plots for Santa Rita and 60 plots for Pé-de- Serra. All *C. elegans* individuals were labeled and numbered, and the following information was recorded: (i) rosette height, (ii) rosette diameter, (iii) total number of flower stalks. It should be highlighted that *C. elegans* can be found in clonal conditions. However, during fieldwork, determining accurately the basal diameters of clone individuals without causing damage to the plants posed a significant challenge. Since this could harm the plants and compromise the quality of our collected data, we opted to consider rosettes as functional units. Control treatments were implemented in areas with no harvest record in the last ten years due to SVNP implantation. The selection of this area was crucial for establishing a comparative baseline of the vital rates of *C. elegans* in the absence of human intervention, in contrast to areas where traditional regular inflorescence harvesting and fire use are practiced. All the harvesting fields in the Pé-de-Serra community were near the park's boundaries. In the Santa Rita community, the harvesting fields were outside the boundaries.

AFSV individuals carried out traditional early and late harvests at the request of the technical team and always after collecting demographic data. The plots located within the park and the fire brigade of the SVNP burned those involving fire use. Manual firebreaks of 5 m² were also implemented to prevent plots not involving fire from being affected. From the second year of data collection, all individuals from the previous census were resampled, and new individuals (seedlings) were counted in each plot. Previously sampled individuals who were absent showed signs of trampling or mechanical damage and lacked vitality were considered dead.

To record the temporal distribution of viable seed production, we harvested ten inflorescences randomly in adjacent areas, with a minimum distance of 20 meters from the plots, with intervals of seven days between March 24 and June 16, 2019 (thirteen weeks). These were dried, and the total number of seeds was recorded in the laboratory using the methodology adapted from Oliveira et al. (2016). We considered seeds viable if brown and black, measuring between 0.3 and 0.8 mm, with an elliptical to oval shape and a rough tegument. Non-viable seeds are lighter and do not follow this morphology (Barreto et al., 2013).

We did not apply the AFSV conservation strategies ("restolho" and reseeded) as treatments because we envisioned a future article examining how different levels of these practices would influence *C. elegans* vital rates. Unfortunately, this idea was interrupted by the onset of the 2020 pandemic.

Abiotic data collection

To assess whether edaphic characteristics influence the vital rates of *C. elegans*, we collected three soil samples at a depth of 10 centimeters in all repetitions of each treatment in 2019. The samples were dried, sieved, packaged, and subjected to routine analysis at the Soil Analysis Laboratory, Plant Tissue, and Fertilizer of the Universidade Federal de Viçosa (Federal University of Viçosa). This allowed us to measure the concentration of Hydrogen potential in water (pH), Potassium (K), Phosphorus (P), Residual Phosphorus, Sum of exchangeable bases, Magnesium Cations (Mg²⁺), Calcium Cations (Ca²⁺), and the Concentration of Organic Matter (OM). Additionally, annual precipitation and temperature data were determined following Harris et al. (2020).

Data analysis

We considered the treatments, year, and abiotic data as predictor variables and vital rates as response variables. Accordingly, we constructed mixed-effects generalized linear models (GLMMs) capable of evaluating the effect of different treatments on the fertility rates, seedling mortality, adult individual mortality, flowering, and population growth (*r*) of *C. elegans* compared to the control groups. We considered seedlings the individuals with basal diameters less than 1 centimeter, and adult individual plants with basal diameters greater than 1 centimeter. We used count data to assess possible differences in the number of individuals and inflorescences for the three years of harvesting. However, the plant frequency varied considerably among the randomized plots, and we adopted rate values. These values allow for more consistent comparisons between treatments, regardless of differences in plant frequencies in the plots (Magurran, 2004).

The 2018 rate values were calculated relative to 2017, while the 2019 rate values were calculated relative to 2018. Rates for 2017 were not calculated because it was impossible to count which individuals present in the plots accurately were born in 2016 or had died. The fecundity rate was determined by dividing the number of new individuals (with a basal diameter of less than 1 cm) by the number of individuals in the initial population of the previous period. The mortality⁹⁰ rates were calculated by dividing the number of deceased individuals by the number of individuals

in the initial population of the previous period. The same approach was applied to the flowering rate.

The annual population growth rates for each treatment were calculated using the formula $\ln(\text{Current Population}) - \ln(\text{Initial Population}/1)$, where $\ln$ represents the natural logarithm of the population, Current Population is the census of individuals in **Year t+1**, and Initial Population is the census of individuals in year **t** (Odum & Barret, 2007). Initially, we started with complete models, including all variables except for Mg^{2+} and Ca^{2+} , which were absent in soil samples. Location was included as a crossed-random factor in our models. The R code describes these complete models: **glmer (rate1,2,3...~ Treatments + Year + pH + Organic Matter + P + K + Sum of Bases + Remaining P + (1|Location), data=data, family=gamma).**

We have verified the absence of temporal dependency in our models. The multicollinearity of the GLMMs was assessed using Variance Inflation Factors (VIF), where we removed predictor variables with values above 3. We selected the best-supported models based on the lowest AIC values generated (Mcelreath, 2015; Zuur et al., 2009). We checked for possible correlations between potassium and pH, which were significant in seedling mortality. The Spearman correlation identified independence between them ($\rho = 0.4737512$, $p > 0.05$). So, potassium and pH were included in separate models to check for possible influences on the treatments. The Gamma distribution modeled all vital rates. The treatments were compared using Tukey's test. Model adjustments were performed using Bonferroni corrections. The residuals were adjusted using the DHAMRa package (Hartig, 2022). This package simulates scaled residuals that can be interpreted similarly to linear regression residuals and checks for heteroscedasticity. The predictor variables of the GLMMs with the best AIC support are described in **Supplementary Material 1**.

Weekly seed viability data were transformed into proportions, calculated as follows:

$$\text{seed viability} = \frac{(\text{total viable seeds})}{(\text{total viable seeds} + \text{unviable seeds})}$$

We add +1 in proportion data to avoid division by zero. After, we structured a Generalized Linear Model (GLM) to assess the proportion of viable seeds over time using the gamma distribution family. This analysis allows us to evaluate the potential ecological effects of traditional harvesting on the available seed stock in the field. All data were analyzed using the R statistical software (R Core Team, 2023) with the use of packages emmeans (Lenth, 2022), multcomp (Hothorn et al., 2008), lme4 (Bates et al., 2015), car (Fox & Weisberg, 2019), fitdistrplus (Delignette-Muller & Dutang, 2015), and ggplot2 (Wickham, 2016).

Results

Effect of traditional harvesting and fire use on the fecundity of *Comanthera elegans*.

The fecundity rate in populations of *C. elegans* was influenced by the treatments (**Figure 2**). These rates showed similar patterns when subjected to late harvest of inflorescences compared to the control groups. Furthermore, it was possible to identify higher fecundity rates in populations subjected to fire management. Fecundity was lower in treatments where inflorescence harvest was done early.

Effect of traditional harvesting and fire use on the mortality of *Comanthera elegans* seedlings.

The seedling mortality rate was lower in all treatments subjected to fire management. Higher pH and potassium (K) values were associated with these treatments (**Supplementary material 2**). In addition, we identified a higher seedling mortality rate in control populations. Treatments subjected only to harvesting practices did not interfere with this vital rate (**Figure 2**).

Effect of traditional harvesting and fire use on the mortality of *Comanthera elegans* adults.

We observed higher mortality rates in adult individuals in populations not subjected to fire use (**Figure 2**). There were no differences in mortality rates between populations subjected to early and late traditional harvest and unmanaged populations.

Effect of traditional harvesting and fire use on the flowering rates of *Comanthera elegans*.

The highest flowering rates in *C. elegans* are associated with late inflorescence harvesting and fire management, as this treatment saw a 70% increase during the experiment (**Figure 2**). Other rates subjected to fire use recorded values around 40% to 50% relative to the median. Populations subjected only to harvesting practices exhibited a flowering rate close to 30%. Control populations showed a 20% flowering rate relative to the median, the lowest recorded among the treatments.

Effect of traditional harvesting and fire use on the population growth rates of *Comanthera elegans*.

Population growth rates in *C. elegans* exhibited the same pattern as fertility rates (**Figure 2**). Thus, populations grew similarly when subjected to late inflorescence harvest compared to the control group. Population growth rates were higher in populations subjected to fire management. Population growth was lower in treatments where inflorescence harvest was done early.

Proportion of viable seeds

The proportion of viable seeds in *C. elegans* increased over time from the emergence of inflorescences in the field ($t = -6.366$, $p < 0.001$). We observed that *C. elegans* seeds were present in inflorescences harvested in the second week of April (week three post-flowering), and all of them showed non-viability for germination up to the fourth week of April (week five post-flowering). Inflorescences with 100% viable seeds were found after the sixth week of flowering in the field (**Figure 3**). From the second half of May (week nine post-flowering), all seeds in the inflorescences were viable. The viability rate declined from the second half of June.

Discussion

Our results show that local management does not negatively impact the population of *C. elegans*. This goes against local narratives by CNCFlora, which criminalizes harvesting practices and identifies them as a threat to the extinction of the species. Traditional management practices influenced all the population rates analyzed. Early harvest resulted in lower fertility rates and population growth than late harvest and control groups. The seed viability rate showed that inflorescences with 100% viable seeds were found starting from the sixth week of flowering. Fire was essential for higher fertility rates, population growth, flowering, and lower mortality rates.

Implications of early harvest on the vital rates of *C. elegans*

Early harvest did have a negative impact on the *C. elegans* populations. In this harvesting method, seeds of *C. elegans* are still in the developmental stage and not yet ready for germination, as evidenced by our seed viability analysis (Fig. 3). Consequently, the inflorescences of *C. elegans* are not left in the fields long enough to produce viable seeds, or if harvested prematurely, they do not contain seeds that are ready for dispersal. Early harvesting may, therefore, reduce the seed bank available in the soil, which has to be avoided. Similar findings have been reported for early harvesting of *Syngonanthus nitens* Ruhland in the Jalapão region (Schmidt & Ticktin, 2012) and *Comanthera elegantula* (Ruhland) L.R. Parra & Giul. in the Espinhaço mountain range (Bedê et al., 2018), two other economically significant species of everlasting flowers.

Implications of late harvest on the vital rates of *C. elegans*

Late harvest did not influence the vital rates of *C. elegans*, as it showed statistical similarity to the control group. Although we did not assess the seed dispersal rate during harvesting, the information provided by the AFSV and the literature suggests that mature, viable seeds tend to be dispersed during harvesting (Oliveira & Oliveira, 2021; Oliveira et al., 2021). Thus, flexible

harvesting measures, allowing for late season harvesting, should be considered to promote seed dispersal and increase seeds banks available. The conservation strategies should be based on the ecology of knowledge (Carneiro et al., 2014). In this logic, public management combines local ecological knowledge to involve traditional peoples in decision-making regarding harvesting calendars, co-management of territories, and participatory monitoring.

Implications of fire use on the vital rates of *C. elegans*

Our results also underscored the importance of traditional fire use for maintaining *C. elegans* populations, reinforcing the pivotal role of AFSV communities in Cerrado (Brazilian Savanna) conservation efforts (Ferreira et al., 2022). Cerrado ecology is strongly related to fire, which is fundamental to its plant systems' survival, maintenance, and regeneration (Arruda et al., 2018). Pilon et al. (2021) showed that fire significantly increased species diversity in this biome, mainly by promoting the establishment of pioneer species through competitive exclusion and increasing resource availability in the post-fire environment.

In our study area, large herbaceous plants may have advantages in terms of spatial conditions, water retention, sunlight exposure, and nutrient acquisition compared to small-sized species (Aarssen et al., 2006; Capitán et al., 2021), such as those from the Eriocaulaceae family. We assume that the reduction in vegetation cover attributed to fire use has reduced interspecific competition for these resources, favoring the germination of dormant seeds of *C. elegans*. Recent experiments simulating the cultivation of *C. elegans* under laboratory and field conditions support this assertion (Moreira et al., 2017; Oliveira et al., 2014; 2015).

In addition to influencing interspecific competition, higher pH values were found in soils where fire was used (Figure 3). This is because burning mineralizes organic matter and promotes the release of essential ions (Knicker, 2007). As a result, nutrients in the soil become more soluble for plant root absorption (Johan et al., 2021), contributing to individual growth.

Higher potassium concentrations identified in the soil of the fire treatments (Figure 3), therefore, may have significantly lowered seedling mortality rates in *C. elegans*, given that potassium enhances plant resistance against environmental stresses, including drought, frost, insect attacks, and pathogens (Weil & Brady, 2016). Finally, it aids in synthesizing proteins, carbohydrates, and lipids (Rezende-Silva et al., 2019), suggesting its importance for recruiting new seedlings, survival, and population growth of *C. elegans*.

However, even though fire is considered a natural disturbance in the Cerrado (Fernandes et al., 2021; Fidelis & Zironi, 2021; Schmidt et al., 2018), some researchers argue that the higher⁹⁴ flowering rates may be indicative of reproductive stress (Pyke, 2017). In this perspective,

populations would be stimulated to produce reproductive hormones as a survival strategy. Additionally, intermittent fire regimes can lead to irregular flowering rates over time (Lamont & Downes, 2011). Studies investigating the frequency and intensity of fires over a longer time scale could be promising in elucidating whether this pattern occurs in the Eriocaulaceae family.

Implications of traditional management on the conservation of *C. elegans* and other non-timber forest products

The best scenario found for inflorescence production combined late harvest with fire management. In conjunction with conservation strategies such as reseedling and stubble management, which aim to maintain the seed stock in the field, the AFSV activities were determined based on traditional knowledge to provide greater resource availability to future generations of harvesters. These strategies converge with the Social-ecological Maximization Theory (Albuquerque et al., 2019) by portraying that extractive families execute their practices based on a careful assessment of ecological factors and the availability of resources for their cultural reproduction and local survival.

Lower flowering rates were found in the control treatment, where human management was absent. Therefore, these populations may allocate more energy to individual survival than reproduction until environmental conditions favor flowering (Villellas & García, 2018; Wenk & Falster, 2015).

In short, this illustrates that the information shared by the AFSV during our ethnobotanical data collection was consistent with our findings, mainly about the favorable vital rates of *C. elegans* populations when subjected to late harvesting and associated fire management. Early harvest does not align with sustainability. However, it is essential to note that these practices occur or are encouraged due to the criminalization practices emerged or were encouraged due to the criminalization that followed the establishment of Protected Areas. These units prohibited traditional harvesting without considering the possibility that the AFSV knowledge could actually be an ally in the conservation of NTFP in the Brazilian Savanna (Martins & Monteiro, 2021). This highlights the fragility of this conservation strategy when applied within traditional management. For example, the National Plan for the Conservation of Endangered Flora in the Southern Espinhaço Range does not mention measures for mediating conflicts between the Protected Areas and local traditional communities (Pougy et al., 2015).

Moreover, the lack of dialogue between SVNP and local AFSV communities underscores the inherent conflicts that arise when conservation policies are disconnected from local realities.⁹⁵ It is necessary to recognize that, recently, the SVNP has endeavored to involve AFSV in

participatory fire management policies (Lucca et al., 2022). Similarly, the management of Jalapão State Park in Tocantins, Brazil, has engaged local communities in fire control and prevention efforts (Eloy et al., 2019). However, the conflicts stemming from the ban on *C. elegans* in the SVNP make it difficult to establish consistent agreements. Reclassifying SVNP as a Protected Area with Sustainable Use of Natural Resources can transform this reality, undermining the Brazilian Savanna's socio-biodiversity conservation. Within this category, it will be possible to align strategies for prescribed burns, crop rotation, and inflorescence collection in the fields, provided this is done in collaboration with local AFVS leaders and does not adversely affect their sociocultural practices.

Our study corresponds with the theoretical framework of Political Ethnobiology (Albuquerque et al., 2024; Almada & Sanchez, 2024), presenting an international research plan that integrates ethnobotany and applied ecology to assess the sustainability of NTFPs in regions inhabited by traditional people while respecting their values and practices. By implementing these methodologies, evaluating the support capacity of culturally significant species, developing biocultural protocols, and mitigating socio-environmental conflicts is possible. This approach not only underscores the vital role of traditional communities in nature conservation but also advocates for integrating traditional management practices into global strategies for NTFP conservation. Emphasizing local ecological knowledge, our findings advocate for co-management policies involving traditional communities in defining harvest schedules, territorial management, and participatory monitoring.

Acknowledgments

The authors thank the Brazilian National Research Council (CNPq) (425908/2016-0) and the Research Support Foundation of the State of Minas Gerais (Fapemig) (CRA APQ 03937/16) for their research support. We would also like to express our gratitude to PhD student Luiza Pedrosa Guimarães for her valuable and supportive assistance to the first author during the data analysis process.

Supporting information

Additional supporting information may be found online in the Supporting Information section at the end of this article.

Bibliographic References

- Aarssen, L. W., Brandon S. S., Pither, J. (2006). Why are there so many small plants? Implications for species coexistence. *Journal of Ecology*, 94(3), 569–80.
- Albuquerque, U. P., Maroyi, A., Ladio, A. H., et al. (2024). Advancing ethnobiology for the ecological transition and a more inclusive and just world: A comprehensive framework for the next 20 years. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 20(1), 18. <https://doi.org/10.1186/s13002-024-00661-4>
- Albuquerque, U. P., Soldati, G. T., Sieber, S. S., Ramos, M. A., Sá, J. C., Souza, L. C. (2011). The use of plants in the medical system of the Fulni-ô people (NE Brazil): A perspective on age and gender. *Journal of Ethnopharmacology*, 133(2), 866–73.
- Albuquerque, U. P., Medeiros, P. M., Júnior, W. S. F. J., Silva, T. C., Silva, R. R. V., Gonçalves-Souza, T. (2019). Social-Ecological Theory of Maximization: Basic Concepts and Two Initial Models. *Biological Theory*, 14(2), 73–85.
- Almada, E. D., & Sanchez, E. P. (2024). Etnobiología política: De la antropología cognitiva hacia la defensa de la pluriversalidad [Political ethnobiology: From cognitive anthropology to the defense of pluriversity]. *Ethnoscuentia*, 9(1), Article 13491. <http://dx.doi.org/10.18542/ethnoscuentia.v9i1/13491>
- Arruda, F. V., Sousa, D. G., Teresa, F. B., Prado, V. H. M., Cunha, H. F., Izzo, T. J. (2018). Trends and gaps of the scientific literature about the effects of fire on Brazilian Cerrado. *Biota Neotropica*, 18(1), e20170426.
- Azhar, I. et al. (2019). The Utilization of Sugar Palm (*Arenga pinnata*) by the People Around Batang Gadis Nasional Park Area. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 305(1), 1-10.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1):1-48.
- Bedê, L. C., Paglia, A. P., Neves, A. C. O., Martins, R. P. (2018). Effects of traditional extractive management on the seedling recruitment dynamics of *Comanthera elegantula* (Eriocaulaceae) in Espinhaço mountain range, SE Brazil. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 238, 216–24.
- Bird, R. B., Bird, D. W., Coddling, B. F., Parker, C. H., Jones, J. H. (2008). The “fire stick farming” hypothesis: Australian Aboriginal foraging strategies, biodiversity, and anthropogenic fire mosaics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(39), 14796–14801.
- Bird, R. B., Coddling, B. F., Bird, D. W. (2016). Economic, Social and Ecological Benefits of

- Hunting, Sharing and Fire in the Western Desert of Australia. In: Coddington, B. F., Kramer, K. (2016). *Why Forage? Hunters and Gatherers in the 21st Century*. University of New Mexico Press, New Mexico, USA. pp. 213-230.
- Bowman D. M. J. S., Perry, G. L. W.; Higgins, S. I., Johns, C. N., Fuhlendorf, S.D., Murphy, B. P. (2016). Pyrodiversity is the coupling of biodiversity and fire regimes in food webs. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371, 20150169, doi.org/10.1098/rstb.2015.0169.
- Blaser, J., Frizzo, J., Norgrove, L. (2021). The potential for managing non-timber forest products in tropical production forests-a comprehensive literature review. *International Tropical Timber Organization*, 50, 1-84.
- Brasil (Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos) 2007. *Decreto 6.040, de 7 de fevereiro de 2007*. Brasília, Brasil.
- Capitán, J. A., Cuenda, S., Ordóñez, A., Alonso, D. (2021). A signal of competitive dominance in mid-latitude herbaceous plant communities. *Royal Society Open Science*, 8(9), doi.org/10.1098/rsos.201361
- Centro de Conservação da Flora Brasileira (2024). Available in: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Comanthera%20elegans>.
- Chavan, S. B., Uthappa, A. R., Sridhar, K. B., Keerthika, A. K., Newaj, R., Kumar, N., Kumar, D., Chaturvedi, O. P. (2016). Trees for life: Creating sustainable livelihood in Bundelkhand region of central India. *Current Science*, 111 (6), 994–1002.
- Delignette-Muller, M. L., Dutang, C. (2015). fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *Journal of Statistical Software*, 64(4):1-34. doi: 10.18637/jss.v064.i04.
- Dodonov, P., Xavier, R. O, Tiberio, F .C. S., Lucena, I. C., Zanelli, C. B., Matos, D. M. S. (2014). Driving factors of small-scale variability in a savanna plant population after a fire. *Acta Oecologica*, 56, 47-55.
- Eloy, L., Bilbao, B., Mistry, J., Schmidt, I. B. (2019). From fire suppression to fire management: Advances and resistances to changes in fire policy in the savannas of Brazil and Venezuela. *Geographical Journal*, 185(1), 10–22.
- Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (2021). Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais. 1ed. Editora UFVJM, Diamantina, Brazil. 460p.
- Fávero, C., Monteiro, F. T. (2021). Da invisibilidade ao reconhecimento mundial. In: Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (2021). *Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais*. 1ed. Editora UFVJM, Diamantina, Brazil. pp. 397-442.
- Fernandes, A. F., Yumi, O., Fernandes, G. W., Moreira, B. (2021). The effect of fire on seed

germination of campo rupestre species in the South American Cerrado. *Plant Ecology*, 222(1), 45–55.

Fernandes, G. W., Barbosa, N. P. U., Negreiros, D. N., Paglia, A. P. (2014). Megadiverse rupestrian grasslands. *Natureza & Conservação*, 2(2), 162–65.

Ferreira, M. J., Levis, C., Chaves, L., Clement, C. R., Soldati, G. T. (2022). Indigenous and Traditional Management Creates and Maintains the Diversity of Ecosystems of South American Tropical Savannas. *Frontiers in Environmental Science*, 10(1), 1–18

Fidelis, A., Zironi, H. L. (2021). And after fire, the Cerrado flowers: A review of post-fire flowering in a tropical savanna. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, doi: [10.1016/j.flora.2021.151849](https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151849).

Food and Agriculture Organization of the United Nations (2020). Apanhadoras e apanhadores de flores sempre-vivas recebem reconhecimento internacional da FAO como o primeiro Patrimônio Agrícola Mundial do Brasil. Available in: <https://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/es/c/1265788/>

Fox J, Weisberg S (2019) An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>

Giulietti, N., Giulietti, A. M., Pirani, J. R., Menezes, N. L. (1987). Estudos em sempre-vivas: importância econômica do extrativismo em Minas Gerais, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 1(2), 179–193.

Godoy, R. A., Bawa, K. S. (1983). The economic value and sustainable harvest of plants and animals from the tropical forest: Assumptions, hypotheses, and methods. *Economic Botany*, 47(3), 215–219.

Gonçalves, T. S., Silva, A. C., Victor, C., Filho, M., Filho, M, Costa, C. R., Braga, I. L. (2020). Origin and phytogeographic evolution of the Rupestrian Fields of the Espinhaço Chain. *International Journal of Geoscience, Engineering and Technology*, 1(1), 2675–2883.

Harris, I., Osborn, T. J., Jones, P., Lister, D. 2020. Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Scientific Data*, 7(1), 1–18.

Hart-Fredeluces, G., Ticktin, T. (2019). Fire, leaf harvest, and abiotic factors drive demography of an ecologically and culturally important understory plant. *Ecosphere*, 10(7), doi:1002/ecs2.2813.

Hartig, F. (2022). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. R package Version 0.4.6. <http://florianhartig.github.io/DHARMA/>.

Hoffman, K. M., Davis, E. L., Wickham, S. B., Schang, K., Johnson, A., Larking, T., Lauriault,⁹⁹ P. N., Le, N. Q., Swerdfager, E., Trant, A. J. (2021). Conservation of Earth’s biodiversity is

- embedded in Indigenous fire stewardship. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(32), e2105073118.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3):346–363.
- ILT (International Labour Organisation of United Nations) 1989. Indigenous and Tribal Peoples Convention. Geneva, Suíça. (available: https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0::NO::P12100_ILO_CO DE:C169)
- Johan, P. D., Osumanu, H. A., Omar, L., Ahmed, H., Omar, L., Hasbullah, N. A. (2021). Phosphorus transformation in soils following co-application of charcoal and wood ash. *Agronomy*, 11(10), 1–25.
- Kala, C. P. (2005). Indigenous uses, population density, and conservation of threatened medicinal plants in protected areas of the Indian Himalayas. *Conservation Biology*, 19(2), 368–378.
- Knicker, H. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85(1), 91–118.
- Lamont, B. B., Downes, K. S. (2011). Fire-stimulated flowering among resprouters and geophytes in Australia and South Africa. *Plant Ecology*, 212(12), 2111–2125.
- Lenth, R. (2022). *_emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means_*. R package version 1.7.4-1, <<https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>>.
- Lima, I. L. P., Scariot, A., Giroldo, A. B. (2013). Sustainable Harvest of Mangaba (*Hancornia speciosa*) Fruits in Northern Minas Gerais, Brazil. *Economic Botany*, 67 (3), 234–243.
- Lopes, E., Soares-Filho, B., Souza, F., Rajão, R., Merry, F., Ribeiro, S. C. (2019). Mapping the socio-ecology of Non Timber Forest Products (NTFP) extraction in the Brazilian Amazon: The case of açaí (Euterpe precatoria Mart) in Acre. *Landscape and Urban Planning*, 188(8), 110–117.
- Lucca, M., Borges, D. R. M., Fonseca, S. N., Zaluar, H. L. T. (2022). Plano de manejo integrado do fogo do Parque Nacional das Sempre-Vivas. *ICMBIO*.40p.
- McElreath, R. (2015). Statistical Rethinking: A Bayesian Course with Examples in R and Stan. 2 ed. *CRC Press*, London, 483 p.
- MDA (Ministério do Desenvolvimento Agrário). 2009. Plano nacional de promoção das cadeias de produtos da sociobiodiversidade. 21p.
- Magurran, A. E. (2004) .Measuring Biological Diversity. 1 ed. *Blackwell Publishing*, Oxford, 256 p.
- Mahapatra, A. K., Shackleton, C. M. (2012). Exploring the relationships between trade in natural

- products, cash income, and livelihoods in tropical forest regions of Eastern India. *International Forestry Review*, 14(1), 62–73.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2000. A Convenção sobre Diversidade Biológica. Brasília. 32p.
- Martins, C. C. N., Monteiro, F. T. (2021). Conflitos territoriais enfrentados pelas comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas no contexto atual: a luta pela efetivação de direitos. In: Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (2021). *Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais*. 1ed. Editora UFVJM, Diamantina, Brazil. pp. 359-396.
- Maroyi, A. (2013). Use of weeds as traditional vegetables in Shurugwi District, Zimbabwe. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 9(1), 1–10.
- Masoodi, H. U. R., Sundriyal, R. C. (2020). Richness of non-timber forest products in Himalayan communities - Diversity, distribution, use pattern and conservation status. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 16(1), 1–15.
- Monteiro, F. T., Pereira, D. B., Del Gaudio, R. S. (2012). Os(as) apanhadores(as) de flores e o Parque Nacional das Sempre-Vivas: entre ideologias e territorialidades. *Sociedade & Natureza*, 24(3), 419–433.
- Monteiro, L., Machado, N., Martins, E., Pougy, N., Verdi, M., Martinelli, G., Loyola, R. (2018). Conservation priorities for the threatened flora of mountaintop grasslands in Brazil. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 238, 234–43.
- Moraes, M. A., Borges, R. A. X., Martins, E. M., Fernandes, R. A., Messina, T., Martinelli, G. R. A. (2014). Categorizing threatened species: An analysis of the Red List of the flora of Brazil. *Oryx*, 48(2), 258–265.
- Moreira, F. C., Oliveira, M. N. S., Tanaka, M. K. (2017). Development of everlasting flowers (*Comanthera elegans* (Bong.) L.R. Parra & Giul.) in three cultivation systems. *Ornamental Horticulture*, 23(2), 117-126.
- Neves, A. C., Bedê, L. C., Martins, R. P. (2011). Revisão sobre os efeitos do fogo em Eriocaulaceae como subsídio para a sua conservação. *Biodiversidade Brasileira*, 1(2), 50-66.
- Odum, E. P., Barrett, G. W. (2007). *Fundamentos de Ecologia*. Editora Cengage, UK, 632 p.
- Oliveira, A. S., Carvalho, M. L. M., Bárbara, C. N. V., Tanismare, T. A., Nery, M. C. (2016). Maturação, temperatura e quebra de dormência na germinação de sementes de sempre-vivas. *Ornamental Horticulture*, 22(2), 186 - 195.
- Oliveira, M. N. S., Cruz, S. M., Sousa, A. M., Moreira, F. C., Tanaka, M. K. (2014). Implications

- of the harvest time on *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae) management in the state of Minas Gerais”. *Revista Brasileira de Botanica*, 37(2), 95–103.
- Oliveira, M. N. S., Dias, B. A. S., Andrade, G. C., Tanaka, M. K., Ávila, R. G., Silva, L. C. (2015). Harvest times of *Comanthera elegans*, a worldwide traded Brazilian species of everlasting flower: implications on seed production, germination, and species management. *Revista Brasileira de Botanica*, 38(4), 795–808.
- Oliveira, M. N. S., Moreira, F. C., Tanka, M. K. (2021). Sempre-vivas: como são manejadas- do campo ao galpão atacadista. In: Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (2021). *Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais*. 1ed. Editora UFVJM, Diamantina, Brazil. pp. 215-272.
- Oliveira, M. N. S., Oliveira, I. H. (2021) As espécies ornamentais nativas manejadas no Espinhaço Meridional. In: Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (2021). *Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais*. 1ed. Editora UFVJM, Diamantina, Brazil. pp. 153-214.
- Parra, L. R., Giulietti, A. M., Andrade, M. J. G., Van den Berg, C. (2010). Reestablishment and new circumscription of *Comanthera* (Eriocaulaceae). *Taxon*, 59(4), 1135–1146.
- Peres, C. A., Baider, C., Zuidema, P. A., Wadt, L. H. O., Kainer, K. A., Gomes-Silva, D. A. P., Salomão, R. P., Simões, L. L., Franciosi, E. R. N., Valverde, F. C., Gribel, R., Jr., G. H. S., Kanashiro, M., Coventry, P., Yu, D. W., Watkinson, A. R., & Freckleton, R. P. (2003). Demographic Threats to the Sustainability of Brazil Nut Exploitation. *Science*, 302(5653), 2112–2114.
- Peters, C. M. (1994). Sustainable harvest of non-timber plant resources in tropical moist forest: an ecological primer. 1 ed. *USAID Biodiversity Support Programme*, Washington, 48p.
- Pilon, N. A. L., Cava, M. G. B., Hoffmann, W. A., Abreu, R. C. R., Fidelis, A., Durigan, G. (2021). The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. *Journal of ecology*, 109(1), 154-166.
- Porto, S. I., Aguiar, D. (2021a). Traçando os caminhos da comercialização: a economia extrativista das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas. In: Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (2021). *Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais*. 1ed. Editora UFVJM, Diamantina, Brazil. pp. 273-308.
- Porto, S. I., Aguiar, D. (2021b). Flores em disputa: controvérsias da ação estatal na Serra do Espinhaço. In: Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (2021). *Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais*. 1ed. Editora UFVJM,102 Diamantina, Brazil. pp. 309-358.

- Pyke, G. H. (2017). Fire-Stimulated Flowering: A Review and Look to the Future. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 36(3), 179–189.
- Pougy, N., Verdi, M., Martins, E., Loyola, R., Martinelli, G. (2015). Plano de Ação Nacional para a conservação da flora ameaçada de extinção da Serra do Espinhaço Meridional. CNCFlora : Jardim Botânico do Rio de Janeiro : Laboratório de Biogeografia da Conservação : Andrea Jakobsson Estúdio, Rio de Janeiro. 100 p.
- Rapini, A., Ribeiro, P. L., Lambert, S., Pirani, J. R. (2008). A flora nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4(1), 15-23.
- Rezende-Silva, S. L., Costa, A. C., Dyszy, F. H., Batista, P. F., Crispim-Filho, A. J., Nascimento, K. J. T., Silva, A. A. (2019). *Pouteria torta* is a remarkable native plant for biomonitoring the glyphosate effects on Cerrado vegetation. *Ecological Indicators*, 102(1), 497–506.
- Rist, L., Shanley, P., Sunderland, T., Sheil, D., Ndoye, O., Liswanti, N., Tieguhong, J. (2012). The impacts of selective logging on non-timber forest products of livelihood importance. *Forest Ecology and Management*, 268, 57–69.
- Sacande, M., Parfondry, M., (2018). Non-timber forest products: from restoration to income generation. 1 ed. *FAO*, Rome, 40 p.
- Shackleton C. M., Pandey, A. K., Ticktin, T. (2015). Ecological Sustainability for Non-Timber Forest Products. 1 ed. *Routledge Library*. 294p.
- Shackleton, C. M., & de Vos, A. (2022). How many people globally actually use non-timber forest products? *Forest Policy and Economics*, 135, 102659. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102659>
- Shepard, G. H., Ramirez, H. (2011). “Made in Brazil”: human dispersal of the Brazil nut (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae) in ancient Amazonia. *Economic Botany*, 65, 44-65. <https://doi.org/10.1007/s12231-011-9151-6>
- Schmidt, I. B., Moura, L. C., Ferreira, M. C., Eloy, L., Sampaio, A. B., Dias, P. A., Livia, C. Moura, Berlinck, C. M. (2018). Fire management in the Brazilian Savanna: First steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2094–2101.
- Schmidt, I. B., Ticktin, T. (2012). When lessons from population models and local ecological knowledge coincide - Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian Savanna. *Biological Conservation*, 152, 187–195.
- Soldati, G. T., Albuquerque, U. P. (2008). Non-Timber Forest Products in Ontario: An Overview. *Functional Ecosystems and Communities*, 2(Special Issue), 21–31.
- Soldati, G. T. (2015). Ethnobiology, Ethics and Traditional Knowledge. In: Albuquerque, U. P.,¹⁰³ Alves, R. R. N. (Org.). Introduction to Ethnobiology. 1. ed. Switzerland: Springer

796 International Publishing, 83-89.

797 Varghese, A., Ticktin, T. (2008). Regional variation in non-timber forest product harvest
798 strategies, trade, and ecological impacts: the case of black dammar (*Canarium strictum*
799 roxb.) use and conservation in the Nilgiri Biosphere Reserve, India. *Ecology and Society*,
800 13(2), 11.

801 Villellas, J., García, M. B. (2018). Life-history trade-offs vary with resource availability across
802 the geographic range of a widespread plant. *Plant Biology*, 20(3), 483–489.

803 Weil, R. R., Brady, N. C. (2016). The Nature and Properties of Soils. *Pearson Education*, 1071
804 p.

805 Welch, J. R., Brondízio, E. S., Hetrick, S. S., Coimbra Jr, C. E. (2013). Indigenous burning as
806 conservation practice: Neotropical savanna recovery amid agribusiness deforestation in
807 Central Brazil. *PloS one*, 8(12), e81226.

808 Wenk, E. H., Falster, D. S. (2015). Quantifying and understanding reproductive allocation
809 schedules in plants”. *Ecology and Evolution*, 5(23), 5521–5538.

810 Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.

811 Zida, D., Sanou, L., Diawara, S., Savadogo, P., Thiombiano, A. (2020). Herbaceous seeds
812 dominates the soil seed bank after long-term prescribed fire, grazing and selective tree cutting
813 in savanna-woodlands of West Africa. *Acta Oecologica*, 108, 103607.

814 Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., Smith, G. M. (2009). Mixed effects models
815 and extensions in ecology with R. *Springer*, 574p.

817



818



819



820



Figure 1 - Ecological, morphological, and cultural aspects of *Comanthera elegans* (Bong.) L.R. Parra & Giul. (pé de ouro), Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brazil. a) A local expert presenting the landscape units where the species is found; b) A team harvesting population data on the species; c) An almost monodominant population of *C. elegans*; d) seedlings; e) An adult individual in the reproductive stage, sampled by an AFSV with its identification plaque; f) Individuals sampled by an AFSV with their identification plaques; g) *Comanthera elegans* harvested by an AFSV; h) The volume of pé-de-ouro (white inflorescences) harvested by a family. Source: The authors.

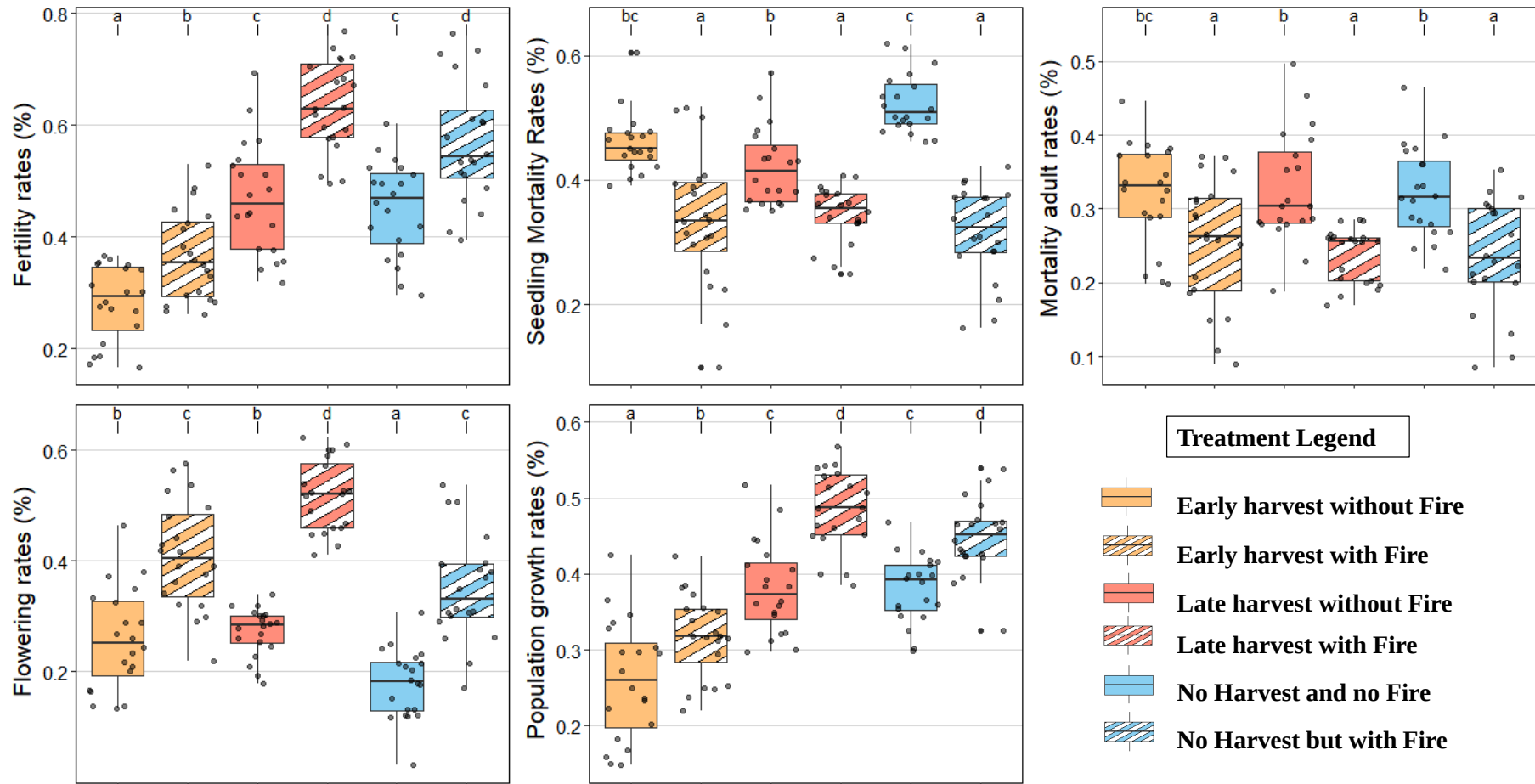
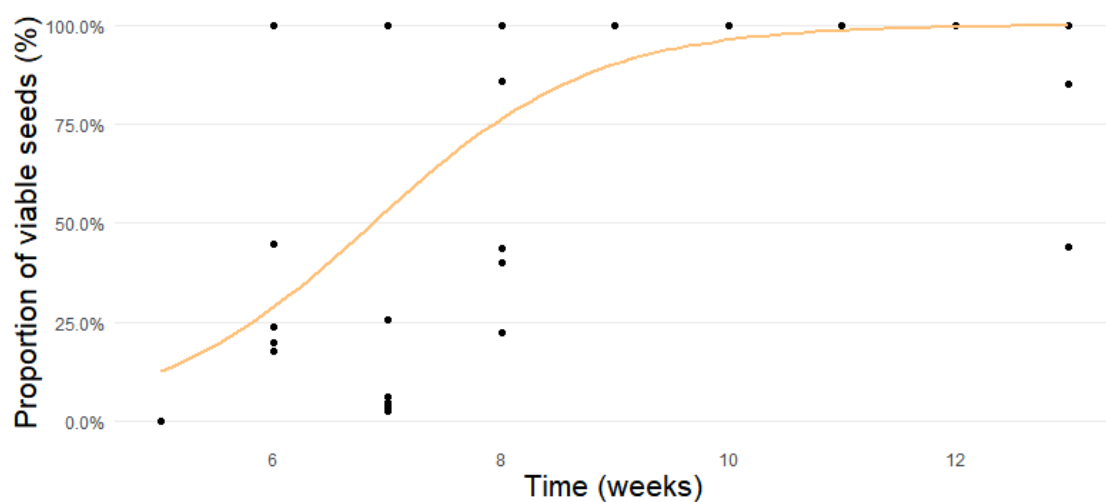


Figure 2: Demographic rates of *Comanthera elegans* according to the treatments of the experimental procedure. The boxplot graphs show the median (horizontal line), the interquartile range (box), and the distance from the upper and lower quartiles (whiskers). Orange boxplots represent treatments of early inflorescence harvesting, while red boxplots represent late harvesting treatments. Blue boxplots refer to treatments where no harvesting occurred. Hatched boxplots indicate treatments subjected to fire management. The letters above the boxplots indicate which treatments have significantly different means and which are statistically similar.

834



835

836 **Figure 3:** Proportion of viable seeds of *Comanthera elegans* harvested over 13 weeks from flowering. The
837 graph's points represent seed viability rate observations at different time points. The trendline (orange)
838 indicates a statistical trend in the relationship between the variables, obtained through GLM (Generalized
839 Linear Model).

1
2 **6. CAPÍTULO V: Manejo tradicional para a conservação de *Comanthera elegans*:**
3 **Estimando efeitos atuais e a longo prazo a partir de modelos de projeção integral**

4
5 Manuscrito submetido (JAPPL-2024-01243) na revista Journal of Applied Ecology, Qualis A1
6

7
8 **Traditional management for the conservation of *Comanthera elegans*: Estimating current**
9 **and long-term effects using integral projection models**

10 **Abstract:**

11 1. The demographic and ecological implications of non-timber forest product (NTFP) harvesting
12 are critical for plant population dynamics. This study focuses on *Comanthera elegans*, an
13 endangered and endemic Brazilian species from the Cerrado biome, whose traditional
14 inflorescence harvesting and fire management practices by the *Apanhadores de Flores Sempre-*
15 *Vivas* (AFSV) are prohibited and criminalized.

16 2. We conducted a demographic experiment from 2017 to 2019, evaluating six treatments
17 combining early and late harvesting with fire management. Basal rosette diameter and vital rates
18 of 19,273 individuals were monitored across 120 1x1-meter plots. Integral Projection Models
19 (IPM) were applied over two-time intervals to determine population growth rate (λ) and elasticity,
20 while Life Table Response Experiments (LTRE) were performed to understand the contributions
21 of different life stages to λ . Additionally, we projected λ under each treatment over the next 20
22 years.

23 3. Early harvesting without fire indicated initial population stability ($\lambda = 1.01$), followed by
24 positive growth ($\lambda = 1.12$). Late harvesting consistently showed population growth ($\lambda = 1.44$ and
25 1.36). Fire management significantly increased growth rates ($\lambda = 1.87$ and 1.57). Similar results
26 were observed when fire was combined with early harvesting ($\lambda = 1.37$ and 1.20) and late
27 harvesting ($\lambda = 1.80$ and 1.83). The control treatment exhibited initial population decline ($\lambda =$

0.7337), followed by improvement ($\lambda = 1.2246$); however, 20-year projections indicated population decrease ($\lambda < 1$). Elasticity and LTRE analyses demonstrated that the growth and survival of larger individuals contributed more to higher λ values than intermediate stages.

4. Synthesis and Applications: Traditional knowledge and management practices by the AFSV are vital for the population growth of *C. elegans*. Conservation policies should adapt to decriminalize local practices, implement participatory workshops for creating harvesting calendars and prescribed burning schedules, and develop best management practice guidelines. Late harvesting combined with fire use proved to be the most sustainable practice and, when well planned, can support the conservation of endemic and culturally significant species of the Eriocaulaceae family, such as *C. elegans*. The 20-year projections reinforce the necessity of these practices, indicating positive population growth under traditional management treatments.

Keywords: Elasticity, Non-timber Forest Products, Political Ecology, LTRE, Political Ethnobiology, Fire Management, Traditional Harvesting, Participatory Management

1. | INTRODUCTION

The demographic and ecological implications of non-timber forest product (NTFP) harvesting are central to studies of population dynamics (Gaoue et al., 2016; Neeraja et al., 2022; Pandey et al., 2016). Different rates and methods of harvesting have been shown to significantly affect the sustainability of various NTFPs, such as leaves, bark, tubers, lianas, and reproductive structures of plants. For instance, management practices integrating controlled fire use, as seen in the harvesting of leaves from *Xerophyllum tenax* (Pursh) Nutt., can stimulate growth and enable sustainable extraction when care is taken to minimize damage to the plant (Hart-Fredeluces & Ticktin, 2019).

In contrast, intensive bark harvesting in baobabs (*Adansonia* L.) in state-managed lands has led to reduced fruit production and accelerated tree degradation, whereas private and community ownership systems favor more sustainable harvesting practices, with reduced thinning and higher productivity (Kozanayi et al., 2022). For species with underground structures, such as wild orchids, high demand increases the risk of overexploitation. However, selective harvesting practices have shown potential for sustainability, especially when combined with traditional management methods (Ticktin et al., 2023).

When it comes to lianas such as *Banisteriopsis caapi* (Spruce ex Griseb.) C.V. Morton, careful management is essential, as intensive harvesting can increase the mortality of larger lianas, which are crucial for population survival. Prioritizing the conservation of larger plants, vital for vegetative reproduction, is fundamental to the sustainability of these populations (Coe & Gaoue, 2023). Lastly, reproductive structures, such as the inflorescences of *Comanthera elegantula* ((Ruhland) L. R. Parra & Giul.), are particularly vulnerable, as intensive harvesting can deplete seed banks and hinder natural regeneration. Ensuring population continuity requires balanced management that stimulates growth while preserving seed banks (Bedê et al., 2018; Sá et al., 2018).

Planning and conducting these studies are challenging because they require prior and in-depth assessments of the morphology and phenology of the target species, harvested organs, and harvesting methods and intensity (Neeraja et al., 2022; Shackleton et al., 2015; Soldati & Albuquerque, 2008). Moreover, associated environmental factors such as climate, light availability, nutrients, and disturbance events (drought, flooding, herbivory, among others) must be considered (Mendes et al., 2022; Souther et al., 2022; Torres-García et al., 2020). Despite these challenges, such studies are essential for devising conservation strategies tailored to the ecological characteristics of the target species and the economic and sociocultural realities of Indigenous Peoples and Traditional Communities (Albuquerque et al., 2024; Almada & Sanchez, 2024; Soldati & Almada, 2024).

Endangered and culturally significant species face even greater challenges in implementing sustainable harvesting due to their lower population elasticity rates (Schemske et al., 1994). This means they may exhibit a limited capacity for recovery after population declines (Pérez et al., 2019). Even when harvesting is not considered ecologically sustainable, robust statistical analyses, such as Integral Projection Models (IPM), can help identify suitable management options to offset the impacts of harvesting and the associated management costs (Gaoue et al., 2011; Jansen et al., 2018; Mandle et al., 2015). Studies on palm species of the genus *Astrocaryum* (García et al., 2017), *Euterpe* (Isaza et al., 2017; Mendes et al., 2022), and *Syagrus* (Campos et al., 2024) have provided valuable insights into the balance between traditional sustainable leaf harvesting and conservation strategies through IPM. Key measures include managed area rotation, enrichment planting, harvesting calendars, and proportional volume estimates based on individual size.

IPMs have been proposed as an alternative to matrix models for populations where demographic rates are primarily influenced by a continuous measure of individual size or state, using a projection matrix known as the Kernel (Metcalf et al., 2013). The Kernel describes how

an individual's survival and reproduction at a specific time influence its growth and that of its descendants in the future, capturing transitions between different continuous states, such as size, age, and volume over time (Easterling et al., 2000). Population size distribution is then described by a density function (Rees et al., 2014).

In the literature, studies analyzing harvesting sustainability using IPMs are more common for vegetative structures than for reproductive structures (Jacquemyn et al., 2010). This is likely because flowers and fruits are seasonal, restricting data collection opportunities (Ehrlén et al., 2015). However, such investigations are also necessary, as early or large-scale harvesting of flowers, inflorescences, and fruits can impede seed production (Bedê et al., 2018; Novato et al., 2024). When harvesting targets larger or more visually striking flowers, artificial selective pressure may occur, potentially altering population genetic structures over time (Chapagain et al., 2021; Ticktin & Schackleton, 2015).

Additionally, IPMs can be a valuable tool for analyzing the influence of environmental disturbances, such as fire, in savanna ecosystems. Many species rely on or benefit from fire to enhance vital rates, as it removes accumulated dead biomass and invasive woody vegetation, creating favorable conditions for the germination and growth of herbaceous plants (Fontenelle et al., 2020; Neri et al., 2015). However, the frequency and intensity of fires can be detrimental, causing high mortality rates even among adapted species (Ferreira et al., 2022). Conversely, the absence of fire can lead to the accumulation of flammable material, resulting in devastating wildfires (Falleiro et al., 2024; Ferreira et al., 2022). Therefore, a balanced fire regime is essential for the sustainability of these ecosystems.

The Brazilian endemic Cerrado species *Comanthera elegans* L.R. Parra & Giul. has socio-economic and cultural significance for over 300 families self-identified as Apanhadores de Flores Sempre-Vivas (AFSV), a traditional community (Monteiro, 2021). The AFSV's identity-based practices of inflorescence harvesting combined with fire management are prohibited and classified

as extinction pressures under Brazil's National Policy for the Conservation of Botanical Species (CNCFLORA, 2024; Porto & Aguiar, 2021). However, recent studies have shown that these practices actually enhance fecundity, flowering, and population growth rates while reducing seedling mortality (Novato et al., 2024).

Continuing studies with this focus is essential for understanding the species' population dynamics, recognizing the socio-ecological role of the AFSV, and developing collaborative management projects for long-term sustainable flower harvesting. Thus, this study aims to use IPMs to understand the effect of AFSV traditional practices on the population growth of *C. elegans*. Specifically, we aim to answer: (i) Do traditional flower harvesting and fire management practices influence the individual and population growth of *C. elegans*? (ii) Will traditional flower harvesting and fire management practices influence the population growth of *C. elegans* over 20 years?

2. | MATERIAL AND METHODS

2.1 | Study area and research partners

The Espinhaço Mountain Range (17° 41' 39.9" S; 43° 46' 59.9" W), with altitudes ranging from 700 to 2000 meters, features a tropical climate characterized by dry winters and rainy summers, with average annual temperatures between 22°C and 27°C. This region, defined by rocky grasslands, quartzitic and litholic soils, harbors a rich plant diversity with vegetation mosaics, shrub formations, and riparian forests, promoting high endemism (Gonçalves et al., 2020; Rapini et al., 2008). Approximately 90% of Brazilian everlasting flowers, known for retaining their shape and color after harvesting, are found in this area (Oliveira & Oliveira, 2021).

Species from the families Eriocaulaceae, Xyridaceae, and Cyperaceae, adapted to the region's varied soil types and water conditions, form aggregated distributions in grasslands and mountainous terrains, where their harvesting aligns with the season and market demand (Fávero

et al., 2021). In addition to flowers, leaves, dry fruits, and seeds are also harvested, playing vital roles in the income and culture of the Apanhadores de Flores Sempre-Vivas (AFSV) (Porto & Aguiar, 2021a).

This traditional community of the Espinhaço Range relies on the sustainable harvesting of these plants, family farming, and cattle raising, adapting to the seasonal calendar and altimetric variations. However, they face conflicts with large-scale enterprises and conservation units, which limit their access to ancestral lands. Organized under Comissão em Defesa das Comunidades Extrativistas (CODECEX), the AFSV advocate for their rights and traditional practices, such as agricultural practices, flower harvesting and controlled fire use, which have been recognized by the Food and Agriculture Organization of the United Nations as Brazil's first Globally Important Agricultural Heritage System, highlighting the community's sustainable relationship with the environment (FAO, 2020).

2.2 | Ecological aspects of the target species

The species *C. elegans*, commonly known as "pé-de-ouro," is a perennial plant endemic to the Cerrado, primarily found in northern Minas Gerais (Oliveira & Oliveira, 2021) (Figure 1). In this genus, the stem grows subterraneously and rhizomatically, capable of lateral sprouting, forming clumps or clones. The plants exhibit rosettes with leaves arranged at the base (Parra et al., 2010). The bracts protect the inflorescences, which are capitulum-shaped, containing staminate and pistillate flowers (Parra et al., 2010).

The phenology of *C. elegans* is characterized by a flowering season that typically begins in April, when the inflorescences acquire the desired appearance for commercial harvesting. However, viable seeds start forming in May, with dispersal occurring in early June. Early harvesting of *C. elegans* intensified after 2007 as a strategy by the AFSV to circumvent stricter environmental inspections, which generally peak during the main harvest season (Novato et al., 2024).

Due to its commercial importance and high endemism, this species is listed in the Red List of Brazilian Flora as threatened, indicating a very high risk of extinction in the wild (Moraes et al., 2014). Other species of everlasting flowers (*Comanthera elegantula* (Ruhland) L.R. Parra & Giul; *Comanthera magnifica* (Giul.) L.R. Parra & Giul), also harvested by AFSV, exhibit ecological patterns similar to *C. elegans*.



Figura 1 - Ecological, morphological, and cultural aspects of *Comanthera elegans* (Bong.) L.R. Parra & Giul. (pé de ouro), Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brazil. a) Local expert presenting the grassland landscape units where the species occurs; b) Team collecting population data for the species; c) Nearly monodominant metapopulation of *C. elegans*; d) Juvenile individuals; e) Adult individual in reproductive stage with numerous inflorescences; f) Sampled individuals with their identification tags; g) Firebreak created by an *Apanhador de Flores Sempre-Vivas* near demographic data collection plots; h) Volume of pé de ouro, white inflorescences, harvested by a family.

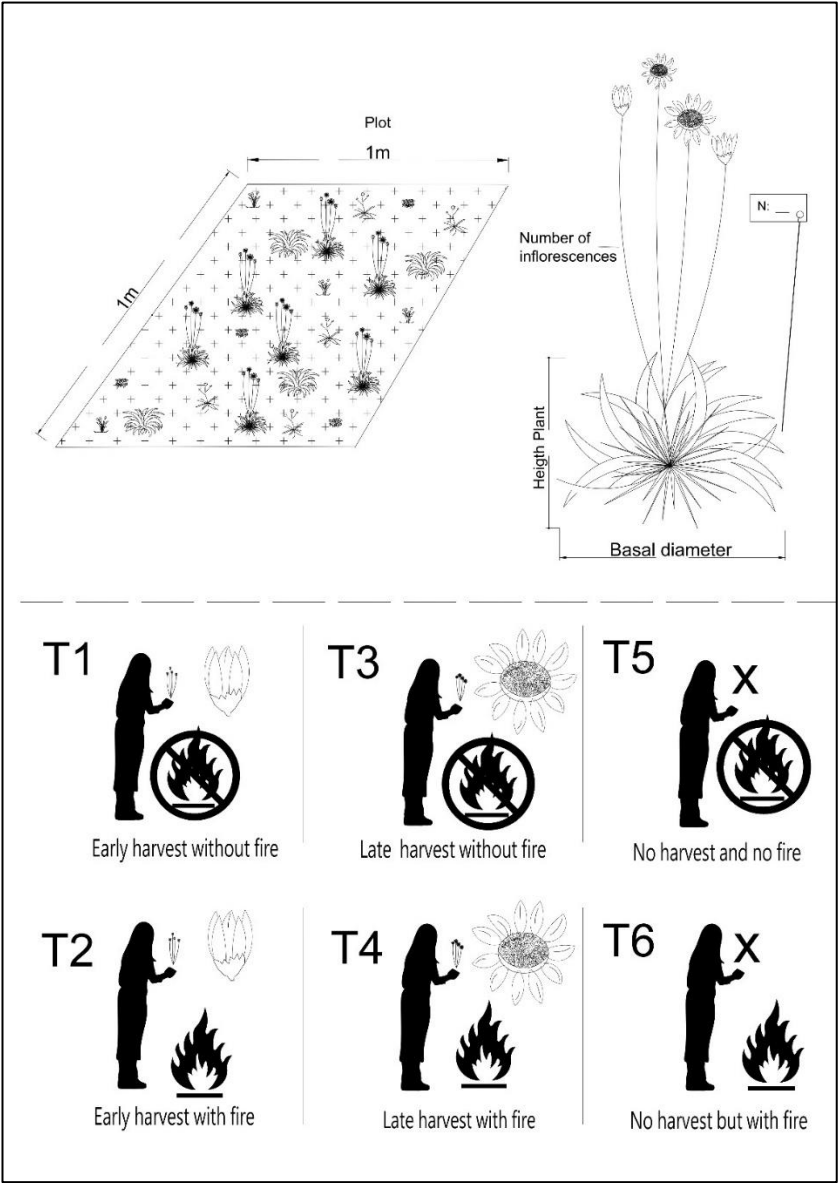
2.3 | Demographic data collection

To evaluate how traditional harvesting, including fire management, influences population growth in *C. elegans*, we conducted a demographic experiment between 2017 and 2019. The sampling design was developed collaboratively with the AFSV and adhered to specific ethical and legal guidelines (Biodiversity System, access code: 57818-1; National System for Genetic Heritage Management, access code: A0ADEEF). Based on local management strategies, we established six treatments (Figure 2), combining: (i) the absence or presence of fire, (ii) the absence or presence of early harvesting, and (iii) the absence or presence of late harvesting.

Early harvesting was defined as extraction performed between March and April, while late harvesting occurred between May and June (Novato et al., 2024). In the harvesting fields identified by 12 local experts, we randomly established ten 1x1-meter plots for each treatment, totaling 60 plots in the Santa Rita community and 60 in the Pé-de-Serra community. All *C. elegans* individuals were tagged and numbered, with the following data recorded: (i) rosette diameter and (ii) total number of inflorescences. It is important to note that *C. elegans* can exhibit clonal growth. However, during fieldwork, accurately determining the basal diameters (bd) of clonal individuals without causing plant damage posed a significant challenge. To prevent harm to the plants and ensure data quality, we opted to treat rosettes as functional units.

Control treatments were implemented in areas with no recorded harvesting activity over the past ten years due to the establishment of the Sempre Vivas National Park (SVNP), a category

217 II conservation area according to the International Union for Conservation of Nature (IUCN).
 218 Selecting this area was crucial to establish a comparative baseline for vital rates of *C. elegans* in
 219 the absence of human intervention, contrasting with areas where traditional inflorescence
 220 harvesting and fire use are practiced. All harvesting fields in the Pé-de-Serra community were
 221 located near the park boundaries. In the Santa Rita community, harvesting fields were located
 222 outside these boundaries.



223
 224 **Figure 2: Schematic design of the sampling framework to assess the effects of traditional inflorescence**
 225 **harvesting and fire use on the population growth of *Comanthera elegans*. Source: The authors.**

The AFSV conducted early and late inflorescence harvesting at the request of the technical team, always following the collection of demographic data. Plots involving fire use and located within the Sempre Vivas National Park were burned by the local firefighting brigade. Manual firebreaks measuring 5 m² were implemented to prevent non-fire plots from being affected. Starting in the second year of data collection, all individuals recorded in the previous census were re-censused, and new individuals (seedlings) were counted in each plot. Previously sampled individuals that were absent, showed signs of trampling or mechanical damage, or lacked vitality were considered dead.

The verification of potential environmental variables and the effect of locality on population growth rates was not performed, as a previous study demonstrated that precipitation, temperature, and collection location within the study area during 2017, 2018, and 2019 did not affect the species' vital rates (Novato et al., 2024).

2.4 | Data Analysis

2. 4. 1 |Population growth rate and elasticity analysis

To evaluate the population dynamics of the species, a deterministic analysis using Integral Projection Models (IPM) was employed (Easterling et al., 2000; Ellner et al., 2016). Using the IPM, the population growth rate (λ) was calculated for each sampling interval (2017–2018 and 2018–2019) and for each treatment, considering the different vital rates occurring in the populations (survival, growth, regression, and fecundity). The IPM describes population dynamics by considering the size structure of the individuals within the population, based on the following equation:

$$n(y, t + 1) = \int_L^U K(y, x)n(x, t)dx$$

where $n(x, t)$ represents the population structure x at the initial sampling time t , and $n(y, t+1)$ represents the population structure y at the final sampling time $t+1$. K corresponds to the kernel,

a matrix that contains all possible transitions within the population (survival, growth, regression, and fecundity) during the sampling period, considering all possible sizes of individuals, with L and U being the lower and upper size limits. The kernel K is composed of the survival and growth subkernel $p(x, y)$ (P) and the fecundity subkernel $f(x, y)$ (F), both referring to the analyzed sampling period.

Survival transitions are estimated by assessing whether each individual survived or not from time t to $t+1$. For surviving individuals, the variation in individual size over the periods is analyzed, with each individual possibly having increased, decreased, or remained the same size. Fecundity is estimated as the ratio of new individuals appearing in the population at $t+1$ to the number of reproductive individuals at t .

The subkernel P is constructed based on a model selection process using the Akaike Information Criterion (AIC), which relates survival and growth transitions to individual size. For survival and growth, four different models were tested: vital rate ~ 1 , vital rate $\sim$ size, vital rate $\sim$ size + size², and vital rate $\sim$ size + size² + size³. The simplest model with the lowest AIC score and $\Delta AIC \leq 2$ was selected (Burnham & Anderson, 2002).

By integrating K , the asymptotic λ was determined. If $\lambda = 1$, the population was considered stable during the sampling period; if $\lambda < 1$, the population was decreasing; and if $\lambda > 1$, the population was increasing. The 95% confidence interval (CI) for λ was calculated using bootstrapping with 2,000 iterations, where 10% of the population individuals were randomly removed in each iteration. Elasticity analysis was also performed to identify which vital rates and individuals in the population have the greatest influence on λ (de Kroon et al., 1986).

2.4.2 | Life table response experiment analysis (LTRE)

To identify how vital rates contributed to the population growth rate in each treatment, an LTRE analysis (Caswell, 2000) was conducted using the equation:

$$\lambda^t - \lambda^c = \sum (K^t - K^c) \left(\frac{\partial \lambda}{\partial} \middle| K^m \right)$$

where K^c is the reference Kernel, corresponding to the control, and λ^c is its dominant eigenvalue. Similarly, K^t is the kernel corresponding to the treatment, with λ^t being its dominant eigenvalue. K^m represents the mean kernel, obtained by averaging K^t e K^c . $(\partial \lambda / \partial)$ represents the sensitivity of λ to perturbations in K^m .

2.4.3 | Future projection for populations

A demographic projection analysis was conducted for the next 20 years for each tested treatment. For this, a stochastic λ was calculated for each treatment by combining the kernels from each of the two sampling years. The stochastic λ and its respective 95% confidence interval (CI) were estimated using bootstrapping with 2,000 iterations. In each iteration, a combination of 20 kernels from interval 1 and interval 2 was randomly selected. All demographic analyses were performed using the R software (R Development Core Team, 2024), employing the packages IPMPack (Metcalf et al., 2013), gamm4 (Wood et al., 2017), popbio (Stubben & Milligan, 2007), and Fields (Nychka et al., 2015).

3.0 | RESULTS

3.1 | Population structure

Between 2017 and 2019, the control populations of *C. elegans* exhibited the highest abundance (N = 4037 individuals, 2018/hectare), followed by the treatments involving late harvesting without fire and late harvesting with fire (N = 3553 and 1776 individuals/hectare in both populations). Populations subjected solely to fire management had a total abundance of (N = 3215, 1607 individuals/hectare). Treatments involving early harvesting showed the lowest number of individuals (N = 2473, 1235 individuals/hectare without fire and N = 2442, 1221 individuals/hectare when burns were conducted).

The most frequent size class across all treatments comprised small individuals (bd between 0.1 and 1 centimeter; Log between -1.5 and 0.0). This was followed by a notable occurrence of intermediate-sized individuals (bd between 1.01 and 4 cm; Log between 0.1 and 0.5). Large individuals (bd > 4.0 cm; Log > 0.5) were less frequently sampled in the populations. Thus, all populations, regardless of treatment or time interval, exhibited an asymmetrical distribution of basal diameter classes (supplementary material 1).

3.2 | Effect of traditional harvesting practices and fire use on the population growth of *C. elegans*

3.2.1 | Early harvesting

In early harvesting without fire use (treatment 1), a trend toward population stability of *C. elegans* was observed during the first time interval analyzed ($\lambda = 1.01 \pm 0.001$; Figure 3A) with a fecundity of 2.11. In the second interval, the population exhibited positive growth ($\lambda = 1.12 \pm 0.001$; Figure 3B) with a fecundity of 0.62. In both intervals, individuals showed a slight growth trend, with larger individuals having a higher likelihood of survival.

When fire was applied (treatment 2), a positive population growth trend was observed for the species during interval 1 ($\lambda = 1.37 \pm 0.001$; Figure 3C) and interval 2 ($\lambda = 1.2 \pm 0.0009$; Figure 3D). In interval 1, the population exhibited high survival rates across all size classes and significant individual growth. In interval 2, plants continued to show high individual growth, but with increased mortality among smaller individuals. The fecundity rates for these intervals were 1.94 and 0.68, respectively.

3.2.2 | Late harvesting

In late harvesting without fire use (treatment 3), the *C. elegans* population exhibited positive growth during interval 1 ($\lambda = 1.44 \pm 0.004$; Figure 3E) and interval 2 ($\lambda = 1.36 \pm 0.001$; Figure 3F). The fecundity rates for these intervals were 4.55 and 0.94, respectively. In both intervals, individuals showed a slight growth trend, with larger individuals having a higher

survival probability. However, interval 2 revealed an increased mortality rate among smaller individuals.

The application of fire in plots with late harvesting (treatment 4) showed that this population experienced positive growth rates that exceeded those of the population subjected to late harvesting without fire. The growth rates were $\lambda = 1.80 \pm 0.002$ (Figure 3G) for interval 1 and $\lambda = 1.83 \pm 0.001$ (Figure 3H) for interval 2. During interval 1, the population demonstrated high survival rates across all size classes and significant individual growth. In interval 2, plants continued to exhibit high individual growth, though with increased mortality among smaller individuals. The fecundity rates for these intervals were 3.27 and 1.28, respectively.

3.2.3 | Control treatment

The control population (treatment 5) exhibited a decline during the first time interval ($\lambda = 0.7337 \pm 0.03$; Figure 3I) with a fecundity of 7.93. Additionally, individuals across all size classes showed reductions in basal diameter. However, during the second time interval, the population demonstrated positive growth ($\lambda = 1.2246 \pm 0.001$; Figure 3J), despite notable mortality among smaller individuals. The recorded fecundity for this interval was 0.98. Furthermore, higher survival rates were observed among intermediate and larger individuals, although these individuals also experienced reductions in basal diameter.

3.2.3 | Fire use

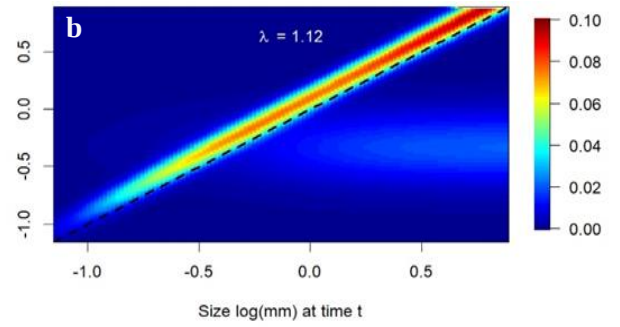
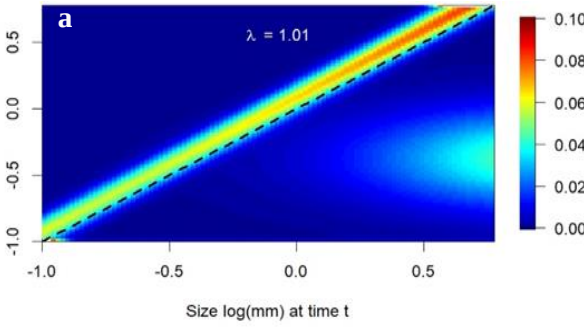
Plots subjected solely to fire management (treatment 6) exhibited positive population growth during the first ($\lambda = 1.875 \pm 0.003$; Figure 3K) and second ($\lambda = 1.5714 \pm 0.001$; Figure 3L) time intervals analyzed. In interval 1, the population displayed high individual growth rates and survival across all size classes. In interval 2, plants continued to show significant individual growth, although there was an increase in mortality among smaller individuals. The fecundity rates for these intervals were 4.5 and 1.12, respectively.

348

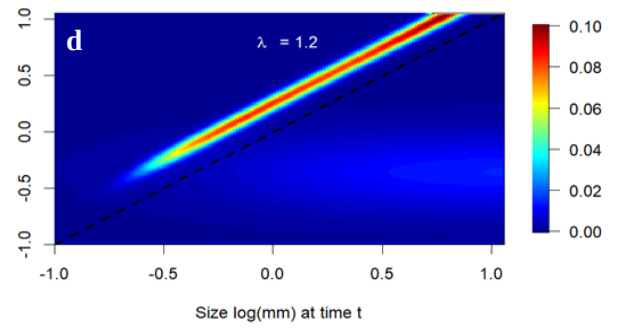
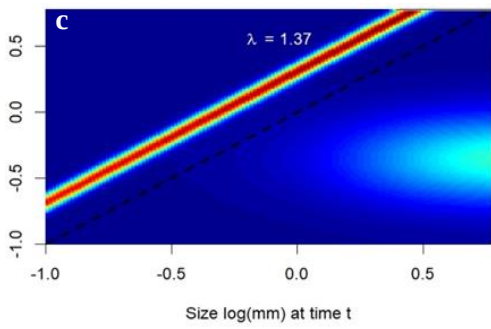
349

First time interval

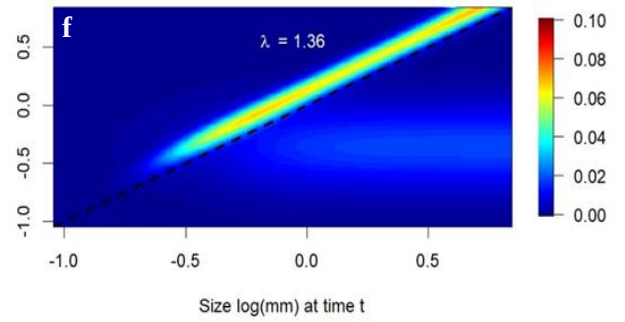
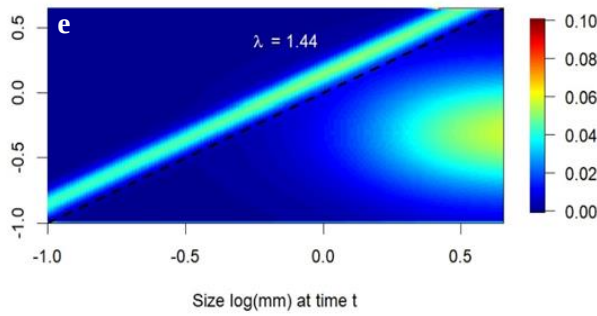
Second time interval

Size log (mm) at time $t + 1$ 

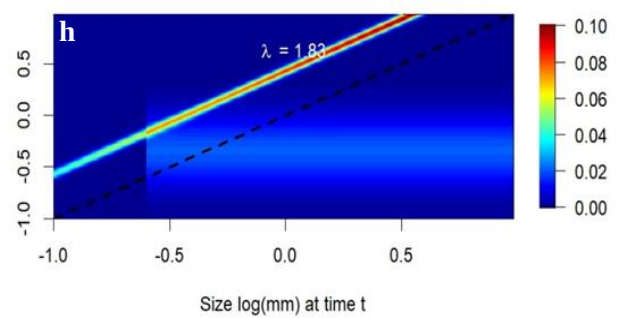
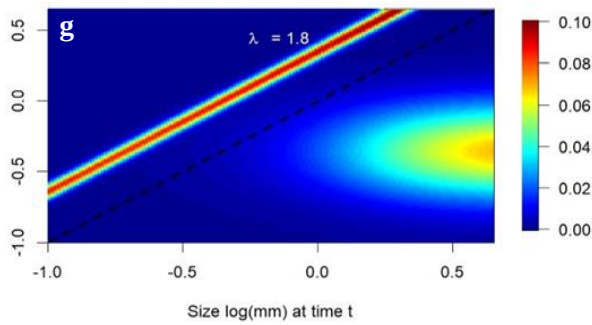
350

Size log (mm) at time $t + 1$ 

351

Size log (mm) at time $t + 1$ 

352

Size log (mm) at time $t + 1$ 

353

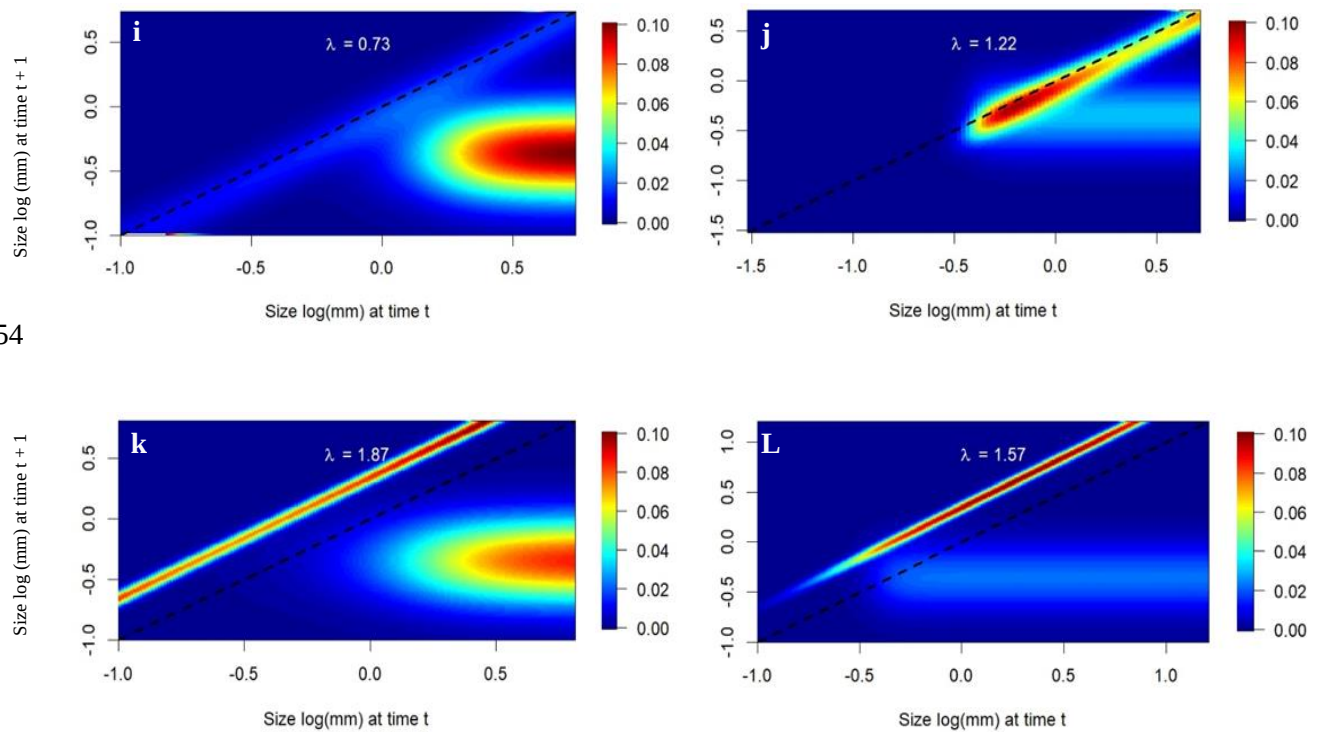


Figure 2: Probability of growth, survival, regression $P(x, y)$, and fecundity $F(x, y)$ as a function of basal diameter for individuals of *Comanthera elegans* in the Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brazil. Lower probabilities are shown in blue, while higher probabilities are plotted in red. The x and y axes are on a logarithmic scale. The left column represents the first time interval (2017–2018), while the right column represents the second time interval (2018–2019). Early harvesting without fire: A–B; Early harvesting with fire: C–D; Late harvesting without fire: E–F; Late harvesting with fire: G–H; Control treatment: I–J; Fire treatment: K–L.

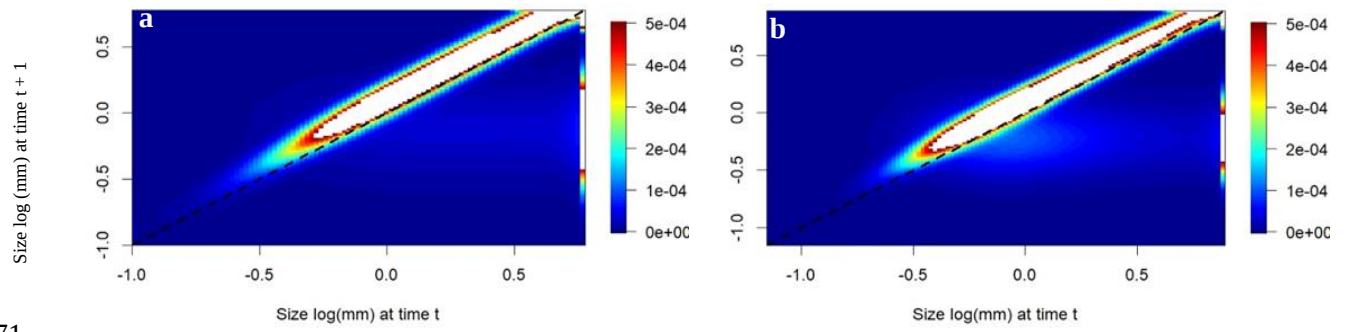
3.3| Elasticity analyses

Elasticity analyses demonstrated that the survival and growth of intermediate and larger individuals had the greatest influence on the λ value of *C. elegans*, regardless of the treatments (Figure 4). In some cases, intermediate individuals alone had a higher importance for λ compared to larger individuals (4F, 4H, 4L).

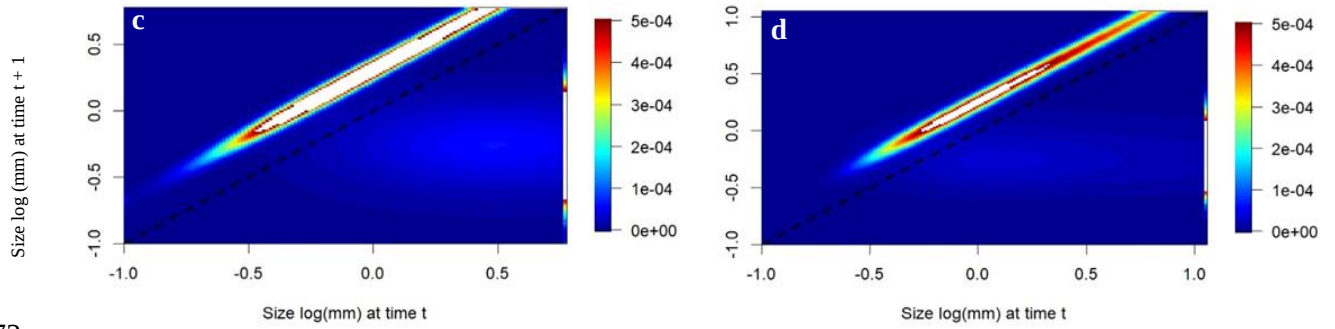
370

First time interval

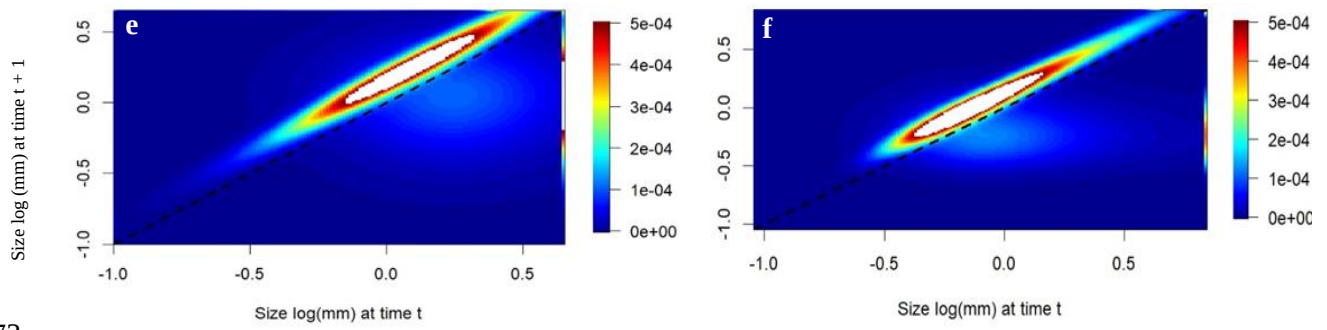
Second time interval



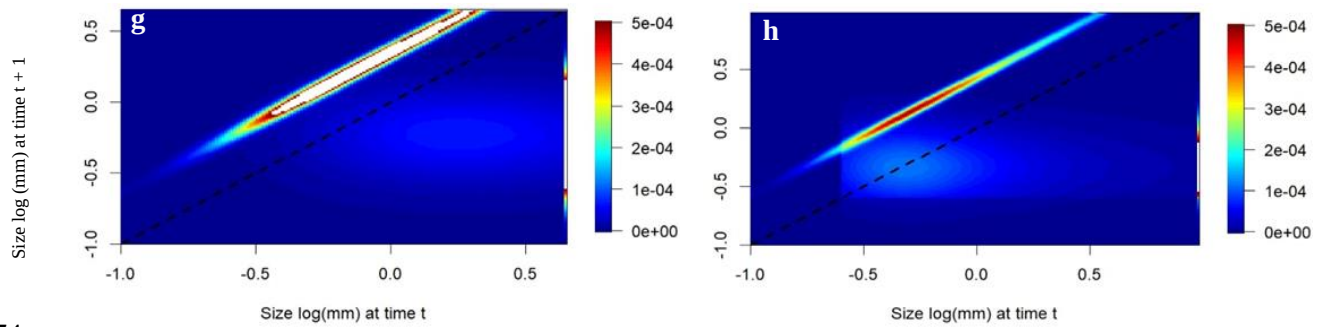
371



372



373



374

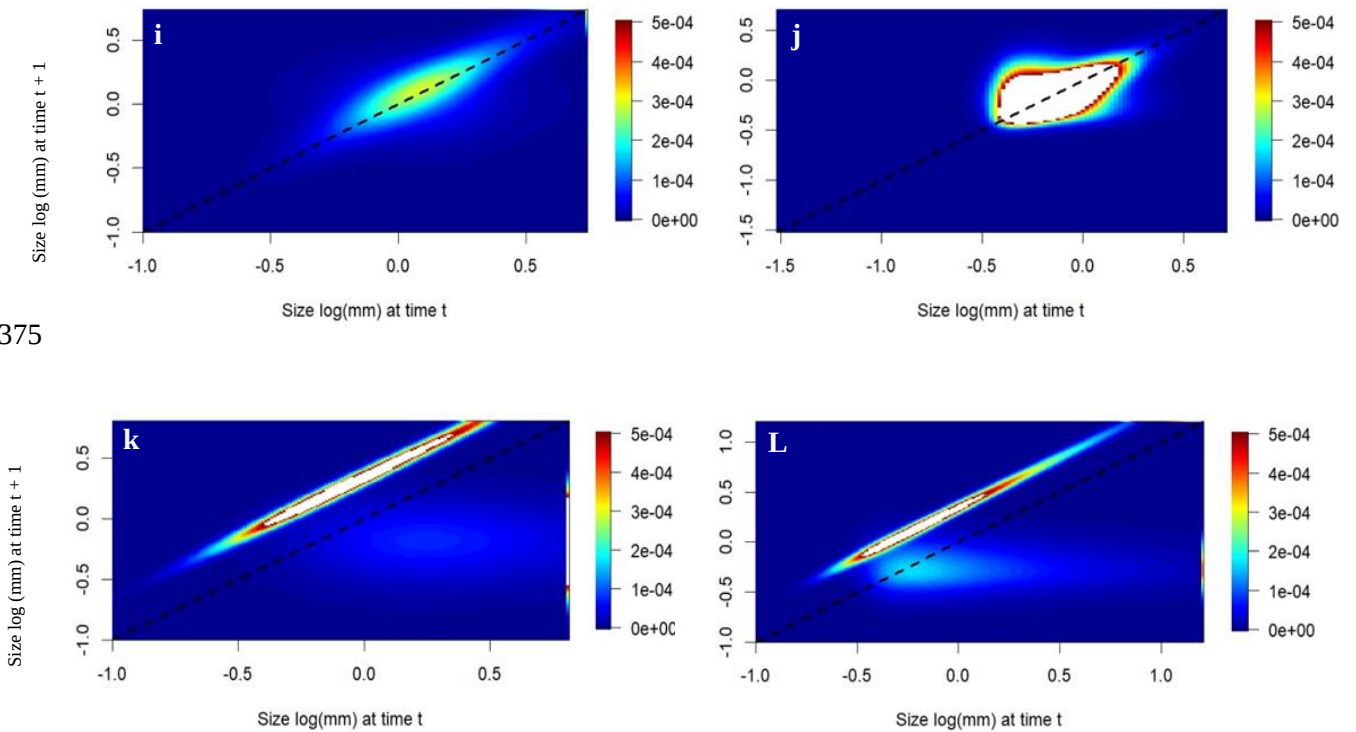


Figure 3: Elasticity analysis based on transition probability (basal diameter) for populations of *Comanthera elegans* in the Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brazil. Lower probabilities are shown in blue, while higher probabilities are plotted in red (including white). The x and y axes are on a logarithmic scale. The left column represents the first time interval (2017–2018), while the right column represents the second time interval (2018–2019). Early harvesting without fire: A–B; Early harvesting with fire: C–D; Late harvesting without fire: E–F; Late harvesting with fire: G–H; Control treatment: I–J; Fire treatment: K–L.

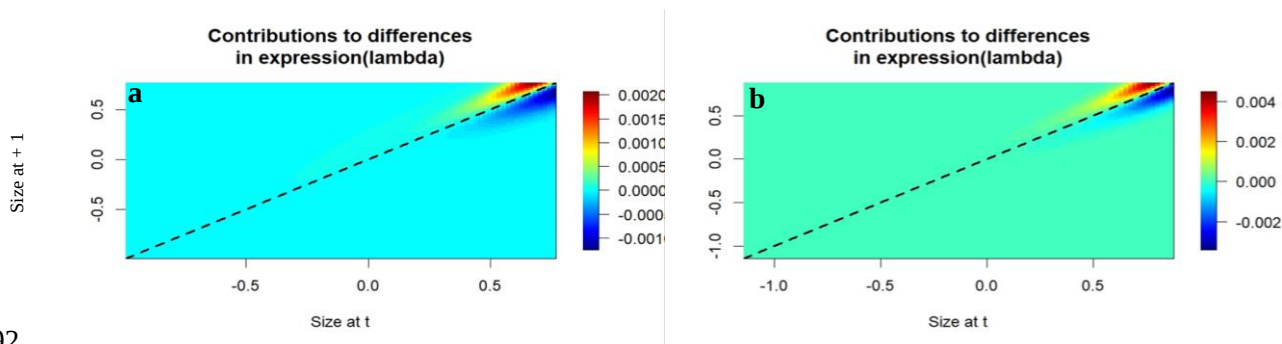
3.4| Life table response experiment analyses

The LTRE analyses revealed that, when comparing treatments to the control population, the growth of larger individuals contributed positively to the λ value (Figure 5). However, the LTRE results for treatments 1 and 3 also indicated that the survival and size reduction of larger individuals contributed to a decrease in the λ value (Figure 5).

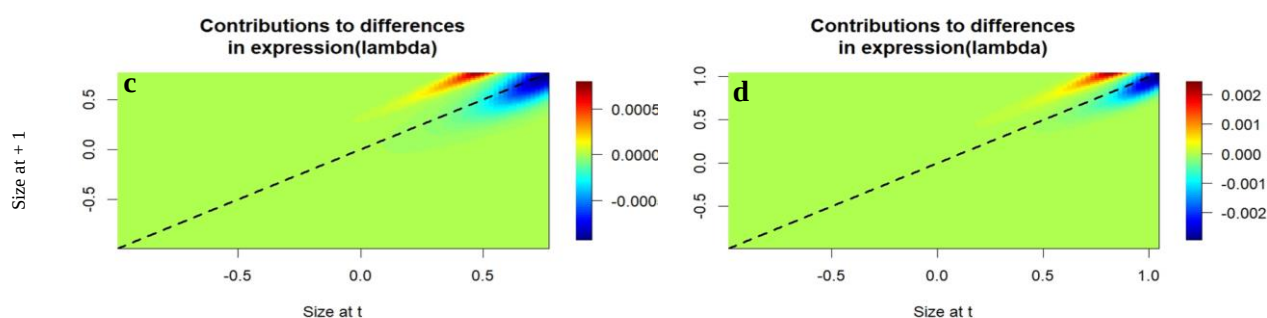
391

First time interval

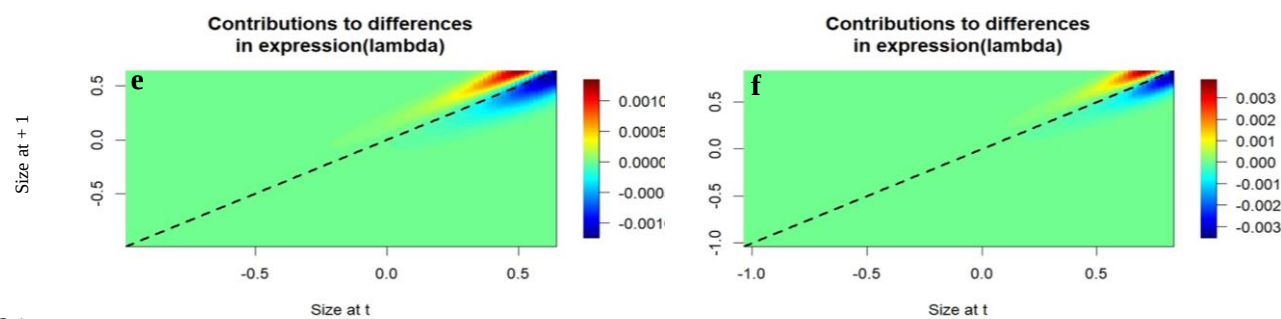
Second time interval



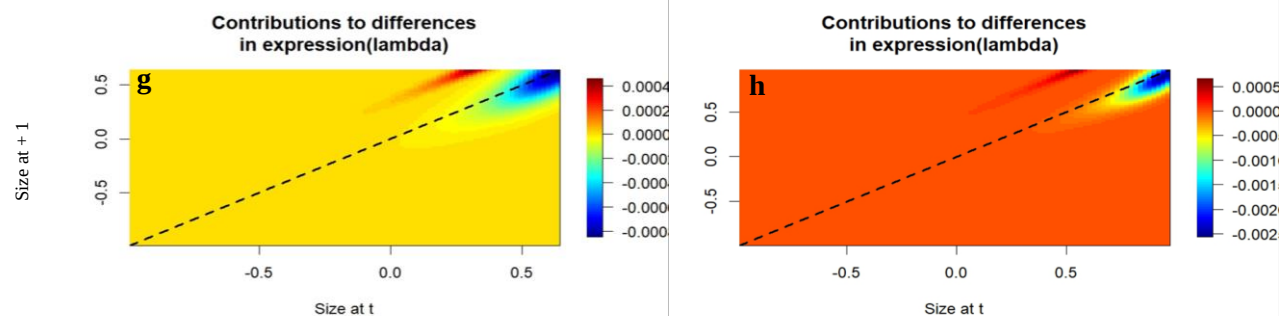
392



393



394



395

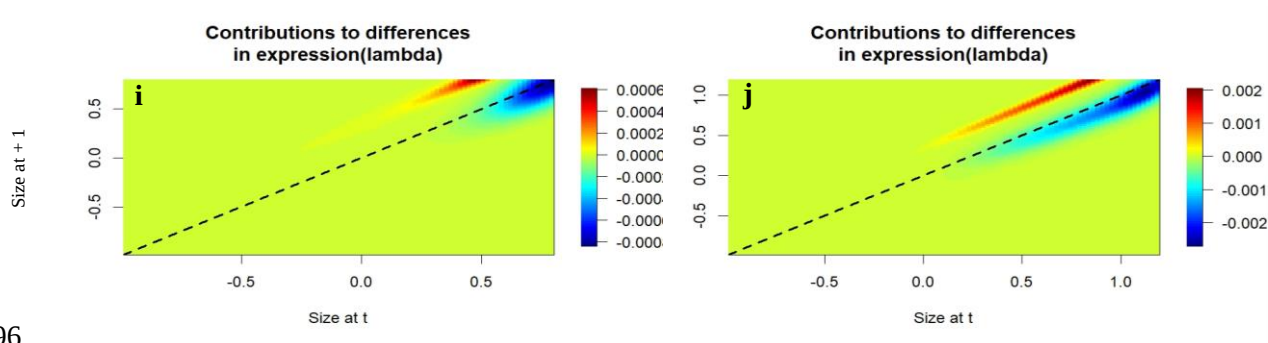


Figure 4: Life table response experiments for populations of *Comanthera elegans* in the Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brazil. The lowest and highest elasticities are shown in blue and red, respectively. The x and y axes are on a logarithmic scale. The left column represents the first time interval (2017–2018), while the right column represents the second time interval (2018–2019). The background colors of each graph correspond to the default logarithmic scale = 0. Early harvesting without fire: A–B; Early harvesting with fire: C–D; Late harvesting without fire: E–F; Late harvesting with fire: G–H; Fire treatment: I–J.

3.3 | Long-term effects of traditional harvesting practices and fire use on the population dynamics of *C. elegans*

The stochastic demographic projection for the next 20 years revealed positive population growth across all treatments, except for the control population. The highest λ values were associated with populations subjected to fire management. Early harvesting resulted in lower λ values compared to late harvesting (Table 1).

Table 1: Minimum, mean, and maximum population growth projections of *Comanthera elegans* based on the applied treatments for the next 20 years.

Treatment	$\lambda_{\min}$	λ_{medio}	$\lambda_{\max}$
Early Harvesting Without Fire	1.062746	1.063299	1.063851
Early Harvesting With Fire	1.288258	1.289072	1.289886
Late Harvesting Without Fire	1.390076	1.390473	1.390869

Late Harvesting With Fire	1.780610	1.780743	1.780876
Control	0.9239746	0.9262375	0.9285004
Fire	1.686880	1.688297	1.689713

4.0 | DISCUSSION

Between 2017 and 2019, an increase in the population growth of *C. elegans* was observed, except during the first interval of the control treatment. The population growth was influenced by individuals with larger basal diameters. The use of fire acted as a stimulating factor, significantly increasing population growth rates in treatments where it was applied.

The IPMs also indicated a continuous positive effect of fire on individual growth across all size classes, particularly among intermediate and larger individuals. In treatments without fire, intermediate and larger individuals exhibited greater growth compared to smaller individuals. Elasticity analysis showed that the survival and growth of intermediate and larger individuals had the greatest influence on the λ value of *C. elegans*. The LTRE analyses revealed that, when comparing treatments to the control population, the growth of larger individuals contributed positively to the λ value. However, in treatments without fire, the reduction in the size of larger individuals also led to a decrease in the λ value.

4.1| Influence of fire on the population growth of *Comanthera elegans*

Several studies demonstrate that fire use mediated by traditional communities in savanna areas plays a role in maintaining and modifying the population structures of culturally important species (Ferreira et al., 2022; Falleiro et al., 2024). Fire reduces interspecific competition for space, water, light, and nutrients, favoring the ecological succession of fast-growing species such as *C. elegans* (Neri et al., 2023). The local ecological knowledge of the AFSV highlights the

importance of fire for population growth in terms of the number of individuals (Novato et al., 2024), regardless of size.

Intermediate and larger individuals have more developed root and rhizomatic systems, facilitating nutrient absorption and carbohydrate storage, as well as establishing greater hydraulic conductance capacity (Schafer & Just, 2014). This ensures greater resistance to fire and higher resprouting capacity compared to smaller individuals (Schafer et al., 2015). These favorable conditions explain the higher growth and survival rates evidenced by the elasticity and LTRE analyses. Additionally, these size classes are the ones that reproduce, emphasizing their importance for the species' demography.

Although fire is evidently important for the studied species, the IPMs showed higher seedling mortality in the second analyzed interval and lower or equal λ values compared to the previous interval (Figure 2), even though the values remained positive. This may indicate a contraindication for frequent fire use over time, as also demonstrated for *C. elegantula* (Bedê et al., 2018).

However, the high mortality rate among smaller individuals is typical of "r-strategist" species (Gadgil & Solbrig, 1972) such as *C. elegans*. These species adopt a reproductive strategy of high fecundity to increase the likelihood of individual survival. Although many offspring die, this strategy maximizes the chances that some will reach maturity. The high fecundity observed in the first time interval reflects this strategy, compensating for the subsequent high mortality. The correlation between seed size and seedling survival may further clarify these results (Fontenele et al., 2020).

Additionally, our 20-year population growth projection demonstrated that populations where fire was applied will continue to grow, reinforcing that the strategies adopted by the AFSV₁₃₀ align with the conservation of the species.

4.2| Influence of harvesting practices on the population growth of *Comanthera elegans*

High mortality and low recruitment rates are common in populations subjected to early harvesting, as the premature removal of inflorescences reduces the production of viable seeds (Freckleton, 2003; Oliveira et al., 2014; Novato et al., 2024). This can lead to lower recruitment rates of new individuals, a critical factor for long-term population persistence and growth (Cid et al., 2014; Schmidt & Ticktin, 2012). We attribute the population stability observed to the non-destructive harvesting method employed by the AFSV, which avoids removing the species' vegetative structures. This pattern has also been observed in the harvesting of other NTFPs (Pando-Moreno et al., 2008; Fedele et al., 2011; Gaoue et al., 2016). However, care to avoid damaging larger individuals during harvesting should be emphasized, given the importance of these individuals to the λ value of *C. elegans*.

Late harvesting allows individuals to complete their reproductive cycle, resulting in higher seed production and more effective recruitment of new individuals. Additionally, it contributes to a more robust seed bank in the soil (Moreira et al., 2017; Novato et al., 2024). This is crucial for population regeneration, particularly in habitats subject to environmental disturbances (Falleiro et al., 2024; Snyder et al., 2016).

4.3| Future Projections and Participatory Management Initiatives for the Conservation of *C. elegans*

The control treatment showed positive population growth during the second time interval, likely due to the high fecundity of intermediate and large individuals in the previous interval. However, the 20-year projection indicated that this was the only population expected to decline in size ($\lambda < 1$). The reduction in basal diameter observed in individuals under this treatment may represent an adaptive response to unfavorable conditions, such as intra- and interspecific competition (Boege, 2010; Schamp & Aarssen, 2014). This trade-off between growth and survival

represents a form of phenotypic plasticity (Villellas & García, 2018), allowing plants to maximize fitness under varying environmental conditions, even if this requires temporarily redirecting resources toward survival and reproduction rather than growth (Huang et al., 2018).

To ensure sustainability, management strategies must consider species-specific life histories, spatial and temporal scales, and local social conditions, rather than relying solely on population density or prohibiting ancestral harvesting and management practices (Gaoue & Yessoufou, 2019; Cabral et al., 2011). Conservation policies that ignore or prohibit such practices can be counterproductive, leading to habitat degradation (Urgenson et al., 2014; Diegues, 2019; Azevedo-Santos et al., 2017) and the population declines projected in this study for *C. elegans*. This underscores the importance of adaptive management practices that integrate traditional knowledge from the AFSV and promote long-term population growth for the species (Fávero et al., 2021; Novato et al., 2024).

Based on studies highlighting participatory management and biodiversity conservation strategies (Falleiro et al., 2024; Rotondaro & Bonilha, 2021) and the results of this study, we suggest that conservation practices for *C. elegans* include: (i) programs to relax and decriminalize traditional harvesting and fire use practices by the AFSV; (ii) participatory workshops to develop harvesting calendars and prescribed burn plans tailored to the local needs of the AFSV; (iii) a guide for best practices in local biodiversity harvesting and management, emphasizing late harvesting and the conservation of large individuals. This guide should incorporate conservation measures already practiced by the AFSV, such as leaving residual inflorescences and reseedling (Fávero et al., 2021; Novato et al., 2024); (iv) the establishment of a management committee with active participation from the CODECEX alongside Conservation Units in the Serra do Espinhaço; and (v) future research investigating different harvesting intensities and fire regimes to expand the understanding of *C. elegans* population ecology.

This case study reinforces that biodiversity knowledge and management by traditional peoples can sustain or even enhance the diversity, abundance, and resilience of plant populations (Hart-Fredeluces & Ticktin, 2019; Bedê et al., 2018; García et al., 2016). It also aligns with similar studies (Silvertown et al., 1993; Franco & Silvertown, 2004), highlighting that vital rates of fecundity, survival, and growth in large individuals of long-lived species exert the greatest influence on lambda values.

Additionally, herbaceous and fast-growing species respond rapidly and are more susceptible to environmental variations compared to woody species, making them particularly vulnerable to climate change (Compagnoni et al., 2021). Considering the current climate emergency, it is important to acknowledge that future projections for this species carry inherent limitations. This underscores the need for integrating diverse and complementary knowledge systems to ensure the conservation of socio-biodiversity.

AUTHOR CONTRIBUTIONS:

Project design and writing: GTS and TSN; Data collection: GTS and TSN; Data analysis: TSN, JLAC, EM, RCQP; Main manuscript writing: TSN. All authors critically contributed to the revision and final version of the manuscript and approved it for publication.

ACKNOWLEDGMENTS:

We thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) for providing a scholarship to the first author and the Minas Gerais State Research Support Foundation (FAPEMIG) for research funding (CRA APQ 03937/16).

CONFLICT OF INTEREST:

The authors declare no conflicts of interest.

DATA AVAILABILITY STATEMENT:

The database used for this manuscript will be incorporated into the Zodero repository.

REFERENCES:

- A.K. Pandey, Y.C. Tripathi and Ashwani Kumar, 2016. Non Timber Forest Products (NTFPs) for Sustained Livelihood: Challenges and Strategies. *Research Journal of Forestry*, 10: 1-7. 10.3923/rjf.2016.1.7
- Albuquerque, U.P., Maroyi, A., Ladio, A.H. et al. Advancing ethnobiology for the ecological transition and a more inclusive and just world: a comprehensive framework for the next 20 years. *J Ethnobiology Ethnomedicine* 20, 18 (2024). <https://doi.org/10.1186/s13002-024-00661-4>
- Almada, E.D; Sanchez, E. P. (2024). Etnobiología política: de la antropología cognitiva hacia la defensa de la pluriversalidad. *Ethnoscintia*, 9(1), 1-24. <https://doi.org.10.18542/ethnoscintia.v9i1/13491>.
- Azevedo-Santos, V.M., Fearnside, P.M., Oliveira, C.S. et al. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodivers Conserv* 26, 1745–1752 (2017). <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1316-x>
- Bedê, L. C., Paglia, A. P., Neves, A. C. O., Martins, R. P. (2018). Effects of traditional extractive management on the seedling recruitment dynamics of *Comanthera elegantula* (Eriocaulaceae) in Espinhaço mountain range, SE Brazil. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 238, 216–24
- Boege, K. (2010), Induced responses to competition and herbivory: natural selection on multi-trait phenotypic plasticity. *Ecology*, 91: 2628-2637. <https://doi.org/10.1890/09-0543.1>
- Boege, K. (2010). Induced responses to competition and herbivory: natural selection on multi-trait phenotypic plasticity. *Ecology*, 91: 2628-2637. <https://doi.org/10.1890/09-0543.1>
- Burnham, K.P., Anderson, D.R. 2002. Information and Likelihood Theory: A Basis for Model Selection and Inference. In: Burnham, K.P., Anderson, D.R (eds.): Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York. 2ed.
- Caswell, H. (2000). Matrix population models (Vol. 1). Sunderland, MA: Sinauer.
- Chapagain DJ, Meilby H, Baniya CB, Budha-Magar S, Ghimire SK. Illegal harvesting and livestock grazing threaten the endangered orchid *Dactylorhiza hatagirea* (D. Don) Soó in Nepalese Himalaya. *Ecol Evol*. 2021; 11: 6672–6687. <https://doi.org/10.1002/ece3.7520>

- Cid B, Hilker FM, Liz E. Harvest timing and its population dynamic consequences in a discrete single-species model. *Math Biosci.* 2014 Feb;248:78-87. doi: 10.1016/j.mbs.2013.12.003. Epub 2013 Dec 19. PMID: 24361496.
- CNCFlora. *Comanthera elegans* in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em <[http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Comanthera elegans](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Comanthera_elegans)>. Acesso em 26 julho 2024.
- Coe, M. A., & Gaoue, O. G. (2023). Increased clonal growth in heavily harvested ecosystems failed to rescue ayahuasca lianas from decline in the Peruvian Amazon rainforest. *Journal of Applied Ecology*, 00, 1–13. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14488>
- Compagnoni, A., Levin, S., Childs, D.Z. *et al.* Herbaceous perennial plants with short generation time have stronger responses to climate anomalies than those with longer generation time. *Nat Commun* 12, 1824 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21977-9>
- de Kroon, H., Plaisier, A., van Groenendael, J., & Caswell, H. (1986). Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology*, 67(5), 1427-1431.
- Diegues, A.C. (2019). Conhecimentos, práticas tradicionais e a etnoconservação da natureza. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*.
- Easterling, M. R., Ellner, S. P., & Dixon, P. M. (2000). Size-specific sensitivity: applying a new structured population model. *Ecology*, 81(3), 694-708.
- Ehrlén, J., Raabova, J., & Dahlgren, J. (2015). Flowering schedule in a perennial plant: Life-history trade-offs, seed predation and total offspring fitness. *Ecology*, 96(8), 2280–2288 <https://doi.org/10.1890/14-1860.1>
- Ellner, S. P., Childs, D. Z., Rees, M. (2016). Simple Deterministic IPM. *Data-driven Modelling of Structured Populations: A Practical Guide to the Integral Projection Model*, 9-56.
- Falleiro, R.d.M.; Moura, L.C.; Xerente, P.P.; Pinto, C.P.; Santana, M.T.; Corrêa, M.A.; Schmidt, I.B. Using a Cultural Keystone Species in Participatory Monitoring of Fire Management in Indigenous Lands in the Brazilian Savanna. *Fire* 2024, 7, 231. <https://doi.org/10.3390/fire7070231>
- Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (2021). Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais. 1ed. Editora UFVJM, Diamantina, Brazil. 460p
- Fedele, G., Urech, Z.L., Rehnus, M., & Sorg, J.P. (2011). Impact of Women’s Harvest Practices on *Pandanus guillaumetii* in Madagascar’s Lowland Rainforests¹. *Economic Botany*, 65,

158-168.

- Fernandes, G. W., Barbosa, N. P. U., Negreiros, D. N., Paglia, A. P. (2014). Megadiverse
rupestrian grasslands. *Natureza & Conservação*, 2(2),162–65.
- Ferreira, M. J., Levis, C., Chaves, L., Clement, C. R., Soldati, G. T. (2022). Indigenous and
Traditional Management Creates and Maintains the Diversity of Ecosystems of South
American Tropical Savannas. *Frontiers in Environmental Science*, 10(1), 1–18
- Franco, M., Silvertown, J. 2004. A comparative demography of plants based upon elasticities of
vital rates. *Ecology*, 85, 531-538.
- Fontenele, H.G.V., Cruz-Lima, L.F.S., Pacheco-Filho, J.L. et al. Burning grasses, poor seeds:
post-fire reproduction of early-flowering Neotropical savanna grasses produces low-quality
seeds. *Plant Ecol* 221, 1265–1274 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01080-7>
- Freckleton, R.P., Matos, D.M.S., Bovi, M.L.A. and Watkinson, A.R. (2003), Predicting the
impacts of harvesting using structured population models: the importance of density-
dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. *Journal of Applied Ecology*, 40:
846-858. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00842.x>
- Gadgil, M., & Solbrig, O.T. (1972). The Concept of r- and K-Selection: Evidence from Wild
Flowers and Some Theoretical Considerations. *The American Naturalist*, 106, 14 - 31.
- Gaoue, O.G., Horvitz, C.C. and Ticktin, T. (2011), Non-timber forest product harvest in variable
environments: modeling the effect of harvesting as a stochastic sequence. *Ecological
Applications*, 21: 1604-1616. <https://doi.org/10.1890/10-0422.1>
- Gaoue, O.G., Ngonghala, C.N., Jiang, J. and Lelu, M. (2016), Towards a mechanistic
understanding of the synergistic effects of harvesting timber and non-timber forest products.
Methods Ecol Evol, 7: 398-406. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12493>
- Gaoue, O.G., Ngonghala, C.N., Jiang, J., & Lélú, M. (2016). Towards a mechanistic
understanding of the synergistic effects of harvesting timber and non-timber forest products.
Methods in Ecology and Evolution, 7.
- García, N., Galeano, G. & Bernal, R. (2017) Demography of *Astrocaryum malybo* H.Karst.
(Arecaceae) in Colom- bia, recommendations for its management and conservation.
Colombia Forestal, 20(2), 107-117.
- Gonçalves, T. S., Silva, A. C., Victor, C., Filho, M., Filho, M, Costa, C. R., Braga, I. L. (2020).
Origin and phytogeographic evolution of the Rupestrian Fields of the Espinhaço Chain.
International Journal of Geoscience, Engineering and Technology, 1(1), 2675–2883.
- Hart-Fredeluces, G., Ticktin, T. (2019). Fire, leaf harvest, and abiotic factors drive demography¹³⁶
of an ecologically and culturally important understory plant. *Ecosphere*, 10(7),

doi:1002/ecs2.2813.

Huang L, Koubek T, Weiser M, Herben T. Environmental drivers and phylogenetic constraints of growth phenologies across a large set of herbaceous species. *J Ecol.* 2018;106:1621–1633. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12927>

Huang L, Koubek T, Weiser M, Herben T. Environmental drivers and phylogenetic constraints of growth phenologies across a large set of herbaceous species. *J Ecol.* 2018;106:1621–1633. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12927>

Isaza, C., Bernal, R., Galeano, G. and Martorell, C. (2017), Demography of *Euterpe precatoria* and *Mauritia flexuosa* in the Amazon: application of integral projection models for their harvest. *Biotropica*, 49: 653-664. <https://doi.org/10.1111/btp.12424>

Jacquemyn, H., Brys, R. & Jongejans, E. (2010) Size-dependent flowering and costs of reproduction affect population dynamics in a tuberous perennial woodland orchid. *Journal of Ecology*, 98, 1204–1215

Jansen M, Anten NPR, Bongers F, Martínez-Ramos M, Zuidema PA. Towards smarter harvesting from natural palm populations by sparing the individuals that contribute most to population growth or productivity. *J Appl Ecol.* 2018;00:1–10. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13100>

Kozanayi, W., Wynberg, R., & Hoffman, M. T. (2022). Does tenure influence sustainable use? The ecological impacts of harvesting baobab (*Adansonia digitata*). *African Journal of Ecology*, 60, 1246–1256. <https://doi.org/10.1111/aje.13075>

Levin, S. C., Childs, D. Z., Compagnoni, A., Evers, S., Knight, T. M., & Salguero-Gómez, R. (2021). ipmr: Flexible implementation of Integral Projection Models in R. *Methods in Ecology and Evolution*, 12, 1826–1834. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13683>

Mandle, L., Ticktin, T. and Zuidema, P.A. (2015), Resilience of palm populations to disturbance is determined by interactive effects of fire, herbivory and harvest. *J Ecol*, 103: 1032-1043. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12420>

Mendes E, Galdino F and Portela RdCQ (2022) Predicting the impacts of palm heart and fruit harvesting using Integral Projection Models. *Front. For. Glob. Change* 5:932454. doi: 10.3389/ffgc.2022.932454 COPYRIGHT

Merow, C., Dahlgren, J.P., Metcalf, C.J.E., Childs, D.Z., Evans, M.E.K., Jongejans, E., Record, S., Rees, M., Salguero-Gómez, R. and McMahon, S.M. (2014), Advancing population ecology with integral projection models: a practical guide. *Methods Ecol Evol*, 5: 99-110. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12146>

Metcalf, C. J. E., McMahon, S. M., Salguero-Gómez, R., & Jongejans, E. (2013). IPM pack: an

- R package for integral projection models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2), 195-200.
- Moraes, M. A., Borges, R. A. X., Martins, E. M., Fernandes, R. A., Messina, T., Martinelli, G. R. A. (2014). Categorizing threatened species: An analysis of the Red List of the flora of Brazil. *Oryx*, 48(2), 258–265
- Moreira, F. C., Oliveira, M. N. S., Tanaka, M. K. (2017). Development of everlasting flowers (*Comanthera elegans* (Bong.) L.R. Parra & Giul.) in three cultivation systems. *Ornamental Horticulture*, 23(2), 117-126
- Neeraja, U. V., Saneesh, C. S., Dyda, V., Reddy, H., Yadama, G. N., & Knight, T. M. (2022). Harvesting has variable effects on demographic rates and population growth across three dry forest tree species. *Biotropica*, 54, 1376–1389. <https://doi.org/10.1111/btp.13135>
- Neri, S.C.M.; Bomfim, B.; Pereira, R.S.; dos Santos, P.V.; Tetto, A.F. Decadal Fire Effects on the Structure, Composition, Diversity, and Aboveground Carbon Stocks of a Neotropical Savanna. *Forests* 2023, 14, 2294. <https://doi.org/10.3390/f14122294>
- Nychka, D., Furrer, R., Paige, J., Sain, S., & Nychka, M. D. (2015). Package ‘fields’. URL <http://cran.r-project.org/web/packages/fields/fields.pdf>.
- Oliveira, M. N. S., Cruz, S. M., Sousa, A. M., Moreira, F. C., Tanaka, M. K. (2014). Implications of the harvest time on *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae) management in the state of Minas Gerais”. *Revista Brasileira de Botanica*, 37(2), 95–103.
- Oliveira, M. N. S., Oliveira, I. H. (2021) As espécies ornamentais nativas manejadas no Espinhaço Meridional. In: Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (2021). *Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais*. 1ed. Editora UFVJM, Diamantina, Brazil. pp. 153-214.
- Orou G Gaoue and Kowiyou Yessoufou (2019). Strong seedling recruitment does not limit mangrove vulnerability to harvest. *Environ. Res. Lett.* 14 064019DOI 10.1088/1748-9326/ab1def
- Orou G Gaoue and Kowiyou Yessoufou (2019). Strong seedling recruitment does not limit mangrove vulnerability to harvest. *Environ. Res. Lett.* 14 064019DOI 10.1088/1748-9326/ab1def
- Pando-Moreno, M.; Pulido, D.; Castillo, E. Jurado, J. Jiménez (2008). Estimating fiber for lechuguilla (*Agave lecheguilla* Torr., Agavaceae), a traditional non-timber forest product in Mexico, *Forest Ecology and Management*, Volume 255, Issue 11, 3686-3690. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.053>.
- Parra, L. R., Giulietti, A. M., Andrade, M. J. G., Van den Berg, C. (2010). Reestablishment and new circumscription of *Comanthera* (Eriocaulaceae). *Taxon*, 59(4), 1135–1146.

- Pérez, M. E., E. J. Meléndez-Ackerman, and O. A. Monsegur-Rivera. 2019. Variation across river channels in demographic dynamics of a riparian herb with threatened status: management and conservation implications. *American Journal of Botany* 106(7): 996–1010. doi:10.1002/ajb2.1316
- Plard F., D. Turek, M. U. Gr€uebler, and M. Schaub. 2019. IPM2: toward better understanding and forecasting of population dynamics. *Ecological Monographs* 89(3):e01364. 10.1002/ecm.1364
- Porto, S. I., Aguiar, D. (2021b). Flores em disputa: controvérsias da ação estatal na Serra do Espinhaço. In: Fávero, C., Monteiro, F. T., Oliveira, M. N. S. (2021). Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais. 1ed. Editora UFVJM, Diamantina, Brazil. pp. 309-358.
- R Development Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. <http://www.r-project.org>
- Rapini, A., Ribeiro, P. L., Lambert, S., Pirani, J. R. (2008). A flora nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. *Megadiversidade*, 4(1), 15-23.
- Rees, M., Childs, D.Z. and Ellner, S.P. (2014), Building integral projection models: a user's guide. *J Anim Ecol*, 83: 528-545. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12178>
- Rotondaro, T. G., & Bonilha, A. de M. (2021). A relação entre as políticas de proteção ambiental e as comunidades tradicionais: análise de duas Unidades de Conservação no Vale Do Ribeira (SP). *Plural*, 28(2), 272-293. <https://doi.org/10.11606/issn.2176-8099.pcs.2021.162770>
- Sá, D., Scariot, A. & Ferreira, J.B. Effects of ecological and anthropogenic factors on population demography of the harvested *Butia capitata* palm in the Brazilian Cerrado. *Biodivers Conserv* 29, 1571–1588 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1669-9>
- Sara Souther, Martha Sample, Genevieve Conley, and Clare Aslan "Demographic Analysis of the Endangered Plant *Pectis imberbis* Highlights Tradeoffs between Deer Browse and Interspecific Competition," *Natural Areas Journal* 42(3), 230-241, (20 July 2022). <https://doi.org/10.3375/22-3>
- Sarmiento Cabral, J., Jeltsch, F., Thuiller, W., Higgins, S., Midgley, G.F., Rebelo, A.G., Rouget, M. and Schurr, F.M. (2013), Impacts of past habitat loss and future climate change on the range dynamics of South African Proteaceae. *Diversity Distrib.*, 19: 363-376. <https://doi.org/10.1111/ddi.12011>
- Schafer, J. L., and M. G. Just. 2014. Size dependency of post-disturbance recovery of multi-stemmed resprouting trees. *PLoS ONE* 9: e105600.
- Schafer, J. L., B. P. Breslow, M. G. Hohmann, and W. A. Hoffmann. 2015. Relative bark thickness

is correlated with tree species distributions along a fire frequency gradient. *Fire Ecology* 11: 74–87.

Schamp, B.S. and Aarssen, L.W. (2014), Plant species size and density-dependent effects on growth and survival. *J Veg Sci*, 25: 657-667. <https://doi.org/10.1111/jvs.12135>

Schemske, D. W., B. C. Husband, M. H. Ruckelshaus, C. Goodwillie, I. M. Parker, and J. G. Bishop. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75: 584–606. <https://doi.org/10.2307/1941718>

Schmidt, I. B., Ticktin, T. (2012). When lessons from population models and local ecological knowledge coincide - Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian Savanna. *Biological Conservation*, 152, 187–195

Shackleton C. M., Pandey, A. K., Ticktin, T. (2015). *Ecological Sustainability for Non-Timber Forest Products*. 1 ed. Routledge Library. 294p.

Silvertown, J., Franco, M., Pisanty, I., mendonza, A. Comparative Plant Demography--Relative Importance of Life-Cycle Components to the Finite Rate of Increase in Woody and Herbaceous Perennial. *The Journal of Ecology*, Vol. 81, No. 3. (Sep., 1993), pp. 465-476.

Snyder RE, Ellner SP. We Happy Few: Using Structured Population Models to Identify the Decisive Events in the Lives of Exceptional Individuals. *Am Nat*. 2016 Aug;188(2):E28-45. doi: 10.1086/686996. Epub 2016 May 31. PMID: 27420793.

Soldati, G. T., & Almada, E. D. (2024). Political Ethnobiology. *Ethnobiology and Conservation*, 13. <https://doi.org/10.15451/ec2024-07-13.20-1-18>.

Soldati, G. T., Albuquerque, U. P. (2008). Non-Timber Forest Products in Ontario: An Overview. *Functional Ecosystems and Communities*, 2(Special Issue), 21–31.

Stubben, C., Milligan, B., Nantel, P., & Stubben, M. C. (2020). Package ‘popbio’.

Tamara Ticktin, Martha Charitonidou, Julia Douglas, John M. Halley, Mariana Hernández-Apolinar, Hong Liu, Demetria Mondragón, Eduardo A. Pérez-García, Raymond L. Tremblay, Jacob Phelps, Wild orchids: A framework for identifying and improving sustainable harvest, *Biological Conservation*, Volume 277, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109816>.

Ticktin, T., Shackleton, C. (2011). Harvesting Non-timber Forest Products Sustainably: Opportunities and Challenges. In: Shackleton, S., Shackleton, C., Shanley, P. (eds) *Non-Timber Forest Products in the Global Context*. Tropical Forestry, vol 7. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-17983-9_7

Torres-García, Leo'n-Jacinto A, Vega E, Moreno-Calles AI and Casas A (2020) Integral Projection Models and Sustainable Forest Management of *Agave inaequidens* in Western

Mexico. *Front. Plant Sci.* 11:1224. doi: 10.3389/fpls.2020.01224

Urgenson, L., Schmidt, A.H., Combs, J. *et al.* Traditional Livelihoods, Conservation and Meadow Ecology in Jiuzhaigou National Park, Sichuan, China. *Hum Ecol* **42**, 481–491 (2014). <https://doi.org/10.1007/s10745-014-9650-z>

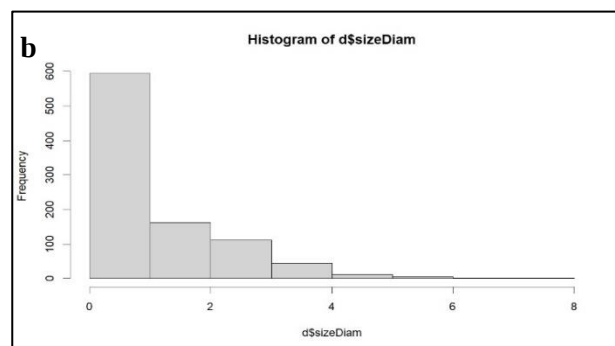
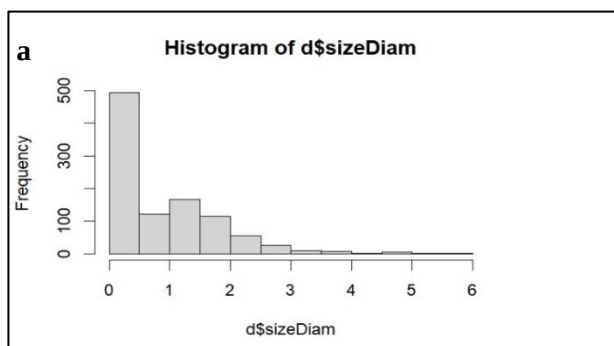
Villellas, J. and García, M.B. (2018), Life-history trade-offs vary with resource availability across the geographic range of a widespread plant. *Plant Biol J*, 20: 483-489. <https://doi.org/10.1111/plb.12682>

Villellas, J. and García, M.B. (2018), Life-history trade-offs vary with resource availability across the geographic range of a widespread plant. *Plant Biol J*, 20: 483-489. <https://doi.org/10.1111/plb.12682>

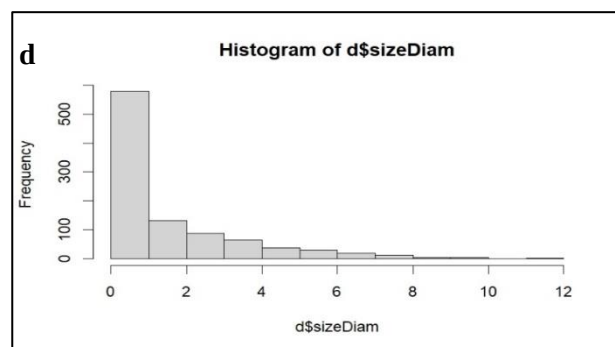
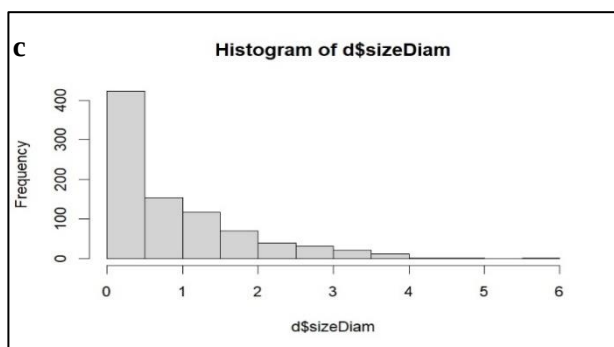
Wood, S., Scheipl, F., & Wood, M. S. (2017). Package ‘*gamm4*’. *Am Stat*, 45(339), 0-2.

791 **SUPPLEMENTARY MATERIAL**

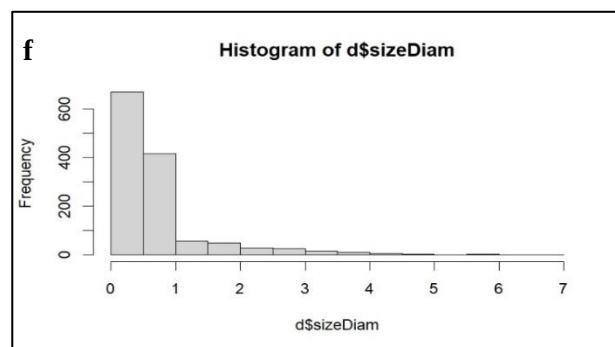
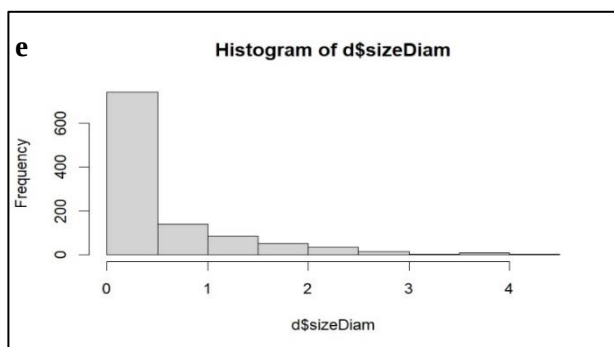
792



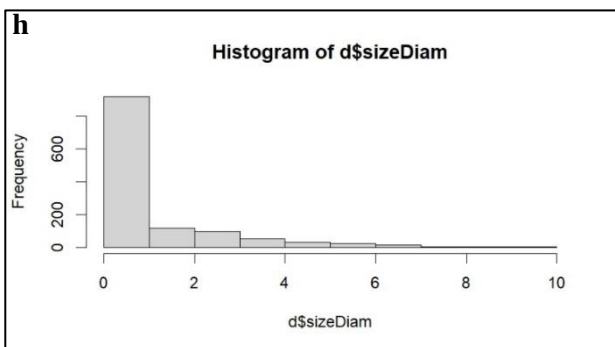
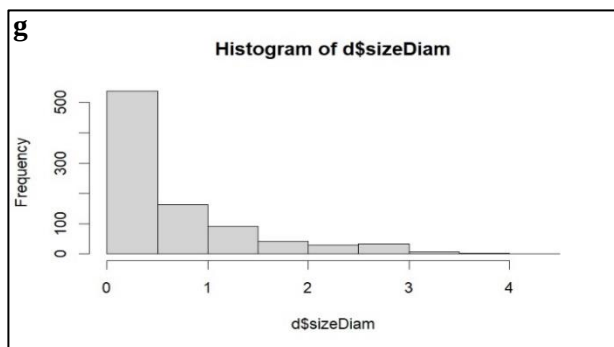
793

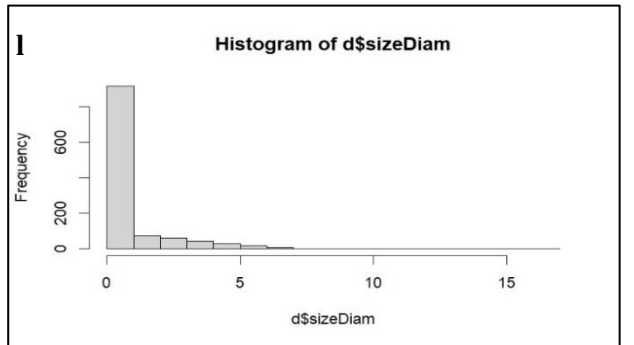
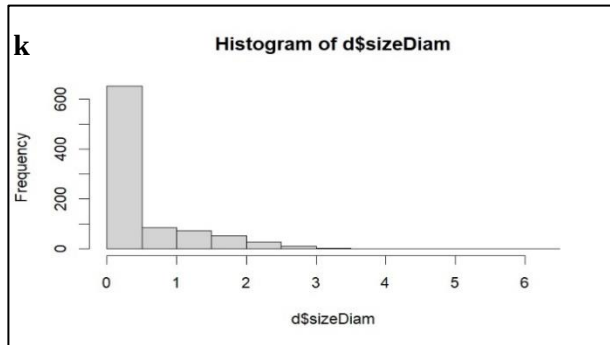
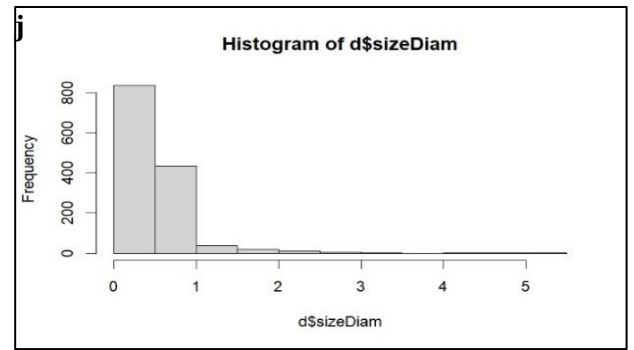
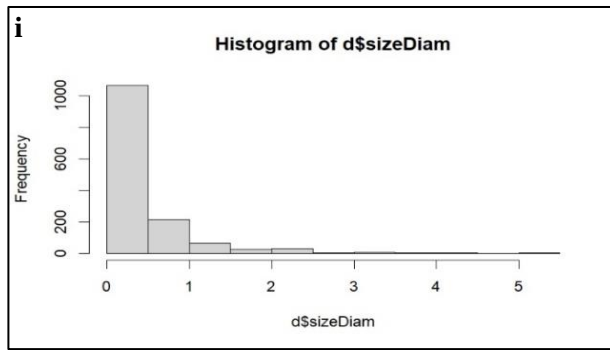


794



795





SM: Histogram showing the frequency distribution of basal diameter sizes recorded during data collection for *Comanthera elegans* populations in the Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brazil. The left column represents the first time interval (2017–2018), while the right column represents the second interval (2018–2019). Early harvesting without fire: A–B; Early harvesting with fire: C–D; Late harvesting without fire: E–F; Late harvesting with fire: G–H; Control treatment: I–J; Fire treatment: K–L.

7. CAPÍTULO VI: Devolutivas

Tão importante quanto realizar pesquisas em parceria com povos tradicionais, é realizar devolutivas nas comunidades envolvidas, pois isso demonstra respeito pelo conhecimento e pelas práticas tradicionais associadas. As devolutivas também asseguram que as comunidades possam se beneficiar diretamente dos resultados encontrados. Esse conhecimento adicional pode ajudar na tomada de decisões mais informadas e na implementação de estratégias mais eficazes para a gestão sustentável dos recursos naturais.

Como nossos resultados evidenciaram que a coleta tardia associada ao uso do fogo aumenta as taxas vitais de *C. elegans*, os produtos da presente tese podem ser úteis para fornecer a base para a defesa de políticas que reconheçam e integrem o conhecimento tradicional na gestão ambiental, abrangendo políticas locais, estaduais e nacionais de conservação. Garantir que os benefícios sejam compartilhados de forma justa promove a equidade e apoia a reprodução sociocultural das práticas realizadas nas comunidades. Até o momento, foram realizadas duas devolutivas direcionadas aos AFSV:

(i) **Terceiro Festival das Comunidades Apanhadoras de Sempre-Vivas (21/09/2023 – 22/09/2023):** O evento ocorreu no município Presidente Kubitschek – MG, a partir da mobilização da CODECEX, em parceria com o Quilombo Raiz e reuniu comunitários, lideranças locais, parceiros da sociedade civil e deputadas estaduais que celebraram, debateram e proporem ações para a conservação dinâmica do Sistema Agrícola Tradicional, reconhecido como Patrimônio pela FAO/ONU e pelo Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico de Minas Gerais (Figura 2). Os resultados do capítulo IV da presente tese foram apresentados oralmente com a troca de saberes intitulada “*Como os Apanhadores cuidam da Serra, criando biodiversidade e promovendo a pé-de-ouro.*” Realizamos a simulação didática das parcelas montadas para o experimento em dinâmica populacional para explicar a metodologia utilizada e os resultados obtidos. Além disso, problematizamos a política nacional vigente que avalia a coleta como um fator de ameaça para *C. elegans*. Foi um momento importante para ouvir a reafirmação dos próprios AFSV como guardiões da biodiversidade da Serra do Espinhaço, bem como para cobrar dos representantes políticos presentes, a partir de dados robustos, que mudanças nas políticas de conservação locais são urgentes e necessárias para geração de justiça socioambiental e a conservação das espécies do cerrado.



Figura 2: Registros fotográficos da devolutiva da tese no Terceiro Festival dos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas. Fonte: O autor.

(ii) **Oficina participativa: Boas práticas de coleta de flores sempre-vivas (02-04-2024):** A oficina ocorreu em parceria com o Grupo de Estudos em Territórios, Sociobiodiversidade e Agriculturas Tradicionais (GETSAT) da Universidade Federal dos Vales Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) no Quilombo Mata dos Crioulos, Diamantina, Minas Gerais. As atividades consistiram na troca de saberes dos AFSV de aproximadamente seis comunidades. Um mural com as principais estratégias de coleta de flores, uso do fogo e conservação das espécies de interesse foi montado ao decorrer das falas.



Figura 3: Registros fotográficos da Oficina Participativa de Boas práticas de Coleta de Flores Sempre-Vivas. Fonte: O autor.

Em consonância com os resultados do capítulo IV, foi possível destacar, de forma coletiva e com diferentes gerações de apanhadores, as seguintes informações:

Tópico de discussão e debate	Práticas e saberes envolvidos
Manejo realizado nos campos antes da coleta de flores	- Manejo do fogo controlado (horários, cuidados necessários para prevenção de incêndios, tipos de manejo, proteção de capões e nascentes, aceiros) - Descrição de espécies de flores que dependem do fogo e onde ocorrem - Descrição de espécies em que o fogo não é necessário - Ocorrência de “descanso” dos campos para espécies específicas
	-Abertura uniforme das flores

Momento adequado para realizar a coleta	- Época de ocorrência - Influência do clima - Consequências de coletas precoces ou tardias
Mudanças observadas na época em que ocorre o momento adequado da coleta	- Mudanças climáticas
Práticas de coleta	- Como proceder para realizar a coleta de forma a não comprometer a planta - Descrição de procedimentos diferentes específicos a depender da espécie.
A quantidade de coleta	- Volume de flores necessário não diminuir a população no próximo ano - Descrição de possíveis diferenças entre as espécies
Manejo após a panha	- Como é feito o ressemeio e para quais espécies - Descrição de outras práticas de enriquecimento dos campos - O tempo necessário para fazer o manejo com uso do fogo
Secagem, armazenamento e acondicionamento das flores para a comercialização	- Procedimentos e diferenças entre as espécies
Prioridade de conservação	- Se há alguma flor, ou botão que precisa de ter um cuidado diferenciado das demais, com enfoque em <i>C. elegans</i>

(iii) **Devolutivas para Órgãos ambientais:** Foram realizadas afim de evidenciar e legitimar que as práticas desempenhadas pelos AFSV podem auxiliar no crescimento populacional de *C. elegans*. Além da apresentação mais técnica dos resultados presentes nos capítulos IV e V, a sugestão e reafirmação de que as políticas restritivas de acesso e uso dos territórios dos AFSV devem ser modificadas, bem como a legislação que criminaliza as práticas de coleta e uso do fogo nas Unidades de Conservação da região foram debatidas na presença de autoridades ambientais e lideranças locais. Esses resultados foram apresentados no (a) Encontro de Formação de Extensionistas Rurais da Empresa de Assistência Técnica e assistência rural de Minas Gerais (EMATER – MG), ocorrida no dia 15/05/2024 e no (b) Seminário de apresentação de estudos no âmbito do GT de elaboração de Termos de Compromisso do Parque Nacional das Sempre-Vivas. Neste último, estavam presentes representantes dos AFSV, servidores do ICMBio e a gestão vigente do PNSV.



Figura 4: Registros fotográficos de devolutivas da pesquisa à órgãos públicos. As duas primeiras fotos referem-se às atividades realizadas no Encontro de Formação de Extensionistas Rurais da Empresa de Assistência Técnica e assistência rural de Minas Gerais (EMATER – MG). Já as duas últimas referem-se ao Seminário de apresentação de estudos no âmbito do GT de elaboração de Termos de Compromisso do Parque Nacional das Sempre-Vivas. Fonte: Gustavo Taboada Soldati.

(iv) **Devolutivas de imersão nas comunidades pesquisadas:** Com o objetivo de apresentar os resultados da pesquisa aos AFSV que não conseguiram participar do Terceiro Festival das Comunidades de Apanhadores Sempre-Vivas, realizamos oficinas de planejamento participativo entre os dias 28 de agosto e 5 de setembro de 2024 nas comunidades de Mata dos Crioulos, Macacos, Santa Rita e Pé de Serra. Para otimizar o tempo e considerando a proximidade geográfica com Pé de Serra, incluímos os moradores de Lavras em uma oficina conjunta. Optamos por não realizar a oficina na comunidade de Raiz, uma vez que o festival foi sediado lá em 2023. Contudo, promovemos uma oficina em Vargem do Inhaí, a convite da comunidade. Vale destacar que Vargem do Inhaí não foi incluída na presente pesquisa, pois os moradores não atendiam aos critérios de inclusão para as entrevistas semiestruturadas do artigo I, além do fato de *Comanthera elegans* não ocorrer naturalmente na região. A oficina também integrou a devolutivas da pesquisa da Doutora Maria Júlia Ferreira sobre o papel dos AFSV na domesticação da Serra do Espinhaço. Por meio desse processo inclusivo, as oficinas também contribuíram para fomentar o protagonismo das comunidades no debate sobre políticas públicas e estratégias de manejo que respeitem suas identidades culturais e assegurem a sustentabilidade de suas práticas tradicionais.





Figura 5: Registros fotográficos das devolutivas das pesquisas “Coleta tradicional de produtos florestais não madeireiros: Políticas públicas, fatores socioeconômicos e dinâmica populacional” e “O processo de domesticação de paisagens nas savanas tropicais sul americanas” em Oficinas de Planejamento participativo para Apanhadores de Flores Sempre- Vivas da Serra do Espinhaço Minas Gerais Brasil.

9. CAPÍTULO VII: Considerações Finais

PRINCIPAIS CONCLUSÕES E CONTRIBUIÇÕES TEÓRICO/PRÁTICAS DA TESE:

Esta tese proporcionou uma análise detalhada sobre a sustentabilidade na extração de PFNM, com foco nos sistemas socioecológicos dos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas e na espécie *Comanthera elegans*. Os resultados evidenciaram que práticas tradicionais, como o manejo do fogo aliado às colheitas tardias, promovem a regeneração populacional da espécie no presente e a longo prazo, demonstrando que essas estratégias são eficazes tanto para a conservação quanto para a manutenção dos campos rupestres das savanas tropicais brasileiras. Esses achados desafiam a visão predominante de que a coleta tradicional é inerentemente prejudicial e destacam a necessidade de abordagens mais contextuais e cientificamente embasadas na formulação de políticas públicas.

Por meio de uma abordagem interdisciplinar, que integrou a etnobotânica política ao conhecimento tradicional, a tese conectou as dimensões sociais, ecológicas e econômicas, destacando seu potencial para orientar decisões acerca das categorias de implantação de Unidades de Conservação. Demonstrou também que é possível a criação de protocolos de coleta de PFNM sustentáveis e inclusivos, respeitando saberes locais e promovendo justiça ambiental.

Além de seu caráter prático, esta tese também trouxe importantes contribuições teóricas ao aplicar as teorias da etnobotânica para compreender e analisar sistemas socioecológicos complexos. Isso foi fundamental para interpretar as interações entre fatores socioeconômicos, culturais e ecológicos, oferecendo uma base teórica robusta para examinar o conhecimento e uso da biodiversidade. Nesse sentido, a teoria socioecológica da maximização demonstrou sua aplicabilidade como ferramenta metodológica não apenas para documentar práticas tradicionais, mas também para modelar a sustentabilidade da coleta em diferentes contextos locais.

Conclui-se que o conhecimento tradicional dos AFSV, aliado às teorias etnobotânicas, representa um modelo de análise e manejo que pode ser replicado em outros contextos socioecológicos. Ao propor diretrizes claras e aplicáveis para a gestão de PFNMs, a tese reforçou a importância de incorporar perspectivas locais em políticas públicas, garantindo tanto a conservação da biodiversidade quanto à proteção dos direitos culturais e econômicos das comunidades tradicionais.

Com base nos resultados, proponho um **protocolo metodológico aplicável** para a avaliação da sustentabilidade na coleta tradicional de PFNMs, que poderá ser integrado às diretrizes da Política Nacional de Conservação de Espécies Botânicas. Esse protocolo consiste em três etapas principais:

1. **Avaliação do contexto socioecológico local:** Identificar a importância cultural e econômica da (s) espécie (s) coletada (s), os métodos e frequência de coleta, além de documentar as estratégias de manejo utilizadas a partir de um levantamento socioeconômico. A Teoria socioecológica da maximização é um bom referencial teórico para ser seguido no sentido de explicar padrões de conhecimento e uso dos recursos coletados.
2. **Estudos ecológicos e populacionais:** Realizar análises da dinâmica populacional trienais em áreas manejadas e não manejadas, empregando ferramentas como Modelos de Projeção Integral (IPM) e experimentos de resposta populacional para mensurar os impactos das práticas de coleta. O delineamento amostral e tratamentos empregados devem ser criados mediante o contexto local de como a coleta e manejo associado é realizado. Deve também apresentar a participação efetiva de especialistas locais das comunidades tradicionais envolvidas
3. **Estratégias práticas de manejo sustentável:** Elaborar calendários de coleta baseados na capacidade suporte das espécies e, em situações onde a coleta não for sustentável, propor mecanismos compensatórios, como incentivos econômicos para práticas alternativas e diversificação das cadeias produtivas.

PRINCIPAIS LIMITAÇÕES DO ESTUDO:

A partir de uma análise crítica da presente tese, acreditamos que as principais limitações encontradas são respectivamente:

- (i) A identificação taxonômica das etnoespécies de PFNM conhecidos e coletados pelos Apanhadores de Flores Sempre-Vivas foi baseada principalmente no acervo científico e pessoal da CODECEX, visto que a pandemia limitou a frequência de campanhas de campo para turnês guiadas e coleta de dados botânicos. Acreditamos que isso comprometeu a identificação de espécies de capins e ramos, cujo acervo da

CODECEX é menor quando comparado às inflorescências e botões florais identificados. A pandemia também foi um limitante para abordagens mais amplas da presente tese (ver tópico Estratégias de Pesquisa).

- (ii) A coleta de sementes para a análise de viabilidade temporal no artigo 2 foi realizada a partir da coleta de inflorescências adjacentes às parcelas, independentemente dos tratamentos, para verificarmos a taxa de viabilidade na coleta precoce e coleta tardia. Acreditamos que a coleta das inflorescências presentes dentro das parcelas de cada tratamento poderia ser interessante para avaliar se as práticas de coleta e uso do fogo podem alterar a frequência de sementes produzidas e possíveis variações de viabilidade de germinação entre os tratamentos.
- (iii) No artigo 3, utilizamos dois intervalos de tempo (2017-2018; 2018-2019) para a realização dos modelos de projeção integral e os experimentos de resposta da tabela de vida. No entanto, nossa proposta inicial constituía de três intervalos de tempo, contendo também dados demográficos para o ano de 2020. No entanto, a proposta foi revogada devido à pandemia de 2020. Apesar de não comprometer a qualidade dos resultados, o ano adicional poderia vislumbrar possíveis especificidades ecológicas não observadas em três anos de coleta de dados.

PROPOSTAS DE INVESTIGAÇÕES FUTURAS:

Assim como em *C. elegans*, outras espécies coletadas por Apanhadores de Flores Sempre-Vivas são classificadas em risco de extinção utilizando a coleta como um fator de ameaça, justificativa e/ou avaliação de risco. Como nossos resultados evidenciaram que as práticas de coleta tradicional tardia e uso do fogo estão relacionadas ao crescimento populacional da espécie, nós sugerimos que estudos em dinâmica populacional também sejam realizados urgentemente para *Syngonanthus laricifolius* (Gardner) Ruhland (Vulnerável - VU); *Xyris cipoensis* L.B.Sm. & Downs (Em Perigo - EN); *Xyris platystachya* L.A.Nilsson ex Malme (Criticamente em Perigo - CR); *Actinocephalus deflexus* F.N.Costa (Em Perigo - EN); *Comanthera ruprechtiana* (Körn.) L.R.Parra & Giul. (Dados Deficientes - DD); *Smilax japicanga* Griseb. (Quase Ameaçada - NT); *Bowdichia virgilioides* Kunth (Quase Ameaçada - NT).

Além disso, é importante ampliar essa abordagem em dinâmica populacional para outras espécies que, apesar de não terem sido avaliadas, apresentam grande interesse cultural e volume coletado, como *Comanthera elegantula* (Ruhland) L.R. Parra & Giul., *Comanthera*

centauroides (Bong.) L.R.Parra & Giul., *Rhynchospora speciosa* (Kunth) Boeckeler, *Ptychopetalum olacoides* Benth., *Xyris melanopoda* L.B.Sm. & Downs, *Comanthera dealbata* (Silveira) L.R.Parra & Giul.. Dessa forma, é possível identificar especificidades ecológicas dessas espécies, o que é essencial para consolidar modelos sustentáveis de coleta e tornar as classificações de espécies botânicas em risco de extinção de forma socialmente justa.

Procedimentos avaliativos para determinar a sustentabilidade da coleta dessas espécies podem incluir a análise do crescimento populacional sob diferentes regimes de fogo (como anual e bianual), combinada com a mensuração das intensidades de coleta em cada tratamento. Esses parâmetros têm o potencial de gerar resultados mais precisos, auxiliando na formulação de estratégias de conservação baseadas no volume coletado.

Adicionalmente, estudos que examinem as dinâmicas de crescimento populacional dessas espécies podem destacar a relevância do ressemeio em comparação com áreas onde ele não ocorre. Essa abordagem reforça a importância do conhecimento tradicional como componente essencial em práticas de conservação, evidenciando sua contribuição para a sustentabilidade e o manejo responsável dos recursos naturais.

ORÇAMENTO DO PROJETO:

Este estudo foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por meio de Bolsa (proc. n. 88887.633851/2021-00) para o estudante Thiago da Silva Novato e do Programa de Apoio à Pós-graduação (PROAP). O estudo também contou com o financiamento do Centro Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, (425908/2016-0) e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG, CRA APQ 03937/16). As despesas para coleta de dados incluem a compra de material de papelaria e campo, aluguel de carro, combustível, estadia, alimentação, transporte e bolsas individuais.

Para o primeiro artigo, foram gastos aproximadamente R\$10.000 para 47 dias de coleta de dados nas cinco comunidades estudadas, onde 66 famílias foram entrevistadas, o que totaliza R\$212.76 de gastos diários. Esse valor não inclui tabulação e análise dos dados. Também não inclui a redação, revisão e tradução futura do artigo.

Para os segundo e terceiro capítulos, um total de 60 dias (média de 20 dias para os anos de 2017, 2018, 2019) foram usados para aferição e monitoramento de 19.973 indivíduos de *C. elegans* nas duas comunidades estudadas. A equipe de coleta foi de 10 pessoas. Dessa forma, o valor dispendido para a execução dessas atividades foi de aproximadamente R\$55.000, 00.

As atividades devolutivas da pesquisa despendiaram um valor médio de 8.000,00.

ANEXO I: Entrevista Semiestruturada

Código da entrevista: _____ Data: _____ Município _____

Comunidade: _____ Entrevistador: _____

Presença de mais pessoas durante a entrevista? Quem?

Perfil socioeconômico do entrevistado

Idade: _____ Sexo: _____ Escolaridade _____ Tempo que mora na comunidade: _____
Quantas pessoas vivem na residência? Quantos anos cada pessoa tem?

Atividades que vocês desenvolvem para o sustento da família?

Atividades	Descrição (o que não vende identificar com asterisco)	Renda (R\$/mês)
Cultivos e hortas (<i>vende para PNAE ou PAA?</i>)		
Criações (<i>quais animais você cria?</i>)		
Emprego		
Aposentaria		
Serviço de Roça (Diária para outras pessoas da comunidade)		
Panha (mercadorias de campo) – <i>perguntar o ganho da ultima safra</i>		
Artesanato		
Benefícios do Governo		
Outros (<i>Tem mais alguma coisa que vende? Ou faz que dá dinheiro?</i>)		

Das pessoas que moram contigo, quais ajudam no sustento da família? Como?

Com o que você e sua família mais gastam em um mês (perguntar quanto gasta em média em cada item)
Alimentação _____, Açougue _____, Farmácia _____, Criação (medicamentos, ração) _____
_____, Transporte (você tem que ir para _____ cidade? Como você vai? _____)

Outros _____

Conhecimento e uso de sempre-vivas

Desde quando você usa a serra/chapada? Perguntar sobre a primeira memória

Quantas áreas de coleta (*campos ou vargens*) você tem o costume de visitar? Para cada área, perguntar: Qual a distância dessa área em horas caminhadas/andando? Tem algum local que você não visita para coletar? Qual a dificuldade de acessar essa área (*pontuar entre 0 e 10, sendo o 10 o mais difícil e 0 o mais fácil*)?

Nome da área	Distância	Vai ou não, porque não?	Dificuldade

Quantas pessoas que ajudam na coleta? Quem são?

Vocês fazem alguma coisa para conseguir coletar mais dessas mercadorias? Ou para conseguir carregar mais? Por exemplo vocês usam burro, jegue ou cavalo para trazer a coleta (*quantos de cada*)?

Durante o tempo da coleta, vocês moram nos campos ou vão e voltam para casa? (*Perguntar onde fica o rancho ou a lapa*)

O que faz com que vocês colem mais uma espécie do que outra (*Incentivar dando exemplo da tabela*)?

Tem mais alguma coisa que tem faça coletar mais de um do que de outro?

Você tem alguma preferência de coleta por alguma mercadoria de campo?

Tem que ter algum cuidado ou zelo com as mercadorias de campo para elas continuem dando todo ano? *Colocar a descrição e a frequência.*

E na hora de panhar tem que ter algum cuidado?

Quando você chega no campo e vê que está na hora de coletar?

O que acontece se você não coleta ela assim (*citar a resposta anterior*)?

E tem algum problema para mercadorias de campo se você coletar sem estar madura\aberta? (*citar as respostas anteriores*)

E pode coletar tudo que está no campo? Então fica alguma coisa lá campo?

E agora eu queria entender como é a produção de sementes destas mercadorias, você sabe?

Depois que você coleta, onde você arruma o feixe? Cai alguma coisa? O que você faz com o que cai?

Você acha que alguma dessas mercadorias de campo está acabando (*ler a lista e perguntar quais*)? *Incentivar o porquê?*

Você usa o fogo nos campos em alguma época do ano? *Perguntar por que e como.*

Eu queria que você me contasse o que aconteceu na sua vida quando o parque chegou?

TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE ESCLARECIDO

(UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO)

TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

(PARA MAIORES DE 18 ANOS OU EMANCIPADOS)

Convidamos o (a) Sr. (a) para participar como participante da pesquisa (**Coleta tradicional de produtos florestais não madeireiros: políticas públicas, fatores socioeconômicos e dinâmica populacional**), que está sob a responsabilidade do (a) pesquisador Thiago da Silva Novato, Rua Silva Jardim 331, 36.015-390 – Telefone (32) 99938-0714, e-mail: thiagonovato799@gmail.com e está sob a orientação de: Gustavo Taboada Soldati, telefone: (32) 99941-7496, e-mail gustavo.soldati@ufjf.br.

Todas as suas dúvidas podem ser esclarecidas com o responsável por esta pesquisa. Apenas quando todos os esclarecimentos forem dados e você concorde com a realização do estudo, pedimos que rubrique as folhas e assine ao final deste documento, que está em duas vias. Uma via lhe será entregue e a outra ficará com o pesquisador responsável. Você estará livre para decidir participar ou recusar-se. Caso não aceite participar, não haverá nenhum problema, desistir é um direito seu, bem como será possível retirar o consentimento em qualquer fase da pesquisa, também sem nenhuma penalidade.

Nesta pesquisa pretendemos aprender sobre o conhecimento, uso, manejo e práticas de extração tradicional de flores sempre-vivas pelas famílias aqui da região e saber como fatores socioeconômicos (escolaridade, profissão, renda) contribuem para o número de espécies e quantidade de flores que vocês coletam nos campos. A ocasião que nos leva a realizar este projeto é a sua contribuição científica e o desenvolvimento de políticas públicas para a conservação da biodiversidade que sejam adequadas à realidade de vocês, além de ajudar a construir um outro estudo para a gente entender como a prática da coleta de flores contribui para a sobrevivência das espécies de flores.

Para esta pesquisa, faremos entrevistas com o senhor (a), usando um gravador de áudio (caso permita) e pediremos para nos ensinar sobre as flores sempre vivas da região, como e com quem aprenderam a coletar, quais são as espécies que vocês mais coletam, o período do ano em que as práticas mais acontecem e o quanto de flores vocês precisam para que possam ter condições de sobreviver durante o ano. Perguntaremos também alguns dados pessoais do senhor (a), de forma anônima, para compreendermos melhor o grau de importância social e econômica das flores para o seu cotidiano. Se possível, gostaríamos de acompanhar o senhor (a) até os campos onde você colhe as flores, para que a gente possa conhecê-las enquanto conversamos e aprendermos sobre como vocês colhem as flores, durante um ou dois dias. O tempo médio de nossa conversa e possível turnê guiada será de até 02 (duas) horas.

Os riscos envolvidos com sua participação na pesquisa serão mínimos, mas existentes. Um deles diz respeito ao contágio pelo vírus causador da covid- 19, mesmo com a vacinação vigente. Para diminuir os riscos de transmissão o entrevistador estará devidamente vacinado e executando medidas preventivas caso seja de seu interesse (uso de máscaras e álcool em gel). Também estamos cientes de que a coleta é um assunto delicado e conflitante na região devido as políticas de proibição de coleta impostas por Unidades de Conservação onde os produtos florestais não madeireiros ocorrem. O fornecimento dessas informações possa gerar um sentimento de fragilidade. Portanto, é possível que o senhor (a) possa se sentir ofendido ou se preocupe com sua possível identificação ao expor seu conhecimento, histórias de vida e informações relacionadas a coleta de flores, no entanto garantimos que sua identidade será garantida. Além disso, nossa equipe apresenta licença do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (Sisbio = 80993-1) e a coleta de amostras será realizada apenas pela equipe técnica. Todas as informações ligadas à sua identificação serão registradas por códigos. Em caso de possíveis turnês guiadas, nós nos certificaremos de fornecer equipamentos de proteção individual (capacete, perneiras), para evitar danos físicos decorrentes de tropeços ou quedas. Garantimos também que a CODECEX está ciente da pesquisa e que estará à disposição para quaisquer esclarecimentos.

Caso você se sinta desconfortável, pressionado ou indisposto, você terá o direito de interromper a entrevista a qualquer momento, que será rasgada e/ou apagada em sua presença. Apesar dos riscos, o que nos leva a realização do estudo é de beneficiar o processo de flexibilização das práticas de proibição impostas, mostrando e evidenciando, em conjunto com outros estudos, de que a coleta de flores e outros produtos florestais não madeireiros é sustentável e indispensável para a reprodução cultural e sobrevivência de vocês. A partir dessa pesquisa, nós poderemos fortalecer o protocolo biocultural das comunidades de Apanhadores de Flores Sempre - Vivas, que é um documento importante para a geração de políticas públicas de reconhecimento de suas formas de vida. Além disso, a publicação do estudo em revistas internacionais dá maior visibilidade na região dentro de um ponto de vista social e da importância de vocês para a conservação da natureza.

O pesquisador responsável pela pesquisa, Thiago da Silva Novato, se responsabilizará por possíveis danos, seguindo as penas dispostas nas leis que versam sobre a pesquisa com seres humanos e a pesquisa sobre o acesso ao conhecimento tradicional.

Os resultados dessa pesquisa estarão à sua disposição quando finalizada. Ela é importante para que juntos à CODECEX, possamos avançar no processo de legalização da coleta de flores de forma a conservar suas práticas, cultura e também garantir que as flores sempre vivas continuem existindo em grande quantidade na natureza.

Todas as informações desta pesquisa serão confidenciais e serão divulgadas apenas em eventos ou publicações científicas, não havendo identificação dos participantes da pesquisa, a não ser entre os responsáveis pelo estudo, sendo assegurado o sigilo sobre a sua participação. Os dados coletados nesta pesquisa (gravações, entrevistas, fotos, filmagens, etc), ficarão armazenados no Laboratório de Sociobiodiversidade da Universidade Federal de Juiz de Fora sob a responsabilidade do Professor Doutor Gustavo Taboada Soldati, no endereço acima informado pelo período mínimo 5 anos. Comprometo a garantir a segurança e confidencialidade dos dados coletados durante esta pesquisa. Estou ciente dos riscos potenciais relacionados ao armazenamento e manipulação de dados em ambientes virtuais, incluindo acesso não autorizado, roubo de dados, perda ou corrupção de dados e interceptação de dados. Para minimizar esses riscos, adotarei as seguintes medidas de segurança: Armazenarei os dados coletados em dispositivo eletrônico local, evitando o armazenamento em nuvem ou ambientes compartilhados; Utilizarei senhas seguras e atualizarei regularmente os sistemas de segurança; Limitarei o acesso aos dados apenas às pessoas autorizadas; Apagarei todos os registros de dados coletados em plataformas virtuais, ambientes compartilhados ou "nuvem" após a conclusão da coleta; Manterei registros de consentimento livre e esclarecido em local seguro. Além disso, garantirei que os participantes da pesquisa sejam informados sobre os riscos potenciais e as medidas de segurança adotadas para proteger suas informações. Estou comprometido em cumprir com as normas éticas e legais estabelecidas pela Resolução CNS nº 510/2016 e outras regulamentações aplicáveis.

Nada lhe será pago e nem será cobrado para participar desta pesquisa, pois a aceitação é voluntária, mas fica também garantida a indenização em casos de danos, comprovadamente decorrentes da participação na pesquisa, conforme decisão judicial ou extra-judicial. Se houver necessidade, as despesas para a sua participação serão assumidas pelos pesquisadores (ressarcimento de transporte e alimentação).

Em caso de dúvidas relacionadas aos aspectos éticos deste estudo, você poderá consultar o Comitê de Ética em Pesquisa – CEP/UFRPE no endereço: Rua Manoel de Medeiros, S/N Dois Irmãos – CEP: 52171-900 Telefone: (81) 3320.6638 / e-mail: cep@ufrpe.br (1º andar do Prédio Central da Reitoria da UFRPE, ao lado da Secretaria Geral dos Conselhos Superiores). Site: www.cep.ufrpe.br.

(assinatura do pesquisador)

CONSENTIMENTO DA PARTICIPAÇÃO DA PESSOA COMO PARTICIPANTE DA PESQUISA

(A)

Eu, _____, CPF _____, abaixo assinado pela pessoa por mim designada, após a leitura (ou a escuta da leitura) deste documento e de ter tido a oportunidade de conversar e ter esclarecido as minhas dúvidas com o pesquisador responsável, concordo em participar do estudo _____ (colocar o nome completo da pesquisa) _____, como participante da pesquisa (a). Fui devidamente informado (a) e esclarecido (a) pelo (a) pesquisador (a) sobre a pesquisa, os procedimentos nela envolvidos, assim como os possíveis riscos e benefícios decorrentes de minha participação. Foi-me garantido que posso retirar o meu consentimento a qualquer momento, sem que isto leve a qualquer penalidade.

Por solicitação de _____, que é (deficiente visual ou está impossibilitado de assinar), eu _____ assino o presente documento que autoriza a sua participação neste estudo.

Local e data _____

Assinatura

Presenciamos a solicitação de consentimento, esclarecimentos sobre a pesquisa e o aceite do participante da pesquisa em participar. (02 testemunhas não ligadas à equipe de pesquisadores):

Nome:	Nome:
Assinatura:	Assinatura: