



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**

**UNIVERSIDADE REGIONAL DO CARIRI**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ETNOBIOLOGIA E**

**CONSERVAÇÃO DA NATUREZA - PPGETNO**



**MARIA JULIA FERREIRA**

# **O processo de domesticação de paisagens nas savanas tropicais sul americanas**

Recife – PE

2023

MARIA JULIA FERREIRA

# **O processo de domesticação de paisagens nas savanas tropicais sul americanas**

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em  
Etnobiologia e Conservação da Natureza da UFRPE  
como parte dos requisitos para obtenção do título de  
doutora.

**Orientador:** Gustavo Taboada Soldati  
(Universidade Federal de Juiz de Fora)

**Coorientadores:** Charles Roland Clement  
(Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia) e  
Carolina Levis (Universidade Federal de Santa  
Catarina)

Recife – PE

2023

Maria Julia Ferreira. O PROCESSO DE DOMESTICAÇÃO DE PAISAGENS NAS SAVANAS TROPICAIS SUL AMERICANAS. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza (PPGETNO) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) como requisito parcial para obtenção do título de doutora.

Aprovada em 29 de maio de 2023

**BANCA EXAMINADORA**

**Prof. Dr. Gustavo Taboada Soldati**

Universidade Federal de Juiz de Fora  
Presidente da sessão de defesa – Orientador

**Prof<sup>a</sup>. Dra. Taline Cristina da Silva**

Universidade Estadual de Alagoas  
Membro interno ao PPGETNO

**Prof. Dr. Nivaldo Peroni**

Universidade Federal de Santa Catarina  
Membro externo a IES e ao PPGETNO

**Prof. Dr. André Braga Junqueira**

Universitat Autònoma de Barcelona  
Membro externo a IES e ao PPGETNO

**Prof. Dr. Guillaume Odonne**

Centre National de la Recherche Scientifique  
Membro externo a IES e ao PPGETNO

*Dedico aos meus pais, que nunca  
mediram esforços para apoiar os sonhos  
de seus filhos*

*“Os amores na mente  
As flores no chão  
A certeza na frente  
A história na mão”*

Para não dizer que não falei das flores, Geraldo Vandré

## **Agradecimentos**

Primeiramente agradeço aos apanhadores de Sempre-vivas, encantadores moradores da Serra do Espinhaço, que me ensinaram muito sobre sensibilidade, força e determinação. Em especial aqueles que me receberam em suas casas e compartilharam comigo suas histórias de vida.

Ao meu orientador Gustavo Soldati, sem ele este trabalho não seria possível. Obrigada por todos os questionamentos, sugestões e principalmente por todas as oportunidades.

À minha coorientadora, Carolina Levis, por toda a amizade e todo aprendizado proporcionado nestes anos; que venham novos trabalhos juntas.

Ao meu coorientador Charles Clement (meu desorientador, como você prefere ser chamado) por todos estes anos de trabalho lado a lado; você é o exemplo de profissional que eu gostaria de ser.

Aos coautores dos artigos, em especial Leonardo Chaves e Paulo Bernardino, que sempre estiveram dispostos a me ajudar e fizeram questão que eu aprendesse cada detalhe das novas técnicas que me apresentaram.

Aos meus parceiros de campo e trabalho remoto - em especial Priscila, Ana Clara e Thiago - obrigada por nunca deixarem de acreditar em mim, mesmo quando nem eu acreditava.

A Jucelly e Mayra, que foram minha família em Recife, por abrirem as portas para mim e fazerem eu me sentir em casa em meio a tantas mudanças. Desejo toda felicidade a vocês; além de muitos carnavais!

A minha família em BH, Jussara e Geraldo, que sempre me receberam como uma filha.

Aos colegas de programa, Arthur Ramalho, Reginaldo Gusmão, Luane Azeredo, Kamila Pedrosa, Janine, Paulo Melo, amigos maravilhosos com quem dividi angustias e alegrias.

Aos meus colegas desorientados de Manaus, Rubana, Ariel, Mariana, Tito, Giulia e Sara, muito obrigado pela companhia e amizade. Sinto-me feliz por poder contar com vocês.

Ao meu incansável companheiro de jornada, Layon Demarchi, pelo incentivo e carinho; e principalmente por compreender – e apoiar – minhas ausências.

Aos meus pais e irmãos, que são meus pilares, por apoiarem minha jornada nômade e por terem o dom de colocar um sorriso no meu rosto.

A equipe de Codecex, que confiou em mim e sempre me ajudou durante minhas passagens em Diamantina. Em especial ao Márcio Andrade, que me abrigou e cozinhou delícias para amenizar o frio de uma “amazonense” em Minas.

A CAPES, ao PPGETNO e a UFRPE, pela oportunidade.

Por fim agradeço, a todos os amigos que ouviram atentamente e contribuíram com ideias e reflexões sobre meu trabalho, ao longo destes anos.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	7
<b>ABSTRACT</b> .....	8
<b>INDROÇÃO GERAL</b> .....	9
<b>Objetivos e questionamentos</b> .....	9
<b>Estratégias de pesquisa</b> .....	11
<b>Estrutura da tese</b> .....	13
<b>CAPÍTULO I: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	15
<b>CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDO e GRUPO PARCEIRO DA PESQUISA</b> .....	20
<b>CAPÍTULO III: REVISÃO SISTEMÁTICA</b> .....	24
<b>Abstract</b> .....	24
<b>Introduction</b> .....	25
<b>Materials and methods</b> .....	28
<b>Results</b> .....	33
<b>Discussion</b> .....	40
<b>Data availability statement</b> .....	49
<b>Author contributions</b> .....	49
<b>Funding</b> .....	49
<b>Acknowledgments</b> .....	49
<b>Supplementary material</b> .....	50
<b>References</b> .....	50
<b>CAPÍTULO IV. ESTUDO DE CASO</b> .....	63
<b>Introdução</b> .....	64
<b>Métodos</b> .....	66
<b>Resultados</b> .....	72
<b>Discussão</b> .....	91
<b>Conclusão</b> .....	97
<b>Referências</b> .....	98
<b>Material Suplementar</b> .....	106
<b>CAPÍTULO VI: CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	108
<b>Principais conclusões</b> .....	108
<b>Contribuições teóricas e metodológicas da tese</b> .....	109
<b>Limitações do estudo</b> .....	111
<b>Orçamento (Custo do projeto)</b> .....	113
<b>Referências</b> .....	114
<b>Anexos</b> .....	122

## RESUMO

Sociedades de pequena escala transformam suas paisagens há milhares de anos, através de diversificados processos. Um deles é conhecido como domesticação de paisagens, que resulta em mudanças na estrutura, composição e dinâmica dos ecossistemas terrestres. Diversos estudos têm documentado como este processo ocorre em regiões tropicais úmidas, porém pouco se sabe sobre como o processo ocorre nas savanas sul americanas, ambientes com dinâmicas e padrões ecológicos específicos. Neste estudo propõe-se elucidar dimensões temporais e espaciais do processo de domesticação de paisagens típicas de savanas tropicais. Para alcançar tal objetivo propusemos uma estratégia multifacetada, usando as seguintes abordagens: (1) uma revisão sistemática, que permitiu saber quais são os padrões de manejo das unidades de paisagem feito pelos povos que habitam as savanas tropicais sul americanas e como estas estratégias estão relacionadas as diferentes culturas e diferentes paisagens; (2) uma investigação etnoecológica em uma região de savana brasileira, a Serra do Espinhaço (MG), utilizando diferentes métodos participativos, que nos permitiu descrever como os apanhadores de sempre vivas manejam as paisagens atuais e suas percepções das consequências da repressão das suas atividades; e (3) análises espaciais e temporais para avaliar as mudanças nas paisagens do território tradicional dos apanhadores de sempre vivas na Serra do Espinhaço nas últimas duas décadas e sua relação com a presença e ausência do manejo tradicional, que nos permitiu expor que após um período de forte repressão do manejo tradicional, impulsionado pelas políticas ambientais restritivas, ocorreram mudanças significativas nas paisagens e estas trouxeram consigo efeitos ecológicos e sociais para a região do estudo. Com isso, discutimos a importância do manejo tradicional na estruturação das paisagens savânicas e tornamos evidente a necessidade de reconhecer, retomar e incentivar o manejo tradicional para a conservação das savanas sul americanas.

Palavras-chave: Domesticação de paisagens; Savanas tropicais; América do Sul; Manejo tradicional



## ABSTRACT

Small-scale societies have been transforming their landscapes for thousands of years, through diverse processes. One is known as domestication of landscapes, which results in changes in the structure, composition and dynamics of terrestrial ecosystems. Several studies have documented how this process occurs in the tropical humid regions. However, little is known about how the process occurs in South American savannas, environments with specific dynamics and ecological patterns. In this study, we aim to elucidate temporal and spatial dimensions of the domestication process in typical tropical savanna landscapes. To achieve this goal we proposed a multifaceted strategy, using the following approaches: (1) a systematic review, which allowed us to know what are the management patterns of landscape units carried out by the people who inhabit the South American tropical savannas and how these strategies are related to different cultures and different landscapes; (2) an ethnoecological investigation in a Brazilian savanna region, Serra do Espinhaço (MG), using different participatory methods, which allowed us to understand how the *apanhadores de sempre vivas* manage the current landscapes and their perceptions of the consequences of the repression of their activities; and (3) temporal and spatial analyses to assess the changes in the landscapes in the traditional territory of the *apanhadores de sempre vivas* in the Serra do Espinhaço in the last two decades and their relationship with the presence and absence of traditional management, which allowed us to expose that after a period of strong repression of traditional management, driven by restrictive environmental policies, significant changes occurred in the landscapes and these brought ecological and social effects to the study region. With this, we discuss the importance of traditional management in structuring savannas landscapes and highlighted the need to recognize, resume and encourage traditional management for the conservation of South American savannas.

Keywords: Domestication of landscapes; tropical savannas; South America; traditional management

## **INDROÇÃO GERAL**

### **Objetivos e questionamentos**

Seres vivos são capazes de alterar as condições do ambiente em que vivem em diferentes escalas, estes tornam-se conseqüentemente favorecidos no meio transformado e podendo favorecer pressões seletivas que atuam também em outras espécies, fenômeno chamado de construção de nichos (ODLING-SMEE et al., 2003; LALAND, O'BRIEN, 2010). A construção de nichos é um evento - que pode envolver múltiplos processos - no qual é possível observar uma relação bidirecional, na qual o ambiente é transformado e as espécies se tornam mais ajustadas as condições dele. Entre as espécies construtoras de nichos salientam-se os humanos, pois estes são tão ativos e numerosos que alteram expressivamente padrões globais de biodiversidade, mudam a ecologia das paisagens e a demografia de populações de plantas, em outros termos, domesticam paisagens (CLEMENT, 1999; ELLIS, RAMANKUTTY, 2008). O conceito de domesticação de paisagens, um dos diversificados processos explicado pela construção de nichos, discorre sobre a capacidade humana de transformar ambientes, resultando em paisagens mais produtivas e favoráveis para os humanos (CLEMENT, 1999; BALÉE, ERICKSON, 2006; DENEVAN, 2011; ROOSEVELT, 2013; LEVIS et al., 2018), sendo um exemplo de construção de nichos bem sucedido para os humanos. Segundo pesquisas recentes, estas paisagens domesticadas se formam e se mantem em consequência de um conjunto de práticas de manejo que podem alterar processos ecológicos (SMITH, 2011; LEVIS et al., 2018).

Diversas pesquisas identificam legados humanos nas paisagens e expõe como povos pré-coloniais transformaram a estrutura e composição de formações florestais, assim como seus padrões ecológicos (BALÉE, 1989; DENEVAN, 2011; CLEMENT et al., 2015; ROBERTS et al., 2017; WATLING et al., 2017; LEVIS et al., 2017; 2018; FERREIRA et al., 2019). Tais pesquisas evidenciam o papel humano na configuração de paisagens do passado e, com isso, é válido assumir que as paisagens atuais podem ser o resultado de um processo de domesticação que vem ocorrendo desde o Pleistoceno superior, período marcado pelo início das atividades humanas ao redor do mundo e que levaram a alterações na distribuição de diversos grupos taxonômicos (BOIVIN et al., 2016).

Estudos têm documentado quais fatores ambientais são determinantes para a dinâmica da vegetação em paisagens de savana, cuja dinâmica ecológica e fatores limitantes são específicos (muitas vezes por conta de sua vegetação heterogênea e adaptada ao fogo) (STAVEN, 2011; HIROTA et al., 2011; LEHMANN et al., 2014). Porém, é importante ressaltar que as atividades humanas, pré-coloniais e atuais, também podem ter influência sobre a vegetação, principalmente porque humanos usam o fogo como principal ferramenta de manejo há milênios

(SCHOLLES, ARCHER, 1997; PAUSAS, KEELEY, 2009). Estas relações de causa e consequência são complexas e permanecem pouco exploradas nas savanas sul americanas. À vista disso, este estudo propôs a combinação de diferentes evidências para compreender o processo de domesticação nas savanas tropicais sul americanas.

Quando se trata da vegetação, levantamentos etnoecológicos têm se mostrado apropriados para analisar a relação entre o manejo humano e a estrutura da vegetação atual, pois é possível avaliar padrões ecológicos em gradientes de manejo humano (JUNQUEIRA et al., 2010; CASSINO et al., 2019; FERREIRA et al., 2019). As sociedades base destes estudos podem ser chamadas de “sociedades humanas de pequena escala” e compartilham os seguintes atributos (SMITH, 2012): 1) têm áreas de coleta de recursos bem definidas; 2) mantêm e atualizam constantemente o conhecimento e manejo sobre ecossistemas locais; 3) estabelecem diversificadas formas de manejar os recursos silvestres; 4) exibem uma capacidade inerente para modificar seus ecossistemas locais e mantêm e atualizam este comportamento durante múltiplas gerações e entre pares; e 5) ao construir nichos acabam aumentando a abundância e acessibilidade de espécies-alvo. Sabe-se também que tais sociedades tendem a ter padrões comportamentais, expressos por práticas de manejo, que podem levar a domesticação de plantas e paisagens (SMITH, 2011; LEVIS et al., 2018), e que as savanas sul americanas são bastante heterogêneas e foram ocupadas a milhares de anos (EITEN, 1972; HUBER, 1987; GUIDON, DELIBRIAS, 1986). Assim sendo, clarificar o processo de domesticação das savanas permitiu explorar similaridades e especificidades entre diferentes modelos conceituais, propostos para diferentes ecossistemas, e com isso, trazer avanços teóricos ao conceito.

Considerando o acima exposto, o principal objetivo desta tese é elucidar dimensões temporais e espaciais do processo de domesticação das paisagens típicas de savanas tropicais e evidenciar quais práticas de manejo estão envolvidas neste processo. Para alcançar este objetivo: 1) investigamos o processo de domesticação das paisagens tropicais de savana em duas escalas espaciais (continental e regional); 2) evidenciamos quais práticas de manejo e quais grupos humanos estão envolvidos neste processo; 3) avaliamos as influências dessas práticas nas diferentes unidades de paisagens que compõem as savanas; e 4) avaliamos mudanças nas práticas de manejo ao longo do tempo e a possível influência dessas mudanças na extensão das unidades de paisagem que compõem as savanas.

O Cerrado brasileiro, a maior savana da América do Sul e a mais biodiversa do mundo, com altos índices de endemismo (KLINK, MACHADO, 2005), tem registros de práticas de manejo que favorecem a heterogeneidade e diversidade da vegetação, e.g., o manejo de fogo (MISTRY et al., 2016). Este estudo teve como área de trabalho, a região meridional da Serra do Espinhaço, em Minas Gerais, onde é difícil encontrar áreas sem a presença de moradores,

que ali habitam e utilizam seus recursos como fonte básica de auto reprodução há milênios (RIBEIRO, 2008; BUENO, ISNARDIS, 2018). Atualmente os moradores locais, auto identificados como “apanhadores de sempre vivas”, reconhecidos como comunidades tradicionais, realizam diversas atividades nas diferentes paisagens da região, e.g. o extrativismo de frutos e flores nativas, a criação de gado e a agricultura de base familiar (MONTEIRO, 2011). Porém, estas comunidades passam por diversos conflitos territoriais, pois seus territórios ancestrais foram parcialmente sobrepostos a Unidades de Conservação de proteção integral, cujo as políticas de proteção ambiental restringiram o acesso e gestão tradicionais dos territórios (FÁVERO, MONTEIRO, OLIVEIRA, 2021). Além disso, os territórios tradicionais dos apanhadores de sempre vivas são alvo da expansão dos centros urbanos, das atividades de agricultura e pecuária intensivas e mineração, atividades que degradam os ecossistemas naturais e impedem o acesso dos moradores tradicionais (KLINK, MACHADO, 2005; FÁVERO, MONTEIRO, OLIVEIRA, 2021). Estes conflitos, principalmente com as Unidades de Conservação, geraram a demanda de um estudo que ajudasse os apanhadores de sempre vivas, com dados acadêmicos, a compreender como suas atividades influenciam as paisagens da região. Visto isso, este trabalho busca complementarmente promover dados científicos sobre a influência destas comunidades nas paisagens da região e expor os efeitos ecológicos e sociais da exclusão dos apanhadores de sempre vivas de seus territórios tradicionais. Acreditamos que esta tese, poderá promover subsídios para mediação de alguns destes conflitos.

Para tal, assumimos que os humanos têm interagido com paisagens da Serra do Espinhaço ao longo do tempo e que os povos atuais que moram na região usam e seguem transformando os legados deixados pelas populações passadas, além de terem herdado parte do conhecimento sobre sua gestão (SMITH, 2012; ARROYO-KALIN, 2016). Além disso, sabe-se que a vegetação atual carrega indicativos, em sua estrutura, do manejo atual e passado que permitem inferências sobre o papel humano na sua formação e/ou manutenção (STAHL, 2015). Para melhor entender o processo de domesticação em escala regional, propusemos também responder as seguintes perguntas: “Como humanos manejam paisagens da Serra do Espinhaço?” e “Quais os efeitos da repressão deste manejo na extensão das paisagens da Serra do Espinhaço?”. Nossa motivação com este trabalho, portanto, foi evidenciar a importância do manejo humano na domesticação, conservação e estruturação das paisagens savânicas.

### **Estratégias de pesquisa**

Os produtos desta tese se apresentam em duas escalas diferentes, sendo o primeiro em escala continental e o segundo em escala regional. No primeiro, devido a amplitude espacial do trabalho, focamos na utilização de dados secundários obtidos através de uma revisão sistemática

da literatura, apresentada no capítulo III. Revisões sistemáticas são recomendadas, em comparação a revisões narrativas tradicionais, pois elas permitem replicação dos caminhos e estratégias de busca feita pelos autores, fato que traz mais rigor científico aos trabalhos (MENGIST et al., 2020). Em nosso trabalho, optamos por conduzir a revisão através das principais coleções científicas para a área de biodiversidade: Web of Science, Scielo e Scopus. Todas essas plataformas permitem que os dados da busca sejam exportados com tabelas, o que facilitou a filtragem e processamento dos dados (MENGIST et al., 2020). A chave de busca utilizada foi criada para abranger conceitos, e possíveis sinônimos, comuns em pesquisas sobre *manejo e domesticação* feito por *povos indígenas e comunidades tradicionais* em regiões de *savana*. Este tipo de revisão, entretanto, muitas vezes exclui literatura cinza, que são publicações não indexadas, livros, entre outros, que podem conter informações relevantes para a discussão do trabalho (CEE, 2018). Considerando isso, decidimos pela inclusão de artigos previamente conhecidos que continham informações relevantes, para enriquecer assim nosso estudo. Nós os avaliamos para compreender porque estes não apareceram em nossas buscas sistematizadas, e observamos que alguns deles não eram indexados e outros não continham nossos principais termos de pesquisa no título, resumo ou palavras-chave, mas os continha no corpo do texto. Tais particularidades foram explicitadas no artigo, deixando assim claro para o leitor nossas estratégias de inclusão de trabalhos.

Para o segundo produto desta tese, um estudo de caso em escala regional apresentado no capítulo IV, optamos pelo uso de técnicas típicas de sensoriamento remoto, método considerado de baixo custo e eficiente para avaliar a cobertura do solo em áreas de grande extensão (LIU, 2006). Neste sentido, realizamos o treinamento de um modelo Random Forest para classificação de imagens, que é um método bastante preciso e computacionalmente mais rápido e leve do que outros métodos (GISLASON, BENEDIKTSSON, SVEINSSON, 2006). A escolha do satélite usado foi guiada pela amplitude temporal do estudo, assim sendo, optamos em usar somente imagens Landsat da região meridional da Serra do Espinhaço, disponíveis no banco de dados United States Geological Survey, que são reconhecidas por ter a maior cobertura fotográfica temporal e por serem de livre acesso (LIU, 2006; ALENCAR et al., 2020). Em conjunto, neste segundo produto, pela necessidade de compreender e descrever a dinâmica das comunidades locais e levantar dados para explicar como eles moldaram a diversidade ecossistêmica da região, ao longo do tempo (considerando antes e depois da criação/expansão das Unidades de Conservação que sobrepõe seus territórios), nós optamos por utilizar métodos participativos internacionalmente reconhecidos e amplamente utilizados (ALBUQUERQUE et al., 2014). As entrevistas semiestruturadas que são a forma mais básica de obtenção de dados em estudos etnoecológicos e possibilitam uma flexibilidade de aprofundar-se em temas que surgem durante

as entrevistas (ALEXIADES, 1996). A confecção de linhas do tempo participativas é comumente usada para identificar marcos temporais e mudanças comportamentais ao longo de um período de tempo. As turnês guiadas são eficientes para trabalhar em campo com os principais informantes da pesquisa, com o objetivo de aprofundar o entendimento das dinâmicas ecológicas locais (ALBUQUERQUE et al., 2014). Os mapas participativos, além de fácil execução, são conhecidos por promoverem uma aproximação com as comunidades locais e possibilitarem a compreensão dos significados dos espaços e seus respectivos usos para o grupo humano parceiro da pesquisa (DE BOEF, THIJSEN, 2007).

De forma integrada, os capítulos III e IV, demonstram, juntos, a importância dos povos e comunidades tradicionais na manutenção das paisagens que compõem as savanas. Isso porque, no capítulo III propusemos um novo modelo conceitual sobre os padrões de domesticação das savanas. E no capítulo IV, apresentamos dados regionais que corroboram com o modelo e sugerimos quais seriam os efeitos ecológicos e sociais da repressão do processo de domesticação das savanas. Além disso, neste capítulo apresentamos os avanços teóricos sobre o processo de domesticação de paisagens, destacando as especificidades das savanas tropicais sul americanas.

### **Estrutura da tese**

O primeiro capítulo desta tese trata-se da Fundamentação Teórica. Este capítulo é focado na apresentação dos principais eixos teóricos sobre os quais a tese se fundamenta. O segundo capítulo refere-se à apresentação da área de estudo e do grupo humano parceiro da pesquisa. Neste apresentamos com maior detalhamento as particularidades da região do estudo e das comunidades parceiras do estudo.

O terceiro capítulo é apresentado em formato de artigo científico e, nele, buscamos sintetizar as práticas de manejo realizadas pelas sociedades de pequena escala nas savanas sul americanas; compilar as espécies foco do manejo direto; e expor o papel das práticas de manejo na transformação e manutenção dos ecossistemas que compõem as savanas sul americanas. Neste capítulo, também buscamos testar a hipótese de que as formas de manejo variam com ecossistemas e as matrizes culturais. Para tal fizemos uma revisão sistemática, na qual pudemos levantar as práticas de manejo típicas das savanas sul americanas e expor através de um modelo conceitual como elas se distribuem no mosaico de ecossistemas. Pudemos também apontar algumas espécies que são foco do manejo direto e que estão potencialmente em algum estágio de domesticação.

O quarto capítulo refere-se a um segundo artigo científico, no qual investigamos os efeitos da repressão de práticas de manejo nas paisagens da savana brasileira. Nele buscamos

apresentar de forma detalhada como o grupo humano parceiro dessa pesquisa, os apanhadores de sempre vivas, classifica e maneja as diversificadas paisagens da Serra do Espinhaço. Além disso, investigamos as possíveis causas e consequências da repressão desse manejo, descrevemos as percepções locais sobre essa repressão nas unidades de paisagens e mapeamos a extensão e distribuição das paisagens ao longo de duas décadas. Para tal, combinamos métodos participativos e análises de dados de sensoriamento remoto, que nos permitiram explorar mudanças nas unidades de paisagens ao longo do tempo.

O quinto e último capítulo da tese trata-se das Considerações Finais. Nele apresentamos uma breve discussão unindo as evidências apresentadas nos capítulos anteriores; e uma sucinta exposição de nossas contribuições teóricas. Abordamos também, nesta seção final da tese, quais as limitações encontradas na realização deste estudo e sugerimos temas para futuras pesquisas.

## CAPÍTULO I: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Humanos têm interagido com recursos naturais há milhares de anos e se destacam pela capacidade modificar ecossistemas e diversas funções ecológicas (BOIVIN et al., 2016). Devido a tal destaque, pesquisadores de diversas áreas, mas com grande aporte da Etnobiologia, têm buscado entender como as pessoas interagem com o meio em que vivem e como elas obtêm recursos para suprir necessidades culturais e materiais; assim como as consequências destas relações para os ecossistemas e seus recursos (ALBUQUERQUE et al., 2019). Historicamente, a Etnobiologia evoluiu de trabalhos descritivos, ricos em listas utilitaristas, para trabalhos que buscavam contextualizar ecologicamente a relação dos humanos com diferentes recursos naturais (HUNN, 2007). Atualmente a disciplina tem buscado reforçar o protagonismo de povos indígenas e povos e comunidades tradicionais, por meio de investigações interdisciplinares, e propondo uma decolonização do modo de fazer ciência (MCALVAY et al., 2021).

Apesar do avanço da Etnobiologia, por muito tempo, prevaleceu na Biologia da Conservação, outra disciplina que também se preocupa com o duo “humanos-ambiente” o pensamento preservacionista que, de outra maneira, desconsiderava a íntima interdependência entre natureza (biodiversidade) e culturas, sustentando a compreensão de que os ecossistemas “naturais” são e devem ser intocados (DIEGUES, 2008). Derivado disso, surgiram muitos artigos, conceitos ecológicos e políticas de conservação e restauração que excluem a presença e importância humana no sistema ecológico (DENEVAN, 2011). Contudo, uma visão mais abrangente e inclusiva vem sendo aceita e construída (SARRAZIN, LECOMTE, 2016), na qual, a maioria dos biomas mundiais e suas áreas “naturais” apresentam, na realidade, um longo e significativo histórico de uso humano (ELLIS, BEUSEN, GOLDEWIJK, 2020). Com isso, é crescente o número de trabalhos que se utilizam do conhecimento ecológico tradicional para acessar informações ecológicas ou destacam a importância da participação de povos indígenas, povos e comunidades tradicionais na construção e aplicação de estratégias de conservação (BERKES et al., 2000; HUNTINGTON, 2000; TURVEY et al., 2015).

Outra linha de pesquisa interdisciplinar que investiga esta interação entre humanos e ambientes é a Ecologia Histórica, esta inclui o elemento tempo na busca por respostas sobre como os humanos tem alterado e conservado o meio em que vivem. Esta, ademais, procura compreender as consequências destas interações na formação de culturas e paisagens contemporâneas e do passado (BALEÉ, 1989). A Ecologia Histórica, proposta por William Baleé, assume que os seres humanos são agentes de manejo que atuam no ambiente causando alterações no sistema natural ao longo do tempo. Uma vez modificados por humanos, ambientes naturais sempre apresentarão vestígios desta manipulação, ainda que muito sutis (BALEÉ,



ERICKSON, 2006). Estas perturbações nas paisagens podem ser classificadas em dois níveis, (1) distúrbios críticos, que seriam aqueles com maior impacto, e.g., o desmatamento de corte raso e os monocultivos fertilizados quimicamente; e (2) distúrbios intermediários, que não resultam na diminuição de diversidade, por exemplo a substituição parcial de espécies e as pequenas áreas abertas para agricultura de pequena escala (BALEÉ, 2006). Segundo Baleé e Erickson (2006), é possível observar os efeitos de distúrbio intermediários mediados por seres humanos, ainda que sutis, na diversidade alpha, representada pelo número de espécies restrito a um local, e também na beta, aquela relacionada a comparação do número de espécies entre áreas. Ao incluir o tempo nas investigações da Ecologia Histórica, o conhecimento ecológico tradicional também se mostra eficiente, pois os saberes relacionados aos aspectos ambientais do passado são mantidos ao longo de gerações (KAI et al., 2014). Estudos no campo multidisciplinar da Ecologia Histórica vêm crescendo no Brasil, e podem servir de base para mudanças nas políticas públicas, uma vez que justamente reconhecem o papel dos povos indígenas e dos povos e comunidades tradicionais na conservação de ambientes (LAZOS-RUÍZ et al., 2021).

A Ecologia Histórica propõe algumas premissas importantes para o presente estudo: (1) praticamente todos os ambientes da terra foram afetados pelos seres humanos; (2) grupos humanos distintos impactam as paisagens de diferentes maneiras; e (3) ações humanas nas paisagens podem ser estudadas como um fenômeno integrado (BALEÉ, 2006). Esta noção de que os ambientes têm uma história foi importante para desconstruir o conceito de “natureza intocada”, tornando-se cada vez mais comuns abordagens que consideram os seres humanos como parte dos ecossistemas, além de serem agentes transformadores. Uma teoria que encaixa-se perfeitamente com os pressupostos da Ecologia Histórica é a Teoria da Construção de Nichos (TCN), que se insere dentro da Biologia Evolutiva, enfatizando a capacidade dos organismos de modificarem seus nichos, por meio de seus metabolismos, atividades ou escolhas, com o resultado de que as pressões de seleção existentes naturalmente no ambiente se tornam menos impactantes para os organismos construtores, facilitando sua adaptação (ODLING-SMEE et al., 2003; LALAND, O'BRIEN, 2010). O conceito de nicho discorre sobre meios físicos e biológicos que uma espécie precisa para sobreviver e reproduzir, nichos de diversas espécies podem se sobrepor, ou seja, um mesmo ambiente pode conter diversos nichos (ODLING-SMEE et al., 2003).

O nicho humano pode ser muito diversificado e, por isso, seres humanos sobressaem-se dentre os organismos construtores, pois foram capazes de se espalhar pelo globo terrestre alterando ambientes e contornando desafios relacionados a diferenças climáticas e a disponibilidade de recursos (LALAND, O'BRIEN, 2010). Atribui-se a este sucesso o fato que

peças utilizam critérios culturais para alterar o ambiente e estas mudanças são baseadas na aprendizagem e nas informações transmitidas socialmente (ALBUQUERQUE et al., 2017). Estudos linguísticos corroboram tal afirmação e mostram que sociedades indígenas podem gravar informações relevantes por centenas de anos, usando apenas a transmissão oral (BALEÉ, 2008).

Ao assumir humanos como agentes transformadores é preciso reconhecer que aspectos culturais também influenciam nas atividades que tem implicações evolutivas para organismos e ambiente (ALBUQUERQUE et al., 2015). Considerando isso, uma extensão da TCN é proposta: A Teoria de Construção Cultural de Nichos (TCCN), pois assume que diferentes estratégias culturais são responsáveis por sustentar as populações humanas em ambientes ricos em recursos (SMITH, 2012). Segundo Bruce Smith (2012), uma das principais premissas da TCCN é que todas as sociedades de pequena-escala compartilham um conjunto coerente de padrões comportamentais responsáveis por alterar paisagens. No passado, paisagens foram consideradas apenas “um pedaço de terra”, porém atualmente é comum que as paisagens sejam definidas como ambientes físicos socializados por ações humanas e que são resultados de interações passadas (CRUMLEY, 2007; DESCOLA, 2016). Paisagens são, portanto, definidas como ambientes reconhecidos por humanos pelo agrupamento de atributos visuais como relevo, vegetação, solos e incorporando também as modificações feitas pelos próprios humanos (ZONNEVELD, 1989). Podemos também considerar que paisagens são ambientes com diferentes graus de codependência com os humanos, que tem como alicerce as interações complexas aprimoradas ao longo do tempo (TERRELL et al., 2003; CRUMLEY, 2007).

A TCCN possibilita também compreender o processo de domesticação (SMITH, 2012). A domesticação é definida como um processo em que humanos alteram paisagens ou características de populações de algumas espécies para torna-los mais favoráveis e produtivos (CLEMENT et al., 2021). A raiz da palavra domesticação vem do termo *domus*, em latim, que faz referência a casa e suas dependências, que incluem diferentes paisagens onde ocorre interação entre humanos e recursos naturais (TERRELL et al., 2003; CLEMENT et al., 2021). A domesticação de plantas é um processo co-evolutivo, onde a seleção resulta na mudança de fenótipos e genótipos das populações de plantas manejadas em diferentes ambientes; este processo também se baseia na propagação das características de interesse selecionadas (CLEMENT, 1999). Este processo transforma a organização ecológica de uma paisagem, pois, ao alterar a distribuição e/ou o fenótipo de uma população de planta, interfere-se também nas relações entre as plantas e outros agentes, como polinizadores e dispersores envolvidos em relações mutualísticas com as plantas (MILLA et al., 2015). Assim sendo, a domesticação de plantas está inserida num contexto maior: a domesticação de paisagens. Definida por Clement

(1999) como processos de manipulação humana capazes de alterar a ecologia das paisagens, tornando-as mais produtivas e seguras para os humanos.

A domesticação de paisagem é considerada um processo, pois é baseada em um conjunto de ações, comportamentos ou estratégias voltadas a atingir um objetivo. Estas estratégias são diversas, e nem sempre são intencionais, mas o objetivo comum é tornar as condições ecológicas favoráveis aos humanos e aos seus recursos de interesse (RINDOS, 1984; CLEMENT et al., 2021). Na Amazônia, foram documentadas oito práticas de manejo da paisagem que alteram processos ecológicos, resultando na formação e manutenção de florestas domesticadas: não remoção das plantas úteis, proteção das plantas úteis, atração de dispersores, dispersão humana, seleção fenotípica, uso do fogo, cultivo e alterações dos solos (LEVIS et al., 2018). Durante esse processo diversas populações de plantas são favorecidas, podendo ser domesticadas ou não.

Smith (2011) também propôs um modelo preditivo sobre o manejo de recursos silvestres por populações de pequena escala, onde são salientadas atividades comuns realizadas por humanos construtores de nichos. Elas são: modificações gerais na comunidade vegetal, como aumentar abundância de recursos alimentares; manejar sementes; transplante de fruteiras perenes; encorajamento de fruteiras perenes *in loco*; transplante e encorajamento *in loco* de raízes; e mudanças na paisagem para aumentar a disponibilidade de presas, por exemplo, a criação de açudes. As similaridades entre as práticas descritas por Levis et al. (2018) e Smith (2011) são evidentes. Nas savanas, algumas destas práticas também foram documentadas, e.g., enriquecimento de áreas com fruteiras pelo manejo de sementes, o transplante de mudas e uso do fogo (POSEY, 1985; HEAD, 1993; PINHO et al., 2011). O fator comum entre estas práticas é que elas aumentam a produtividade das diferentes paisagens, corroborando com o conceito de paisagens domesticadas proposto por Clement (1999). É importante frisar que nem toda prática é feita para atingir o objetivo de aumentar recursos na paisagem, mas isso pode ocorrer de forma secundária (STAHL, 2015). Isso porque algumas ações humanas são espontâneas e podem levar a alteração na comunidade vegetal, e.g., deixar sementes para trás em trilhas, a abertura de clareiras ou o abandono de acampamentos (POSEY, 1985; HEAD, 1993; MATHER, 2003; RIVAL, 2007).

Assim pode-se afirmar que a domesticação é o resultado das melhorias feitas por humanos em diversificados ambientes (SMITH, 2012) e o processo pode ser explicado de forma simples: humanos desenvolvem práticas de manejo para otimizar a disponibilidade de recursos ou se expressar culturalmente e, conseqüentemente, melhorar suas condições de vida. Nas savanas, algumas práticas, associadas a seus objetivos, já foram descritas na literatura: o aproveitamento de clareiras naturais nas manchas florestais para a construção de quintais,

visando aumentar os recursos alimentares (FERNANDES et al., 1985; HEMP, 2006; MARCHANT, LANE, 2014) ou a renovação de plantas herbáceas com o uso do fogo controlado, visando estimular a alimentação animal de espécies silvestres e domésticas (RODRÍGUEZ, 2007; HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ et al., 2011). Porém o esforço de sistematizar estas práticas para a diversidade de ambientes que compõe as savanas segue incipiente. Criar modelos teóricos para o processo de domesticação das savanas, pode auxiliar na compreensão do processo de forma mais ampla, e tal compreensão é fundamental para explicar o sucesso da espécie humana ao longo do tempo (GRAEBER, WENGROW, 2021) e o papel dos humanos na conservação destas paisagens. Isso porque, modelos teóricos possibilitam prever o funcionamento dos ecossistemas e identificar as variáveis envolvidas, sendo possível isolar algumas dessas variáveis, permitindo melhor compreensão da relação entre elas.

Clement e colaboradores (2015) sugeriram que as sociedades complexas do Holoceno médio e tardio foram capazes de se expandir em regiões ricas em recursos, tornando-se responsáveis pela criação de paisagens domesticadas, deixando ambientes já alterados para os povos atuais. Tal afirmação, abre premissa para assumirmos que as savanas sul americanas, habitadas há milhares de anos (VIALOU et al., 2017), também tenham passado, ou estejam passando, pelo processo de domesticação. Konings (2017) afirma que a domesticação de paisagens está ocorrendo nos dias de hoje. As paisagens estão em constante mutação devido a interação com humanos (BALEÉ, 1989), e por isso, é fundamental compreender como o processo de domesticação ocorre - tanto espacial, quando temporalmente - em regiões ricas em diversidade, como as savanas, para que a partir disso possamos estudar as dinâmicas e pressões seletivas de cada ecossistema.

## CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDO e GRUPO PARCEIRO DA PESQUISA

O estudo tem como foco as savanas tropicais sul americanas. Este tipo de formação cobre um oitavo da superfície terrestre, tendo representação nas Américas, na África e na Austrália (SCHOLES, ARCHER, 1997). São incluídas nesta terminologia áreas com a predominância de paisagens que contêm uma vegetação contínua de herbáceas e um estrato arbóreo descontínuo (EITEN, 1972; HUBER, 1987). Estas paisagens são influenciadas pelas pressões da precipitação anual, da sazonalidade marcada, pela topografia, pelos solos e por distúrbios, principalmente pelo fogo (STAVER, 2011; HIROTA et al., 2011; LEHMANN et al., 2014; MOURA et al., 2019). Este conjunto de fatores são típicos e determinantes das regiões de savanas tropicais, fatores que as tornam tão distintas (SCHOLES, ARCHER, 1997). Porém, é importante ressaltar que as atividades humanas, pré-históricas e atuais, podem influenciar na estrutura da vegetação destes ambientes, principalmente por usarem o fogo como principal ferramenta de transformação ambiental há milênios (SCHOLES, ARCHER, 1997, PAUSAS, KEELEY, 2009). Devido à influência humana, histórica e atual, torna-se difícil afirmar que somente fatores ambientais influenciam a estrutura e a dinâmica vegetacional das savanas.

Todas as savanas possuem fisionomias que incorporam ecossistemas florestais, savânicos e campestres, apresentados comumente em forma de mosaico (HUBER, 1987), sendo diferenciados principalmente pela quantidade de indivíduos lenhosos (RIBEIRO, WALTER, 2008). Os ecossistemas campestres, referenciados comumente na literatura como *grasslands*, são aqueles sem espécies lenhosas; os ecossistemas savânicos apresentam espécies lenhosas baixas formando um estrato descontínuo aberto, muitas vezes referenciados como *tree and shrub savana* ou *bush savana*; e os ecossistemas florestais são aqueles com árvores agrupadas formando um dossel fechado, referenciados na maior parte das vezes como *woodlands* (SOLBRIG et al., 1996). É importante ressaltar que dentro de cada grande classe de ecossistema existe subclasses e que cada local tende a usar nomenclaturas próprias para referenciar-las (EITEN, 1972). O clima típico das savanas tropicais é Aw no sistema Köppen, que apresenta um inverno seco, uma média de 1500 mm de chuva por ano, sendo marcado por um período chuvoso e um seco; a temperatura é amena, variando de 22 a 27 °C em média anual (KLINK, MACHADO, 2005; SÁ-JÚNIOR, 2009).

Na América do Sul temos as seguintes áreas de savana tropical: 1) o Cerrado brasileiro, a maior em extensão; 2) os Llanos do Orinoco, com parte nos territórios da Colômbia e Venezuela; 3) o vale de Magdalena na Colômbia 4) as savanas da Guiana, que são aquelas localizadas no escudo das guianas; 5) a savana de Beni, também conhecida como Llanos de Mojos e/ou Mamore. Além destas, existem também pequenos fragmentos de savana dentro dos

limites da Amazônia, chamadas de 6) savanas amazônicas (HUBER, 1987; OLSON et al., 2001; ADENEY et al., 2016; ONF, 2017); mapa apresentado na Figura 1 do capítulo III.

As atividades humanas que modificam paisagens se iniciaram em diversas regiões do mundo no Pleistoceno superior e culminaram em alterações na distribuição de diversos grupos taxonômicos (BOIVIN et al., 2016); nas savanas tropicais sul americanas não foi diferente. Há registros que as ocupações humanas se iniciaram no cerrado brasileiro por volta de 27.800 anos antes do presente (AP) (VIALOU et al., 2017). Na região dos Llanos colombianos e venezuelanos existem registros diversificados de ocupações a partir de 2.800 AP, a região era um elo ambiental e cultural com as regiões circundantes (GÁSSON, 2002). Há indícios que os povos da região do rio Orinoco migraram para as savanas amazônicas, incluindo as da região da costa da Guiana por volta de 1.300 AP (STIER et al., 2020), porém há registros de ocupações mais antigas por volta de 3.000 AP (ROSTAIN, 2008). A savana de Beni tem indicativos de ocupação associada a campos de cultivo entre 8.000 e 10.000 anos atrás (ERICKSON, 1995; LOMBARDO et al., 2020).

Nosso estudo de caso será realizado em uma parcela da savana brasileira, a maior da América do Sul. Esta região se localiza no planalto diamantinense, Serra do Espinhaço Meridional, no estado de Minas Gerais (Figura 1 do Capítulo IV). Este planalto tem paisagens bem características formadas por superfícies elevadas e parcialmente aplainadas, entremeada de grandes afloramentos quartzíticos recoberta por diversas unidades de paisagem do Cerrado - campo rupestre, campo limpo, cerrado *stricto sensu* e veredas - que ali se dispõem em forma de mosaico (LINKE, 2008; MONTEIRO, 2011). A região conta com uma rede de pequenos rios, vertendo às bacias dos rios Jequitinhonha, São Francisco e Doce (ISNARDIS, 2013).

Trabalhos arqueológicos na região retratam dois períodos de ocupações pré-coloniais: um mais antigo, começando 10.000 anos antes do presente (AP), e outro cujas datações ocorrem entre 1300 e 600 anos AP (LINKE, ISNARDIS, 2012). Nos registros mais antigos, foi possível encontrar lascas de diversas variedades de quartzito, usadas em artefatos plano-convexos, indicando possíveis presenças de povos das tradições Itaparica na transição do Pleistoceno para o Holoceno (ISNARDIS, 2013). Nesta localidade, a ausência de cerâmicas sugere que as ocupações mais recentes eram horticultoras não-ceramistas, situação bastante rara na arqueologia brasileira (LINKE, ISNARDIS, 2012).

O relevo da região, dominada por afloramentos quartzíticos, permitiram a formação de abrigos, que são fendas que se abrem no meio da vertente rochosa, que em alguns casos contem grafismos rupestres (ISNARDIS, 2013). A ocupação destes locais é de difícil datação (LINKE, ISNARDIS, 2012) e, para tal, faz-se uso de comparações estilísticas e relações geográficas. A partir disso, acredita-se na possibilidade destes locais terem sido habitados por povos da

tradição Planalto por volta de 4340 e 2000 anos BP (LINKE, ISNARDIS, 2012). Segundo Linke e Isnardis (2012), existe um intervalo nas ocupações entre 8760 e 2750 anos BP, que pode caracterizar uma ausência de ocupações no Holoceno Médio ou apenas um viés amostral na arqueologia.

A região contém amplas reservas de diamantes e ouro que impulsionaram a ocupação colonial a partir do século XVIII (ISNARDIS, 2017); no século XX, a exploração se estendeu aos cristais da serra, atividade que se mantém até hoje (ISNARDIS, 2013). Atualmente, diversas comunidades humanas habitam a região e são muito integradas às dinâmicas das diferentes unidades de paisagem da Serra do Espinhaço (COSTA, 2006). Esta população é descendente da mistura de povos indígenas, quilombolas e europeus, e combinam em seu modo de vida diferentes formas de uso, conhecimentos e representações simbólicas de todas estas culturas (RIBEIRO, 2008).

Os grupos sociais atuais da região se auto definem como apanhadores de sempre vivas e são reconhecidos como comunidades tradicionais (BRANDÃO, 2012), vivendo múltiplas comunidades distribuídas em, pelo menos, 15 municípios do estado de Minas Gerais (FÁVERO, MONTEIRO, OLIVEIRA, 2021). Nome que referência à coleta, o manejo e o cultivo de espécies de “sempre-vivas”, pertencentes as famílias Eryocaulaceae, Xyridaceae e Cyperaceae, constituem uma importante fonte de renda local (MONTEIRO, FÁVERO, 2011; MONTEIRO, PEREIRA, GAUDIO, 2012). Entretanto, o sistema socioeconômico dos apanhadores de sempre vivas é composto por múltiplas atividades e tal pluralidade expõe uma flexibilidade condizente com as particularidades da região (MONTEIRO, 2011).

O modo de vida dos apanhadores concilia três principais atividades o cultivo agrícola de pequena escala, a criação de gado e a coleta de produtos não madeireiros (MONTEIRO, 2021). O cultivo, de base familiar, consiste na construção de quintais agrofloretais com alta densidade e diversidade de espécies alimentares ou na produção de diferentes tipos de “roças”, por meio de distintas formas de manejo, como a rotação com pousio de glebas. A criação é feita através da implementação de pastos, popularmente chamados de “mangas”, ou pelo pastejo livre em campos naturais. Já a coleta é focada em plantas ornamentais para comercialização, onde flores e botões “sempre-vivos” são protagonistas (MONTEIRO, 2021). Estas atividades podem ser compreendidas pela divisão espacial ou sazonal. Nas cotas altimétricas mais baixas, o cultivo e a criação de gado, em pasto plantados, são feitos durante a estação chuvosa. Enquanto a coleta e a criação de gado nos pastos naturais, atividades típicas das cotas mais elevadas, são feitas na estação seca (FÁVERO, MONTEIRO, OLIVEIRA, 2021).

O território destas comunidades de apanhadores de sempre vivas passa atualmente por relações conflituosas com os grandes empreendimentos, da pecuária, do monocultivo de eucaliptos e mineração, que alegam ter posse ou direitos sobre a terra e com unidades de conservação de proteção integral, que excluem e proíbem o acesso destas comunidades aos seus territórios ancestrais, violando o direito de acesso à biodiversidade (MARTINS, MONTEIRO, 2021). Por muitos anos, a política ambiental predominante no Cerrado, principalmente em unidades de conservação de proteção integral, pregava a exclusão do fogo dentro das áreas de proteção da biodiversidade (RAMOS-NETO, PIVELLO, 2000; SCHMIDT et al., 2016; SCHMIDT, ELOY, 2020). Esta política ficou conhecida como política de “fogo zero”, que vem sendo apontada, por especialistas, como uma das principais causas para os incêndios catastróficos no bioma, principalmente pelo excesso de material combustível que se acumula (FIDELIS et al. 2018; SCHMIDT, ELOY, 2020; PIVELLO et al., 2021). Considerando isso, as comunidades se organizaram politicamente na Comissão em Defesa dos Direitos das Comunidades Extrativistas (Codecex), com assento na Comissão Estadual de Povos e Comunidades Tradicionais e no Conselho Nacional de Povos e Comunidades Tradicionais, para lutar por seus direitos de uso e gestão territorial.

Esforços iniciais foram feitos para descrever como os apanhadores de sempre vivas manejam e se relacionam com a Serra do Espinhaço, destacando-se práticas intencionais que potencialmente levaram a domesticação das paisagens, como a criação de áreas de cultivo e quintais, a proteção de recursos *in situ*, a criação de áreas de reserva de alimentos e o uso do fogo controlado (SOLDATI et al., 2021). Houveram registros de práticas não intencionais feitas por eles, como o cuidado com as trilhas e alterações na fertilidade dos solos em volta das “lapas”, que são abrigos ou cavernas usadas como moradias na estação seca (SOLDATI et al., 2021). Devido estas e outras peculiaridades, o complexo sistema tradicional de manejo dos apanhadores de sempre vivas foi reconhecido pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) como o primeiro sistema brasileiro de patrimônio agrícola de importância mundial (Globally Important Agricultural Heritage Systems) (FAO, 2018).



## CAPÍTULO III: REVISÃO SISTEMÁTICA

Manuscrito publicado em *Frontiers in Environmental Science*.

---

**Indigenous and traditional management creates and maintains the diversity of ecosystems of South American tropical savannas.** 2022, 10: 809404. Authors: Maria Julia Ferreira; Carolina Levis; Leonardo Chaves; Charles Roland Clement; Gustavo Taboada Soldati. DOI: 10.3389/fenvs.2022.809404.

### Abstract

The tropical South American savannas have been occupied and manipulated by humans since the late Pleistocene. Ecologists consider that soils, hydrology, and seasonal precipitation influence the structure and composition of plants and the fire-proneness of savannas. However, the human influence on these dynamics remains uncertain. This is because little is known about human activities and what influence they have on the diversity of ecosystems. Considering this, our study sought to synthesize the management practices used by small-scale societies of the South American savannas, compile the species that are the focus of direct management, and demonstrate the role of this management in maintaining the diverse ecosystems that make up the savannas. We also set out to test the hypotheses that forms of management differ depending on the ecosystem and cultural matrices. To do so, we conducted a systematic review, in which we collected 51 articles with information about the management carried out by small-scale societies. From this, we categorized 10 management practices directed to ecosystems: protection of the ecosystem, enrichment of species, topographic changes, increased soil fertility, cleaning, prevention of fire, resource promotion, driving of game, swidden-fallow, and maintenance of ecosystem structure. We identified 19 native plant species whose populations are managed in-situ. These management practices have proven capable of keeping savanna and grassland ecosystems open and increasing the occurrence of forest ecosystems in the mosaic, as well as favoring plants of human interest in general. We note that there is a relationship between management practices with ecosystems and cultures, which suggests that both factors influence the management of landscapes. We conclude that management practices of small-scale societies are responsible for domesticating South American tropical savannas and that these savannas are composed of a mosaic of culturally constructed niches. The small-scale societies that inhabit these environments have important traditional ecological knowledge and strategies that enable the use, conservation, and restoration of savannas, extremely threatened by agribusiness today.

Keywords: landscape domestication, plant domestication, cultural niche construction, savannas, local management, indigenous management, traditional management, small scale societies.

## **Introduction**

Humans across the planet evolved in different ecosystems and their activities influenced these habitats, as well as the evolution of populations in numerous taxonomic groups (Cooke, 1998; Boivin et al., 2016; Roberts, 2019). Within the diversity of environments in the Neotropical region, savannas were a key part of early occupations (Lombardo et al., 2020), either because of their diversity of ecosystems and resources, or because of the evolutionary preferences inherited from Pleistocene hominids (Ellenberg and Mueller-Dombois, 1967; Eiten, 1972; Orians, 1980; Harris and Hillman, 2014; Roberts, 2019). The prevailing ecological thinking considers that the ecosystems that make up tropical savannas are mainly influenced by soils, hydrology, and seasonal precipitation, as these factors determine the structure and composition of plants and their propensity to fire (Staver et al., 2011; Hoffmann et al., 2012; Silva et al., 2013). Some authors draw attention to the fact that humans can influence these dynamics, as they can modify floristic composition and edaphic conditions (Hirota et al., 2011; Pinho et al., 2011; Lombardo et al., 2020) and they are mostly responsible for the appearance of fire (Ramos-Neto and Pivello, 2000). However, the extent of human influence on savannas remains unclear, as it is not known which practices are used, in what combinations, how they influence different ecosystems, and which plant species are most affected in this process.

Human influences on environments occur from the moment humans settle in new territories (Lombardo et al., 2020), and tropical South American savannas have a diverse occupation history (Denevan, 1966; Morey, 1976; Bueno and Isnardis, 2018). Early records are sparse, but make clear that the savannas were inhabited in the late Pleistocene and that, in this period, human activities were characterized by a dynamic of high mobility and initial recognition of environments (Bocanegra and Mora, 2012; Bueno and Dias, 2015; Vialou et al., 2017). In the Holocene, there is a greater number of archaeological records, which suggests sedentarization associated with population growth and diversification of strategies to adapt to the temperature oscillations and rainfall variations common in the period (Erickson, 1995; Gassón, 2002; Mayle et al., 2004; Rostain, 2008; Bueno and Dias, 2015; Bueno and Isnardis, 2018; Lombardo et al., 2020; Stier et al., 2020).

At present, the tropical savannas of South America are the focus of urban expansion and intensive agriculture and ranching; these activities take advantage of open ecosystems and eliminate native vegetation, endangering biodiversity in general (Klink and Machado, 2005;

Hernández-Hernández et al., 2011; Eufemia et al., 2019). On the other hand, parts of these regions continue to be occupied by small-scale societies, who base their lifestyles on an intimate relationship with nature (Ploeg, 2009). Smith (2012) points out that these people, in the past or the present, share the following behavioral patterns: have well defined territories; maintain and update knowledge about local ecosystems, passing it on to future generations; create strategies to control wild resources; have the inherent capacity to modify ecosystems; and, through these modifications, increase the abundance and accessibility of resources of interest. These modifications made by small-scale societies generally do not result in a decrease in plant diversity (Balée, 2006). However, these modifications reduce the impact of existing natural selection pressures, making it easier for humans to adapt (Albuquerque et al., 2015).

These modifications also influence other species that interact with resources of human interest, directly or indirectly (Laland et al., 2016; Albuquerque et al., 2019). This process is the basis of Niche Construction Theory (NCT), which affirms that living beings can change environmental conditions at different scales, consequently becoming more adapted to the transformed environment (Laland and O'Brien, 2010; Odling-Smee et al., 2013; Albuquerque et al., 2019). When humans are the agents of landscape transformation, it is necessary to recognize that cultural aspects also influence their activities (Albuquerque et al., 2015; Coca et al., 2021). NCT helps explain and substantiate the process of plant domestication (Smith, 2012), which consists of humans selecting and managing phenotypes in wild populations, resulting in genetic, morphological, and demographic changes in the resulting populations (Clement, 1999).

This relationship between humans and plants is mutualistic and occurs through selection combined with management; it can occur in different locations and not only in food production systems, such as cultivated areas (Clement et al., 2021). By domesticating plant populations in their natural environments, even if at incipient levels, humans also domesticate landscapes (Casas et al., 1997; Clement, 1999; Allaby et al., 2021; Clement et al., 2021). Domesticated landscapes are created by the conscious and unconscious processes of manipulating ecosystems and the plants that compose them, resulting in more productive environments suitable for humans (Terrell et al., 2003; Casas et al., 2017; Hecht, 2017; Clement et al., 2021). This feedback between practice and result is one of the differentials of NCT (Matthews et al., 2014; Huebert and Allen, 2020; Davis and Douglass, 2021).

According to recent research, domesticated landscapes are formed and maintained as a result of a set of management practices that alter vegetation structure, floristic composition, and ecological processes (Smith, 2011; Levis et al., 2018). For tropical humid forests, theoretical models explain the mechanisms of management of species of human interest by indigenous and traditional communities that result in richer and more diverse forests (Clement, 1999; Levis et

al., 2018). Similarly, Smith (2011), who focused his investigation on the rich diversity of environments in North America, presented another conceptual model on the set of strategies focused on making environments richer in food. In the case of savannas, there are reports of small-scale societies in northern Australia that have a set of organized and directed burning practices, aimed at maintaining grasslands and savannas (Russell-Smith et al., 1997; Yibarbuk et al., 2001; Fletcher et al., 2020). In the savannas of northern Tanzania, there are reports of non-fire management practices, where the Chagga constantly manage their forest yards employing practices such as the toleration of species of interest and the removal of species of no use to humans (Fernandes et al., 1985). In general, these management practices are responsible for lasting legacies in ecosystems (Arroyo-Kalin, 2016), another feature of niche construction (Albuquerque et al., 2015).

In these varied theoretical perspectives, the process of constructing niches and domesticating landscapes is the result of valuing and promoting species and environments (Smith, 2012; Harris and Hillman, 2014; Allaby et al., 2021). Once occupied by humans, ecosystems become dependent on complex interactions with human societies, which can be described by interactive matrices of species and management strategies over time (Terrell et al., 2003; Crumley, 2007; Albuquerque et al., 2019). Valuation procedures, also called management practices, are learned collectively and created through an intimate relationship with the landscape, common in small-scale societies (Abraão et al., 2010; Smith, 2011; Silva et al., 2016; Balée, 2018; Levis et al., 2018). For a long time, it has been debated which factors guide these practices; some authors argue that practices are developed in the social environment and consequently are influenced by different cultures (Smith, 2012; Albuquerque et al., 2015); others adopted deterministic thinking where the environment would be the main factor related to this set of practices and strategies (Meggers, 2001). Today, historical ecology proposes a middle ground by assuming that environments and cultures evolved together and that landscapes are the result of this relationship, and therefore it is impossible to separate their effects (Arroyo-Kalin, 2016; Balée, 2018).

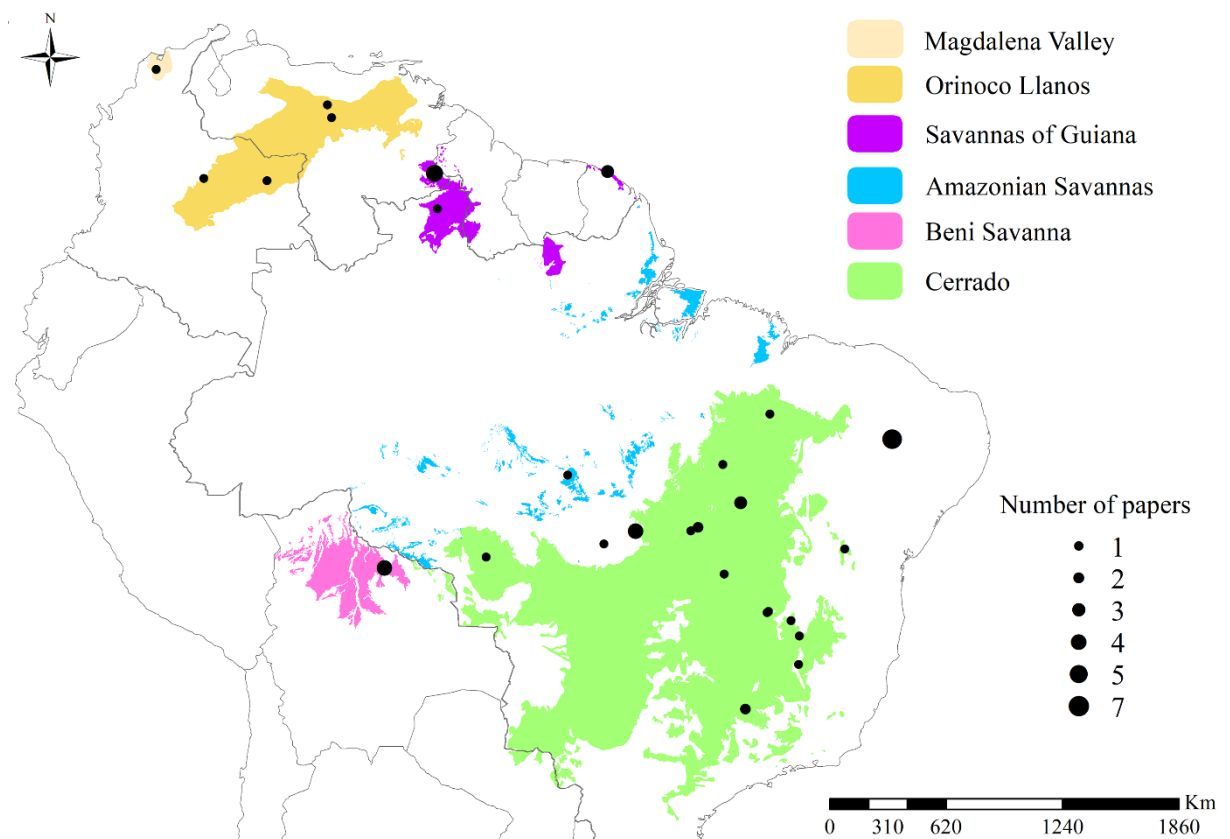
Considering this context, our study uses a systematic review to: 1) synthesize the management practices carried out by small scale societies in South American savannas; 2) highlight the role of this management in maintaining the diversity of ecosystems that make up the savannas; and 3) compile the focus species for human management. We also propose to test the hypotheses that management strategies vary with the type of vegetation formation (H1) and the cultural matrices that use them (H2). From this effort, we hope to contribute to the understanding of how humans domesticate landscapes and plants, with reference to savannas,

which are characterized by specific ecological processes, limiting environmental factors and their own taxonomic composition.

## Materials and methods

### Definition of Terms

Savannah formations expanded globally in the late Miocene, about eight million years ago, due to the decrease in atmospheric CO<sub>2</sub> and the arid climate at the time, factors that favored the occurrence of fires and, consequently, savannas (Keeley and Rundel, 2005; Beerling and Osborne, 2006). Today, tropical savannas cover one-eighth of the earth's terrestrial surface, with representation in the Americas, Africa, and Australia (Scholes and Archer, 1997). The present study is focused on South American tropical savannas, which include the following areas (**Figure 1**): 1) the Cerrado, the largest savanna in Brazilian territory 2) the Orinoco Llanos, with parts in the territories of Colombia and Venezuela; 3) the Magdalena Valley in Colombia; 4) the savannas of the Guianas, located in the Guiana shield; 5) the Beni Savanna, located in Bolivia, also known as Llanos de Mojos. Besides these larger areas, there are small fragments of savanna within the boundaries of Amazonia, called 6) Amazonian Savannas (Huber, 1987; Olson et al., 2001; Adeney et al., 2016; ONF, 2017).



**FIGURE 1** | Map showing the location of tropical savannas in South America. To compose this map, we combined the following classifications: from Adeney et al. (2016) for Amazonian savannas; from Huber (1987) for the Magdalena valley; from ONF (2017) for the coastal savannas of the Guianas; and from Olson et al. (2001) for the remaining areas. The black dots represent the sampling sites, the size of the dots corresponds to the number of papers included in this review at each site. The point located in northeastern Brazil corresponds to seven studies carried out in a patch of savannah detached from the main Cerrado area; the point overlaps the patch and cannot be seen on the map, differing from the others.

Broadly, savannas can be defined as terrestrial domains or ecosystems whose herbaceous stratum is ecologically predominant and continuous, and woody individuals may or may not be present (Huber, 1987; FAO, 2000). The climate of these regions is classified as tropical savanna, Aw or As in the Köppen system, determined by having a well-marked dry season, in winter or summer (Kottek et al., 2006). The length of the dry season is one of the most important factors in the occurrence and current distribution of savannas (Walter et al., 2008). Soils are generally classified as dystrophic to acidic because they have base saturation of less than 50%, low to medium fertility, and high aluminum contents (Cole, 1986; Reatto et al., 2008). Other determinants of savanna distribution are fire and herbivory; both play strong roles in continental-scale tree cover (Staver et al., 2011).

More detailed definitions exist which propose that savannas are made up of forest, savanna and grassland ecosystems distributed as a mosaic across the landscape (Ellenberg and Mueller-Dombois, 1967; Eiten, 1972; Ribeiro and Walter, 2008). In these different ecosystems there are environmental variations in the general characteristics described above.

Forest ecosystems have a predominant arboreal stratum and a continuous canopy, with heights varying between 3 and 30 m (Oliveira-Filho, 2009). Included in this category are moist tropical forest enclaves that occur within the domain of savannas and forested savannas; both types do not have a dense and continuous herbaceous layer and have a sub-canopy layer that covers a large part of the terrain (FAO, 2000; IBGE, 2012). This type of ecosystem commonly occurs in mesotrophic soils, with moderate nutrient contents, and in places where water is available year-round; these forests are species-rich compared to other savanna ecosystems (Oliveira-Filho and Ratter, 2002). These characteristics mean that these forests do not burn easily and consequently their species are not adapted to fire, being considered fire-sensitive ecosystems (Pivello et al., 2021).

Savanna ecosystems, the predominant formation from which the domain's name originates, occur in interfluves with well drained and low-fertility soils (Oliveira-Filho and

Ratter, 2002). These environments have two representative strata, herbaceous and arboreal-bushy, the latter reaching heights of up to 8 m (Kauffman et al., 1994). The flora of the savannas presents adaptations to fire and drought, such as the presence of underground organs for water storage, protection of the buds below ground or by a dense arrangement of the leaves, thickening of the bark and sclerophilia, resulting in a set of evergreen or semideciduous species (Oliveira-Filho and Ratter, 2002). These adaptations to fire demonstrate that the flora of these environments co-evolved with this disturbance and benefited from it, being considered fire-dependent (Pivello et al., 2021). There is, however, a subclass in savanna ecosystems considered to be fire-sensitive (Flores et al., 2021; Pivello et al., 2021), the swamp savannas also called *veredas*, a pioneer formation without canopy where the arboreal palm *Mauritia flexuosa* L. f. is dominant to the shrub-herbaceous stratum; these occur on hydromorphic and floodable soils (Ribeiro and Walter, 1998).

Grassland ecosystems are dominated by the herbaceous and subshrub strata, being poor in woody vegetation that reaches a maximum of 5 m in height. (Kauffman et al., 1994; Filgueiras, 2002). These ecosystems can occur on very well-drained, dystrophic sites or in areas that experience seasonal flooding (Oliveira-Filho and Ratter, 2002). Grasslands tend to have a high diversity of herbaceous species, and it is rare to find monodominant grasslands (Filgueiras, 2002). Like savannas, grasslands are adapted to and dependent on fire, and benefit from its action (Pivello et al., 2021).

## **Data Collection**

We conducted a systematic literature review, using the practices recommended by PRISMA-EcoEvo (O’Dea et al., 2021) and Collaboration for Environmental Evidence (CEE, 2018). For this we used the online search engines Web of Science, Scielo and Scopus. The survey was conducted in June 2021, using the following search key in the fields 1) title, 2) abstract and 3) keywords: (traditional OR local OR indigen\*) NEAR/4 (management OR manejo OR practi\* OR pratic\* OR colet\* OR harvest\* OR cosecha) (OR domestic\*) AND (savanna OR savana OR sabana OR llanos OR cerrado), which returned 1,555 documents. We initially refined the results so that only papers about South America were displayed, leaving 597 articles. We excluded duplicate articles and were left with 393 unique articles (for details see **Figure 1; Supplementary Material**).

We first evaluated these documents by reading their titles and abstracts, selecting 1) peer-reviewed articles, 2) written in English, Portuguese or Spanish, 3) that addressed the management carried out by small-scale societies. We excluded from our review all documents developed 1) outside the scope of the study, and 2) outside our spatial frame. We selected 147

documents, which were read in their entirety and excluded those that: 1) did not detail how the management is done; 2) did not mention ways of managing ecosystems or native plants; 3) did not make explicit the ecosystem in which management occurred; 4) did not mention management with species in situ; and 5) did not make clear which human group performed a particular form of management (for list of documents evaluated and specific exclusion criteria see **Supplementary Table S1**). As a result of this process, 37 articles were included in our review.

To increase coverage, we included in our sample 14 articles previously known to contain relevant information on savanna management, but which did not appear in the search strategy described above. We evaluated these articles individually to understand why they did not appear in our systematic search and observed that five of them presented our key search terms but were published in non-indexed journals, and nine did not present our key search terms in the title, abstract, or keywords, but contained them in the body of the text (**Supplementary Table S1**). Thus, our final sample size was 51 articles.

The objectives of the papers were not always to investigate the management of ecosystems or plant populations, but all those included in our sample included this information to support or complete the main objective; thus, there were differences in the detailing of the information. Such differences may also be related to the different methodologies used by the researchers.

### **Data Extraction and Categorization of Information**

We extracted from the selected articles: 1) the types of ecosystems managed; 2) the human groups investigated; 3) all forms of management cited; and 4) the species targeted for individual or population management. These data were categorized according to the following criteria:

Ecosystems: We categorized the ecosystems where the work was carried out into: 1) Forests: papers whose authors cited the terms gallery forests, riparian forests, forest islands and patches, secondary forests, inundated forests, *cerradão* or just forests; 2) Savannas: papers in which the authors used the terms savannas, cerrado-like vegetation, and swamp savannas (*veredas*); and 3) Grasslands: articles whose authors referred to grasslands, open savanna, treeless open savannas, seasonally flooded savannas or wet grasslands, and natural pastures. For the main structural and ecological differences between these ecosystems see *Definition of Terms*.

Cultural Matrices: Human communities were assigned to the following groups: 1) Indigenous peoples: human groups that self-identify as indigenous and that inhabited the country



or a geographical region belonging to the country at the time of European colonization or the establishment of current state borders. Included in this group are pre-Columbian peoples and their descendants who, regardless of their legal status, retain their own social, economic, cultural, and political institutions, or parts of them (ILO, 1989; ISA, 2005; Brondízio et al., 2021). 2) Local communities: human groups acting collectively in a way that defines a territory and culture over time (Brondízio et al., 2021). In this group were included family farmers and local communities that do not necessarily agree on one concept of political self-determination. 3) Traditional communities: groups that maintain knowledge, identities, and territorialities linked to a historical, collective, and communal territory (Brasil, 1988; Colombia, 1997; Brandão, 2012; Eidt and Udry, 2019; Brondízio et al., 2021). In this group were included “geraizeiros,” “apanhadores de sempre-vivas,” groups formed from the historical mixture between indigenous, black and European people, and “quilombolas” groups that originated from enslaved black people who resisted slavery (Monteiro, 2011; Dayrell, 2012; CPI-SP, 2021). It is important to emphasize that all groups share the behavioral patterns of small-scale societies, such as direct dependence on biological resources from a rural territory (Ploeg, 2009; Smith, 2012), and yet they have unique traditions passed down through generations (Almeida, 2004).

Management citations: Based on the information from the selected articles, we grouped the various citations of ways to manage ecosystems into categories, called management practices. Citations were considered: observations of management practices made by the researcher responsible for the article, and practices reported by small-scale societies to the researchers. Our grouping was based on the following criteria: 1) similarity among the citations, 2) result of the management practice, and 3) use or not of fire as a tool (**Supplementary Table S2**).

Target species: We list the target species for some types of management in the different ecosystems of the savannas. In this list we include information about the species, such as popular names, scientific name, life form and uses; and on indicators of patterns and processes of plant domestication, based on categories that already exist in the literature (Casas et al., 1997, 2017; Clement, 1999; Levis et al., 2018; Clement et al., 2021). We follow this categorization: 1) Patterns: genetic or phenotypic differences, occurrence of intraspecific diversity or evidence of pre-Columbian use; and 2) Processes: evidence of protection or tolerance, techniques to reduce competition, evidence of propagule dispersal, selection, cultivation, soil preparation, evidence of fire management.

## **Quantitative Analyses**

To test whether the different ecosystems and cultural matrices are associated with management practices we used a chi-square test of independence. For this, we used the number of records in each category organized in a contingency table. The correlation between the predictor variables was also evaluated using the chi-square test for independence. All analyses were performed in the R (R Team Core, 2021) and p values  $\leq 0.05$  were considered significant.

## **Results**

### **Management Practices**

We registered 147 citations of management practices distributed in the 10 categories summarized in **Supplementary Table S2** and presented in detail below:

**Protection of the ecosystem**—This involves avoiding actions that damage systems that are more sensitive to fire, especially dry season fires (Mistry et al., 2005; Welch, 2015; Figueira et al., 2016; Eloy et al., 2018a). This protection is done essentially without fire, by establishing firebreaks (Bilbao et al., 2010; Falleiro, 2011; Batista et al., 2018), and in some cases secured by collective agreements (Sletto and Rodriguez, 2013). The fires near these protected sites are closely monitored; if the flames approach they are put out with natural smothering devices, such as branches of native trees (Posey, 1985). Fire-protected sites are also considered areas rich in resources, such as fruits and animals, with high potential for gathering and hunting (Mistry et al., 2005). The practice of protecting the system as a whole can also be designed to protect some species and resources, such as water (Eloy et al., 2018a). In addition to protecting the resources present, certain sites are also protected from burning because they are considered sacred (Sletto and Rodriguez, 2013).

**Enrichment of species**—This consists of planting seeds and transplanting seedlings of species of human interest. It can extend to the creation of home gardens and forest islands, in which arboreal individuals are intentionally planted to enrich the vegetation of an area (Rostain, 2010; Pinho et al., 2011; Dayrell, 2012; Iriarte et al., 2012; Lombardo et al., 2020). This practice can also be characterized by the accidental dumping of food waste, such as seeds and fruits, by humans or non-humans (Lúcio et al., 2014). This practice does not use fire and creates resource-rich supporting points for living, hiking, and camping (Posey, 1985). These places are used by humans and species with some utility are protected and tolerated, making the area even more favorable (Posey, 1985).

**Topographic changes**—This consists in the movement of earth with the intention of creating elevated environments that do not suffer from the action of floods or sunken areas to store water. In this practice earth mounds are raised, often following structural and geometric patterns (Erickson, 2000). Fire is not used (Iriarte et al., 2012). Mounds often occur beside

ditches and have complementary purposes, for example growing food on the mound and raising fish in the ditch (Posey, 1985; Iriarte et al., 2010; Rostain, 2010; Carson et al., 2014; Leal et al., 2019). Large mounds may have human settlements and even forest islands (Lombardo et al., 2013, Lombardo et al., 2020). After these changes in topography are established, other practices can be carried out in the same locations, such as system protection and/or species enrichment. These patterns are common among the peoples who inhabited South America before the arrival of Europeans and were discovered mainly through archaeological research.

**Increased soil fertility**—This consists in improving the nutritional characteristics of the soil of a certain place in the ecosystem, thus favoring plant species of human interest (Pinho et al., 2011). It often occurs through the creation of piles of organic matter, prepared from sticks, branches, and leaves, remains of termite mounds, and anthills (Posey, 1985; Rostain, 2010; Lombardo et al., 2020). This practice also involves the conservation of fertility in cultivated areas by covering the soil to avoid its exposure (Hernández-Hernández et al., 2011). In this practice, fire is not used.

**Cleaning**—This practice uses fire in a controlled manner with the intention of making the place safe and comfortable. It consists of removing part of the herbaceous layer, especially removing excess dry materials, as these make walking and hunting difficult (Bilbao et al., 2010; Sletto and Rodriguez, 2013; Carson et al., 2014). Not cleaning the place makes it dangerous, because it increases the chance of finding venomous animals, such as snakes and scorpions (Posey, 1985; Mistry et al., 2005). Thus, it is common to maintain clean sites near habitations. There are no reports on when this practice is carried out.

**Prevention**—This strategy literally fights fire with fire. It is carried out in fire-dependent ecosystems adjacent to fire-sensitive ones; for this reason, it is directly linked to the practice of protection of the ecosystem (Bilbao et al., 2010; Sletto and Rodriguez, 2013; Eloy et al., 2018a, Eloy et al., 2018b). It is intended to reduce combustible material loads, which are responsible for large, out-of-control fires that commonly occur in the dry season (Mistry et al., 2005; Rodríguez, 2007; Falleiro, 2011; Melo and Saito, 2011; Welch et al., 2013; Lúcio et al., 2014; Batista et al., 2018). Prevention is done through controlled burning in the transition from the rainy to the dry season when the savannas and grasslands still have ideal amounts of moisture (Rodríguez, 2007; Melo and Saito, 2011; Batista et al., 2018). The records of this practice make it clear that it is necessary to understand the climatic conditions, such as the seasonality of rainfall and wind direction, so that the fires do not get out of control and turn into megafires.

**Resource promotion**—This practice has the purpose of maintaining the herbaceous vegetation with new leaves, promoting and accelerating regrowth. This renewal is mainly aimed at stimulating animal feed for wild and domestic species, because new leaves are more palatable

(Rodríguez, 2007; Falleiro, 2011; Hernández-Hernández et al., 2011; Sampaio et al., 2012; Sletto and Rodriguez, 2013; Welch et al., 2013; Eloy et al., 2018a; Batista et al., 2018). It is done using controlled burning and, like the previous practice, is carried out in the transition from the rainy to the dry season. This practice goes beyond promoting the regrowth of important herbaceous species for livestock; it also stimulates flowering and fruiting in the following year of species of economic importance that are adapted to fire (Posey, 1985; Mistry et al., 2005; Falleiro, 2011; Schmidt et al., 2011; Monteiro et al., 2012; Schmidt and Ticktin, 2012; Figueira et al., 2016; Assunção et al., 2017; Eloy et al., 2018b).

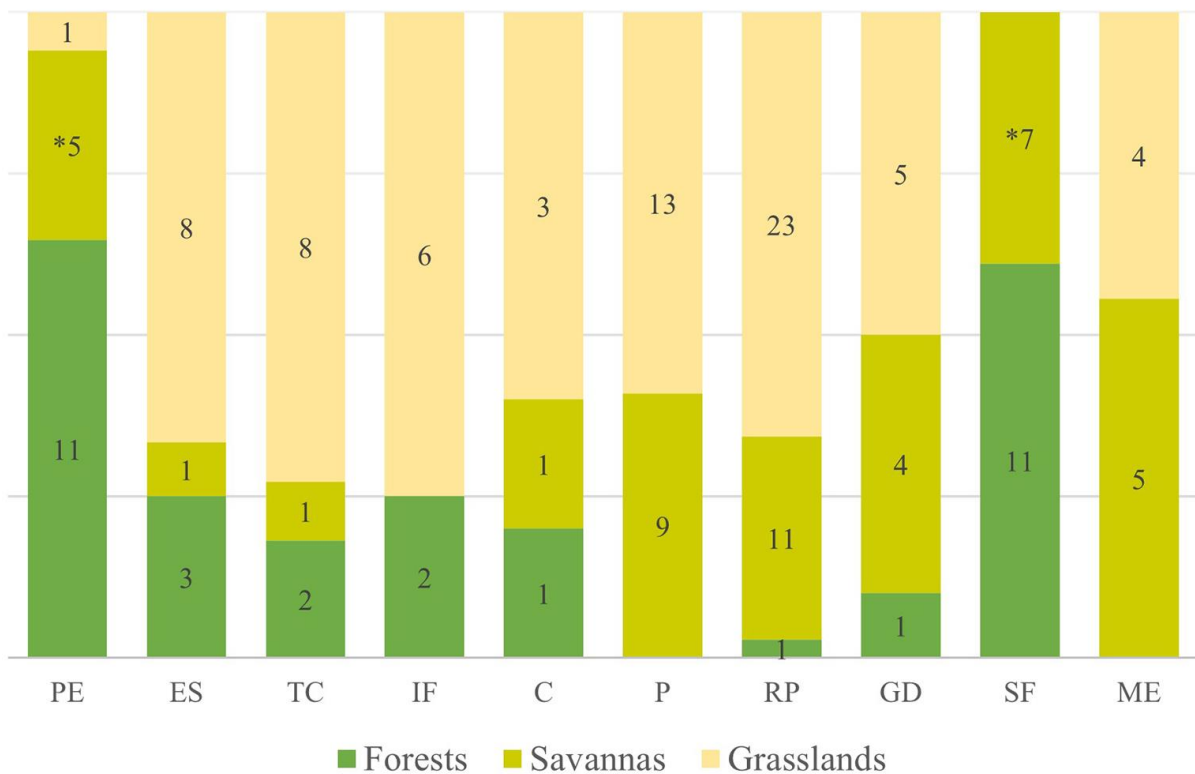
**Game driving**—This practice uses controlled fire in order to drive hunted animals in a specific direction, thus facilitating slaughter in a desired location (Mistry et al., 2005; Bilbao et al., 2010; Melo and Saito, 2011; Welch et al., 2013; Figueira et al., 2016; Leal et al., 2019). This type of hunting is done collectively and is associated with indigenous ceremonies at the beginning of the dry season (Welch, 2015; Welch and Coimbra Jr, 2019).

**Swidden-fallow**—This practice involves the felling of vegetation and subsequent burning of the area (Rosa et al., 2018). The intention is to open areas for horticulture, known as slash-and-burn cultivation (Bilbao et al., 2010; Iriarte et al., 2012; Miller, 2016). It is part of a rotational system of shifting cultivation, in which prescribed burning occurs in small cleared areas, followed by a period of cultivation and harvest (Mistry et al., 2005; Rodríguez, 2007; Schmidt et al., 2011, 2018; Sampaio et al., 2012; Leal et al., 2019). After harvest, the fields go through a regeneration period (fallow) to recover soil nutrients and the preexisting ecosystem (Kingsbury, 2003; Dayrell, 2012).

**Maintenance of ecosystem structure**—This consists of setting fire to fire-dependent ecosystems at the beginning of the dry season or the beginning of the rainy season in order to keep them open (Falleiro, 2011), preventing the proliferation of tree species (Rodríguez, 2007).

## **Ecosystem Use and Management**

The management practices presented above are related to the types of ecosystems in which they are carried out ( $\chi^2 = 71.5$ ;  $p < 0.001$ ) (**Figure 2**). We observed 32 citations of management of forest ecosystems; there were no reports of prevention with fire, nor of fire for maintenance of ecosystem structure. Savanna ecosystems had 44 management citations, with no reports of increased soil fertility. The grassland ecosystems, on the other hand, had 71 management citations, with the only practice not reported being swidden-fallow.



**FIGURE 2** | Proportions and variation of management categories according to the ecosystem in which it occurs. The acronyms represent the different categories: protection of the ecosystem (PE), enrichment of species (ES), topographic changes (TC), increased soil fertility (IF), cleaning (C), prevention (P), resource promotion (RP), game driving (GD), swidden-fallow (SF), maintenance of ecosystem structure (ME). The values within the bars represent the number of citations in each ecosystem; and the asterisk represents that the practice is carried out in a subclass of savannas, swampy areas (*veredas*), with only one citation for typical savannas.

The two most cited management practices for forests are complementary, since the first one prioritizes their protection to conserve resources (32.2%) and the second consists in using fire to open areas for swidden-fallow cultivation (32.2%). In addition to these practices, forests undergo management that favors characteristics considered important to humans, such as increasing the abundance of managed species (9.4%) and increasing soil fertility and changing topography (6.3% each). The other practices with fire were rarely mentioned in this type of ecosystem.

Forests had 25 cited uses, with transformation into food cultivation areas (56%) being the most significant. These are also used for gathering (28%) and non-fire hunting (12%). This type of ecosystem is used as a resting or security point, serving as a shelter in times of conflict, or even as a barrier to protect housing areas that are in more open formations (4%).

The savannah ecosystems had management citations focused mainly on management with fire to promote resources of both human and animal interest (25%), and with prescribed fire for wildfire prevention (20.5%). Fire in savannas is also used for hunting (9%) and to keep

the physiognomies open (11.4%). The practices of swidden-fallow (15.9%) and protection against fire (11.4%) were cited mainly in one sub-class of savanna ecosystems, the swampy areas (*veredas*). The other management practices in the savannas were not mentioned or were rare.

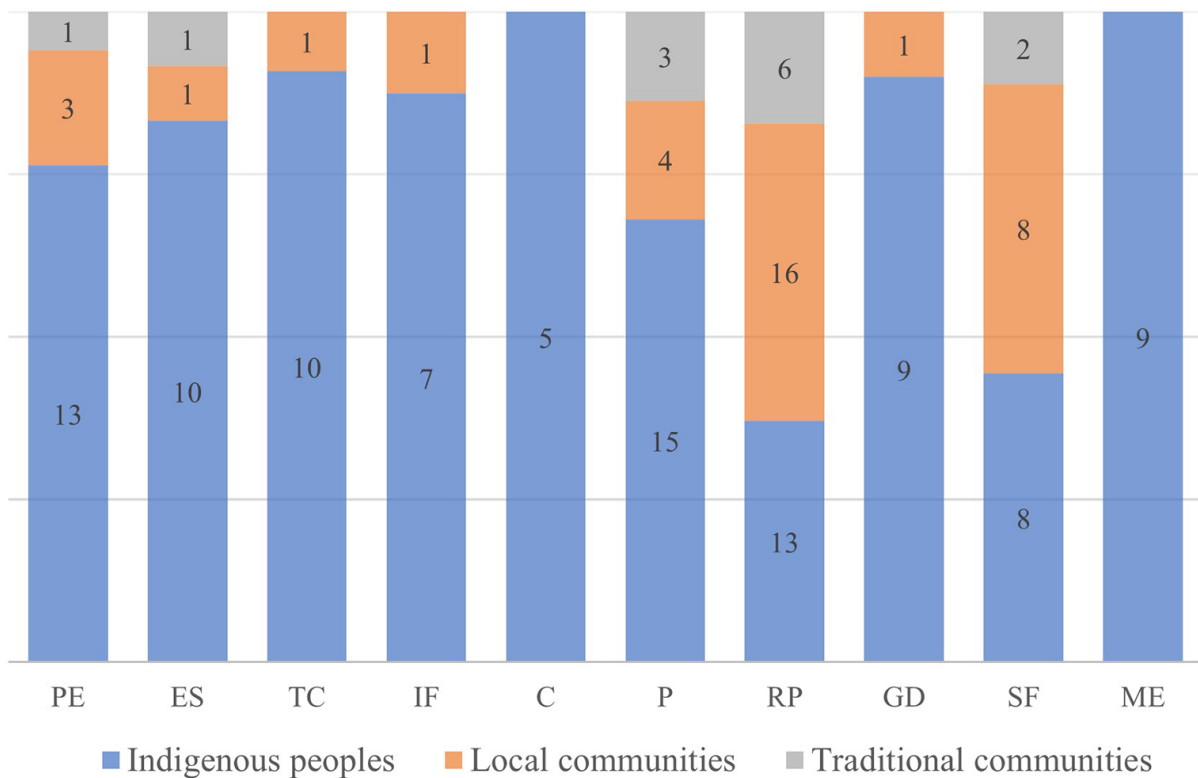
The savannas had 56 reports of use. These areas are mainly used for gathering and hunting (32.1 and 23.2%, respectively). Savannah ecosystems are also used for cattle raising (16.1%), due to their abundant herbaceous stratum, and sporadically for housing construction (3.6%). The swamps are much sought after for cultivating food (16.1%) and provide drinking water for humans and domestic and wild animals, which makes it common to use them as water reservoirs (8.9%).

The most cited practice for managing grassland areas is promoting resources with fire (32.4%), followed by wildfire prevention (18.3%). Besides these, the other practices with fire were also expressive, cleaning (4.2%), game driving (7%) and maintaining the ecosystem (5.6%). The grasslands are also managed without burning, through species enrichment, topographic changes (11.3% each) and changes in soil fertility (8.5%). Other forms of management are rare or absent.

We recorded 73 citations of uses for the grasslands. These are mainly used for gathering and cattle raising (24.7% each). As open areas, they are used for hunting (16.4%) and are preferred sites for establishing camps and dwellings (11%). In addition to these uses, grasslands, especially humid ones, were used by pre-Columbian indigenous peoples for cultivation on raised fields without the use of fire (11%). Grasslands with rocky outcrops, a subclass of the category, are considered by some peoples as ritualistic sites (5.5%).

We recorded in our survey that these ecosystem management practices are carried out by 26 human groups, including 16 indigenous peoples, six local communities and four traditional communities (see **Supplementary Table S2**). We observed no correlation between the ecosystems and the cultural matrices recorded ( $p = 0.24$ ), that is, all cultures manage forests, savannas and grasslands in some way.

These practices are also related to the cultural matrices that practice them ( $\chi^2 = 36.2$ ;  $p = 0.007$ ) (**Figure 3**). Five practices were recorded in all recorded human groups: protection of the ecosystem, enrichment of species, prevention, resource promotion, and swidden-fallow. The practices of topographic changes, increased soil fertility, and game driving with fire were cited only by indigenous peoples and local communities. In addition, two practices were recorded exclusively among indigenous peoples, using fire for cleaning and for maintaining open ecosystems.



**FIGURE 3** | Proportions and variation of management categories according to the culture that practices it. The acronyms represent the different categories: protection of the ecosystem (PE), enrichment of species (ES), topographic changes (TC), increased soil fertility (IF), cleaning (C), prevention (P), resource promotion (RP), game driving (GD), swidden-fallow (SF), maintenance of ecosystem structure (ME). The values within the bars represent the number of citations in each cultural matrix.

### Use, Management and Domestication of Plant Species

In addition to the ecosystem management practices, 81 citations were registered for management practices directed to 19 species of human interest. Eight species occur only in forest ecosystems and five in savannas; two occur in both environments. In grasslands only four species are the focus of some type of management, two of them are herbs from the most representative stratum of this ecosystem. Most of them are food resources (12), of which four were registered only for food and eight have complementary uses, three are used exclusively for folk medicine, three are used only for making handicrafts for self-consumption and for sale, and 1 is exploited as fuel and for ritualistic purposes (**Table 1**).

**TABLE 1** | List of target species for management in South American savannas, including: scientific name and botanical family, accepted by Plants of the World Online; popular names; uses, the codes represent categories (F, food; AG, attracts game animals; AF, animal food; MN, manufacturing, tool making; CO, construction; ME, medicinal; RI, ritualistic; FU, fuel; HD, handicraft; RT, Roofing thatch); habit; ecosystem of occurrence; domestication patterns; management that indicates the domestication process; and references. Indicators of domestication follow the categories proposed by Casas et al. (1997, 2017), Clement (1999), and Levis et al. (2018).

Species	Family	Popular name	Uses	Habit	Ecosystem	Indicators of domestication		References
						Patterns	Processes	
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex R.Keith	Arecaceae	macaúba; mucajá	F	Palm	Forest	—	Unintended transplant; Tolerance	Pinho et al. (2011)
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	Rubiaceae	marmeladalis	F; AG	Tree	Forest	—	Attraction of dispersers; Intentional transplant; Fire management; Cultivation	Posey, (1985)
<i>Astrocaryum tucuma</i> Mart.	Arecaceae	tucum	F	Palm	Forest	—	Unintended transplant; Fire management; Tolerance	Posey, (1985); Pinho et al. (2011)
<i>Attalea butyracea</i> (Mutis ex L.f.) Wess.Boer	Arecaceae	wine-palm	F; AF; MN; CO; ME; RI	Palm	Grassland	—	Protection; Cultivation	Bernal et al. (2010)
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Malpighiaceae	murici	F	Tree	Forest	—	Attraction of dispersers; Intentional transplant; Unintended transplant; Fire management; Cultivation; Tolerance	Posey, (1985); Pinho et al. (2011)
<i>Caryocar brasiliense</i> A.St.-Hil.	Caryocaraceae	pequi	F; RI	Tree	Savanna	Phenotypic differences; Evidence of pre-Columbian use	Protection; Cultivation; Selection	Lopes et al. (2003); Azevedo et al. (2009); Smith and Fausto, (2016)
<i>Caryocar coriaceum</i> Wittm.	Caryocaraceae	pequi	F; ME; CO; FU; AF	Tree	Forest; Savanna	Phenotypic differences; Evidence of pre-Columbian use	Avoid competition; Protection; Dormancy break; Intentional transplant; Selection; Cultivation; Improving soil; Tolerance	Sousa Júnior et al. (2013), 2018; Silva et al. (2017)
<i>Copernicia tectorum</i> (Kunth) Mart.	Arecaceae	palma-sará	HD	Palm	Savanna	—	Avoid competition; Protection; Cultivation	Torres et al. (2016)
<i>Dimorphandra gardneriana</i> Tul.	Fabaceae	fava-d'anta; faveira	ME	Tree	Forest	Phenotypic differences	Avoid competition; Selection; Cultivation; Improving soil	Alcântara et al. (2020)
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	genipapo	F; ME; RI	Tree	Forest	—	Unintended transplant; Tolerance	Pinho et al. (2011)
<i>Guacamaya superba</i> Maguire	Rapateaceae	flor-de-inirida	HD	Herb	Grassland	—	Protection	Fernández-Lucero et al. (2016)
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae	mangaba	F; ME	Tree	Savanna	—	Intentional transplant; Cultivation; Tolerance	Pinho et al. (2011)
<i>Himatanthus drasticus</i> (Mart.) Plumel	Apocynaceae	janaguba	ME	Tree	Forest; Savanna	—	Protection; Intentional transplant; Cultivation	Baldauf and dos Santos, (2013); Baldauf and dos Santos, (2014); Baldauf et al. (2015)
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	jatobá	F; ME; CO	Tree	Forest	—	Unintended transplant; Tolerance	Silva et al. (2017)
<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Arecaceae	buriti; moriche	F; AG; HD; RT; ME; MN	Palm	Savanna	Evidence of pre-Columbian use	Protection; Attraction of dispersers; Unintended transplant; Cultivation; Tolerance	Erickson, (2000); Sampaio et al. (2008); Sampaio et al. (2012); Pinho et al. (2011); Schmidt et al. (2011); Rull and Montoya, (2014)
<i>Spondias mombin</i> L.	Anacardiaceae	cajá; taperebá	F	Tree	Forest	—	Unintended transplant; Tolerance	Pinho et al. (2011)
<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	Fabaceae	barbatimão	ME	Tree	Savanna	—	Intentional transplant; Cultivation; Tolerance	Silva et al. (2017)
<i>Syngonanthus nitens</i> (Bong.) Ruhland	Eriocaulaceae	capim-dourado	HD	Herb	Grassland	—	Protection; Fire management; Cultivation	Schmidt et al. (2011); Schmidt and Ticktin, (2012); Eloy et al. (2018b)
<i>Vellozia sincorana</i> L.B.Sm. & Ayensu	Velloziaceae	candombá	FU; RI	Shrub	Grassland	—	Protection; Fire management	Souza et al. (2018)

We observed that the different management practices that demonstrate the process of domestication of plant populations of human interest were cited in different proportions. The



practice of protection by keeping individuals of different ages represented 24.7% of the citations and was reported for 9 species. Cultivation, which consists of planting seeds and seedlings, represented 19.8% of the reports and is carried out with 12 species, two of which reported the additional practice of improving soil structure and fertility. The tolerance strategy, which occurs when a species is not removed from the environment, accounted for 13.6% and is directed at 10 species. Transplanting seedlings or intentional seedling exchange accounted for 8.6% and targeted six species. This process can also occur unintentionally (8.6%) and occurs with seven species. Management using fire to encourage a certain resource, such as fruits or flowers, represented 8.6% of the citations and is aimed at five species. The practice of avoiding competition, which consists of removing useless plants to benefit species of human interest, represented 4.9% of the citations and is aimed at only three species. Selection of specific phenotypes of plants of interest by promoting morphological and/or genetic divergence from wild populations represented 3.7% of the citations and was reported for three species. The strategy of attracting dispersers of plants of human interest was also recorded (3.7%) for three species. The practice of breaking seed dormancy to accelerate the germination process represented 1.2% of the citations and was recorded for only one species.

Our review found, through nine citations, that only four species showed the expected patterns in plant populations with some degree of domestication: *Mauritia flexuosa*, *Caryocar brasiliense*, *Caryocar coriaceum* and *Dimorphandra gardneriana*. For the first three species, evidence of pre-Columbian use was recorded, and phenotypic differences only for the latter three.

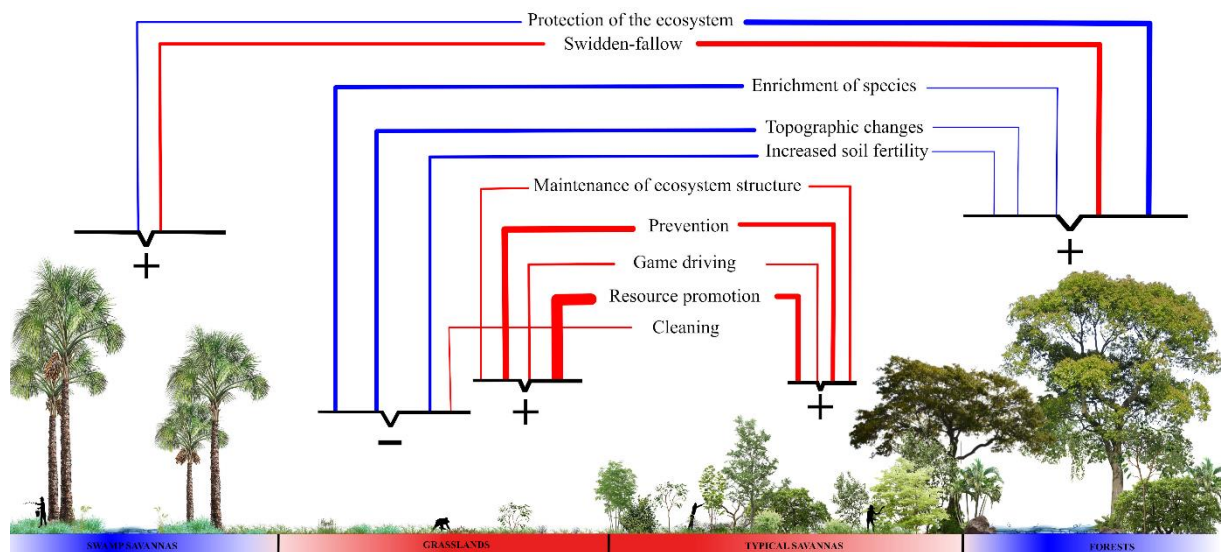
## **Discussion**

Our review identified a diverse set of management practices carried out by small-scale societies that are co-responsible for creating and maintaining the diversity of ecosystems of South American savannas; these practices vary with both environments and cultural matrices, corroborating our hypotheses. In addition, there is a set of native species that are being favored by human management. Thus, it is possible to affirm that these small-scale societies play a fundamental role not only in maintaining the savannas, but also in transforming them into more favorable environments for humans themselves.

## **Influence of Management on the Diversity of Ecosystems**

Management practices were distributed heterogeneously, forming subsets by ecosystems, and these ecosystems tend to be influenced by these interventions in different ways (**Figure 4**). Protection of the ecosystem is a practice aimed at forest ecosystems and savanna

swamps (*veredas*). This practice is also common among the Akan people of the Ghana savannas, where forests are protected because they are sacred and provide food, medicine, wood and other resources important for subsistence (Sarfo-Mensah and Oduro, 2007). Besides not allowing burning, another practice, the non-extraction of plants of human interest, is carried out to protect these ecosystems (Sarfo-Mensah and Oduro, 2007); in South American savannas this practice was also cited for six forest species, but we categorized it as protection and tolerance (**Table 1**). The protection of the ecosystem favors the structure and floristic composition, because fire significantly affects both in these environments (Pivello et al., 2021). Furthermore, when uncontrolled, fire in these ecosystems causes chemical and water stress in the soil, which drastically alters the amount of biomass, making these ecosystems more susceptible to megafires, which—when recurrent—convert forests into more open vegetation ecosystems (Dezzeo and Chacón, 2005). With this, we can affirm that the practice of protection maintains these firesensitive ecosystems, also known as “Fire refugia” (Meddens et al., 2018), and consequently conserves important ecological functions for the entire biome, because these sites help maintain trophic chains, act as a refuge for fauna, and function as a seed bank to repopulate burned areas (Meddens et al., 2018; Flores et al., 2021).



**FIGURE 4** | Summary diagram of how the most expressive management practices are distributed and influence the following ecosystems: swamp savannas (*veredas*), grasslands, typical savannas, and forests. The direction of the lines indicates which ecosystem is the focus of each management practice, and the thickness of the lines the number of citations; those considered rare were excluded for having only one citation (see **Figure 2**). The colors of the lines indicate whether the practice uses fire (red) or not (blue). On the basis of the diagram, we categorize ecosystems according to the classification by Pivello et al. (2021), in blue the fire-sensitive and in red the fire-dependent. Each ecosystem is targeted by a subset of practices grouped by keys and the signs represent the influence that each subset exerts on the ecosystem: maintenance due to management (positive) or ecosystems altered by management (negative).

Complementary to protection, prevention is done in savanna and grassland ecosystems. It can reduce the accumulated fine fuel load, composed of leaves and thinner branches, alive or dead, of the herbaceous layer and from the lower part of the arboreal-shrub layer (Miranda, 2010). Fuel accumulation, together with extreme droughts and hot weather events, are responsible for the megafires (Fidelis et al., 2018), which are those with a large extension of burning, that are difficult to control, and that cause a negative impact on biodiversity (Fidelis et al., 2018). This practice has the consequence of maintaining structure and floristic composition because excluding fire permanently from the ecosystems dependent on it generates negative social and ecological consequences (Aslan et al., 2018; Pivello et al., 2021), which explains why protection management is rarely applied to them. Studies in Australian savannas show that this practice is common among small-scale tropical savanna societies and that, in addition to intentionally preventing large fires, it protects food resources of unburned ecosystems (Russell-Smith et al., 1997; Yibarbuk et al., 2001; Hill and Baird, 2003; Fletcher et al., 2020). The negative ecological consequences of fire exclusion are related to the breaking of the circular dynamics present in grasslands and savannas, which regulate the establishment of woody plants (Kauffman et al., 1994). This relationship occurs as follows: grassland ecosystems that contain fewer woody plants tend to have intense fires, which result in higher mortality of living tissue and consequently less chance for woody plants to establish themselves and remain structurally open; in savanna ecosystems that are woodier, fires tend to be mild, because they do not consume shrubs and trees completely, which consequently facilitates the persistence of these individuals, remaining structurally denser (Kauffman et al., 1994).

Fire-sensitive ecosystems are also sought after and preferred by savanna inhabitants for swidden-fallow; this practice was not reported in articles on grasslands and rarely in typical savannas. This can be explained by the fact that forests and swamp savannas (*veredas*) have wetter soils and higher levels of organic matter, important attributes for the soil's capacity to retain and exchange cations and keep the microbiota in balance, which consequently facilitates the establishment of plants of human interest (Reatto et al., 2008). Fire in these ecosystems is considered destructive (Pivello et al., 2021), but in this practice, it is used in a controlled manner on a small scale to remove the original vegetation before planting and to further improve soil characteristics through the ash that provides an initial nutritional increase of K and Ca (Kauffman et al., 1994). Another important point is that this practice involves the rotation of areas and long fallow periods, which makes it less aggressive to the soil, since it leads to the eventual reestablishment of the vegetation, creating a mosaic of heterogeneous areas in different regenerative stages, increasing diversity as a whole (Kingsbury, 2003; Adamou et al., 2007). This food production system is common throughout the Neotropics and in tropical savannas,

and allows the soil to regain its fertility and native species to re-establish themselves (Sarfo-Mensah and Oduro, 2007; Clement et al., 2021); From then on, these recovering forests are protected again. We can affirm that this practice is favorable for the ecosystems in which it is carried out because even if it partially alters ecosystems in the short term, in the long term it allows for their recovery and favors species of human interest.

Species enrichment is mainly done in grasslands, occasionally mentioned in forests, and rarely in savannas. This practice was considered to alter the structure and floristic composition of the grasslands, because the establishment of woody species in these ecosystems can alter nutrient cycling, soil structure, biomass levels, and organic matter concentration, resulting in changes to the entire local microclimate (Scholes and Archer, 1997; Ayalew and Mulualem, 2018). Giles et al. (2021) evaluated the process of invasion of woody plants into grassland ecosystems used for grazing and proposed that a management approach to remove woody species would be ideal to conserve the characteristics of these ecosystems. We observe that the practice of enrichment with woody species is done in or near inhabited grasslands, that is, the intention here is not to maintain the grassland structure but to bring the environment closer to the forest structure rich in human interest resources and to create a milder microclimate around the dwellings. Similarly, there are records in the savannas of West Africa of non-forested areas being enriched with tree species to become forest patches because this type of ecosystem is considered the most important to the people who inhabit the region (Sarfo-Mensah and Oduro, 2007).

Two other practices done near dwellings are cleaning and increasing soil fertility, also recorded for the grassland ecosystems, the preferred areas to establish human habitation. Both change the structure of the grasslands, as the cleaning reduces competition between trees and herbs, favoring the trees, as it allows them to have more access to nutrients and water, and their roots reach deeper into the soil. (Scholes and Archer, 1997). The increase in fertility also favors the establishment of trees, because it reduces nutritional stress and allows their growth by providing greater nutritional support (Scholes and Archer, 1997). In the savannas of Western Sudan, small-scale farmers have developed similar practices aimed at increasing soil fertility, such as creating mounds of organic matter and fertilizing with home-grown organic residues, which allow for the support of arboreal individuals (Adamou et al., 2007).

The wet grasslands close to human dwellings also had more citations of alteration of topography, mainly by indigenous peoples before European colonization. These people significantly changed the shape and ecology of these grasslands, which made human population growth possible throughout the Holocene (Erickson, 2000; Rostain, 2010), but did not change their structure to the point of becoming forest or savanna ecosystems. Paleoenvironmental

research has shown that the Holocene climate favored the expansion of forests, but human care meant that the grassland structure was maintained (Carson et al., 2014). Hence this practice was considered to maintain the structure of the grasslands. In addition, it was common in tropical savannas, as it occurred locally in the humid grasslands of the Amazonian savannas, the Beni Savannah, the Guianas savannas (Erickson, 2000; Iriarte et al., 2010, 2012; Rostain, 2010; Pinho et al., 2011; Carson et al., 2014; Leal et al., 2019; Rodrigues et al., 2020).

In our review, we observed that the most cited activities for grassland and savannah ecosystems are cattle raising and gathering, and the peoples of the South American savannas have developed management practices that differ from those proposed by Giles et al. (2021). Four practices are geared towards these ecosystems and make use of prescribed fire: prevention, resource promotion, game drives, and ecosystem maintenance. Fire, the central element of these practices, consumes the fine, flammable tissues of the grasses quickly enough to not kill them and the heat remains at the surface, which allows seeds and perennial parts to survive (Pivello et al., 2021). The mature shrub layer present in savannas is also able to recover because the accumulation of bark prevents the trunks from dying (Hoffmann et al., 2012). After the fire event, the herbaceous stratum, the focus of human interest in this case, quickly regrows and recovers its flammability, becoming susceptible to another fire event (Miranda, 2010). These practices with fire are commonly used recurrently (Schmidt et al., 2011; Schmidt et al., 2018; Monteiro et al., 2012; Sletto and Rodriguez, 2013), which ends up favoring that the dominance of the herbaceous layer over the arboreal, as the fire-sensitive woody trees, which could change the structure of these ecosystems, have no chance of establishing themselves, as they cannot thicken their bark before the next fire (Hoffmann et al., 2012).

Moreover, these fire practices are done in the transitions between the rainy and dry seasons. The time when a fire event occurs influences its intensity and is directly linked to the chances of it getting out of human control and reaching fire-sensitive ecosystems (Schmidt and Eloy, 2020). Fire at the end of the dry season, a period of low humidity, tends to be more aggressive and cause mortality of woody individuals more than fires at the beginning of the dry season, when management is done, because at this time the environments still contain moisture and occasional rainfall occurs, which makes the fire milder (Miranda, 2010). According to Ramos-Neto and Pivello (2000), fires in the rainy season are mainly caused by lightning and not by human action; this causes only small areas to be burned, as the rain that proceeds or follows the lightning does not allow the fire to spread over large areas. Furthermore, it is known that management practices that use fire in an organized and controlled manner are essential for open formations to continue to occur in tropical savannas (RussellSmith et al., 1997; Hill and Baird, 2003; Roberts et al., 2021). Considering these factors, we can say that in general these

four practices, prevention, resource promotion, game driving, and ecosystem maintenance, tend to maintain the grassland and savanna ecosystems used for cattle grazing and gathering.

The influence of the practices presented above allowed us to observe feedbacks between practice and result, an important dynamic for confirming the niche construction process (Baedke et al., 2021). In simplified form, we can affirm that fire-dependent ecosystems are managed mainly with fire and fire-sensitive ones are managed without it. Over time, this influenced the evolution of the ecosystems and consequently the evolution of the practices used by the small-scale societies of the South American savannas, making explicit the evolutionary feedback present in this process (Spengler, 2021).

### **Cultural Influence: Construction of Niches**

In addition to management practices varying between ecosystems, our results also showed that the different cultural matrices of South America share only a few ways of managing these ecosystems (**Figure 3**). Two of these widely used practices are aimed at increasing the abundance of edible species: species enrichment and swidden-fallow. This can be explained by the fact that, in general, humans tend to optimize environments by increasing food resources, transforming them into domesticated landscapes (Clement, 1999; Hill and Baird, 2003; Terrell et al., 2003; Clement et al., 2021). Furthermore, of the 19 species managed in-situ, 12 are used for food; of these, 12 are cultivated or transplanted intentionally or not, and two are protected in their original ecosystems (**Table 1**). All these forms of management aimed at food acquisition corroborate the analysis of Smith (2011), who says that niche constructing humans create strategies to increase the abundance of food resources. While in the tropical savannas of South America we have found that enriching areas with plants of interest is common, this is not the case in the savannas of Nigeria where rural communities claim that the food trees of the forests are only planted by God, but should always be preserved (Olorunfemi et al., 2016). Swidden-fallow in turn is a system widely used for food production by small-scale societies in the Neotropics, but it is not the only one (Terrell et al., 2003; Clement et al., 2021). For example, in the Bolivian savannas, food production was done by indigenous people on raised fields without the use of fire (Iriarte et al., 2012). This system of topographic changes for cultivation without fire has also been recorded today in the savannas of Congo (Rodrigues et al., 2020).

Two other practices performed by all cultural matrices are resource promotion and prevention. Our review found no records of savanna or grassland patches created by humans, however, the practice of burning open environments is described by Laland and O'Brien (2010) as one of the most efficient ways of constructing niches by humans. Clark (1980) reported that in the early Holocene African savannas and grasslands were burned regularly and seasonally

by hunters and gatherers, a practice that encouraged the growth of herbaceous plants and consequently maintained the structure of these ecosystem types. We, therefore, defend that these environments in South America occur naturally due to environmental factors and are perpetuated by anthropic action.

Complementarily, the practice of protecting forest ecosystems is also common to all the cultures sampled in our study, because these environments are rich in important resources for human survival. In parallel, we have observed that some forest patches in our survey were constructed by indigenous people through a combination of the following practices: increased soil fertility, topographic changes, followed by species enrichment. Research suggests that the extent of savannas is not entirely the result of human action, but the location and extent of ecotones, forests and grasslands, may have been determined by human actions in the past (Hammond, 1980). In the same sense, Casas et al. (1997) observed that forms of management aimed at wild plants in situ influence regeneration processes and may be responsible for the creation of anthropogenic forests. As observed by these authors, our review showed that ten species are managed in different ways in South American savanna forests (**Table 1**), which suggests that — even if they were not intentionally constructed — forests can be considered legacies of human management (Arroyo-Kalin, 2016), and are therefore protected due to their importance.

These common practices are widely spread across the continent and this can be explained by the fact that Neotropical savannas were connected in the past (Silva and Bates, 2002) and people were able to exchange information. The distribution of these practices among different human cultures is maintained today, and this may be related to the fact that humans, when successful niche constructors, inherit from their ancestors information about how to manage these environments, thus favoring more than one generation (Smith, 2011; Albuquerque et al., 2015; Coca et al., 2021). This makes explicit one of the principles of NCT, relocation, which affirms that practices can migrate with constructing organisms and be adopted by other populations when they meet in time and space (Davis and Douglass, 2021). Moreover, these common practices refute one of the current criticisms of NCT, because they are not merely singular human behaviors but behaviors that are regularly repeated at the population level (Spengler, 2021).

Together with these management practices aimed at ecosystems, we recorded the occurrence of practices aimed at 19 species important for humans (**Table 1**). Management practices aimed at plant populations may be responsible for altering landscapes as a whole, transforming them into domesticated landscapes (Casas et al., 1997; Clement, 1999; Terrell et al., 2003; Levis et al., 2018). This is because management practices favor these species in the

environment, which can make them more abundant, and consequently the environments more favorable to humans (Smith, 2012). In conjunction with changes in the environment, population management can generate phenotypic and genetic changes, indicating the occurrence of a domestication process (Casas et al., 1997; Clement, 1999; Allaby et al., 2021; Clement et al., 2021). We observed that only four species present some component of the domestication syndrome (Meyer et al., 2012), but the other 16 managed species may be under-going domestication, even if in early stages (Terrell et al., 2003; Clement et al., 2021). All these plant populations are domesticated as components of the landscape and not separately (i.e., not necessarily in cultivation), because the domestication process is the result of interactions between cultural matrices and selection over time; this results in increased gene flow even with incipient changes in phenotypic traits (Rindos, 2013; Allaby et al., 2021). Clement et al. (2021) showed that 2,384 plant species are used in the Brazilian Cerrado and other Neotropical savannas and some may be undergoing domestication, but our review found a much smaller number. This may be related to our search methodology, as we included in our review only articles that detailed the forms of management and not those that only cited plants used by small-scale societies; we also did not search for information in databases like the cited authors. However, this restricted number indicates which species are in fact managed in the natural ecosystems of the South American savannas and which may be at different stages of the domestication process, thus being able to guide further studies on this theme.

### **Traditional Ecological Knowledge: a Tool for Conservation and Restoration**

The extent and durability of human manipulations, and the diversity and specificity of management practices demonstrate extensive traditional knowledge about the ecological processes of the South American savannas. Small-scale societies have this knowledge due to the intimate relationship they have with their respective territories, a relationship marked by long periods of observation and use (Abraão et al., 2010; Smith, 2011; Silva et al., 2016).

The practice of fire management to keep these ecosystems open demonstrates traditional knowledge about the ecological processes of savanna succession. These peoples have a clear understanding that savanna and grassland areas left without human manipulation for even a short period can change due to the establishment of arboreal individuals, becoming denser (Pinheiro and Durigan, 2009; Santos et al., 2017). Another factor that seems well understood by small-scale societies is tree-herb interaction in the savannas, very relevant knowledge for restoration of degraded environments. According to Hoffmann et al. (2012), for forest seedlings to establish naturally in savanna ecosystems, long periods without fire are required and for saplings typical of savannas to establish themselves in forest ecosystems, prolonged droughts



and intense fires are required. However, these authors point out that humans can induce changes in this process. Our survey confirmed this argument, as it showed that humans are actively transplanting species of interest between environments and subsequently caring for them to reach adulthood. Furthermore, we observed that there is protection of already established trees in both environments (**Table 1**), which proves that humans do indeed know how to influence the distribution dynamics of woody individuals.

Of the 10 management practices aimed at ecosystems, six of them have fire as a central element. Traditional knowledge of fire is extremely complex and involves a detailed understanding of several elements: seasons, effect of fire on fauna, rainfall seasonality, current legislation, moisture of combustible material, fire intensity, heat production, necessary intervals between fires, consequences of not burning, how to control fires, and plant phenology of each ecosystem (Huffman, 2013). This set of details makes it possible to say that fire management is reliable, but it is also dependent on extensive knowledge acquired over many generations.

Drastic changes in the planet's climate are a real problem to be mitigated (IPCC, 2021) and several studies have shown that high temperatures, extreme droughts and accumulation of combustible material are the main causes of the megafires that have been occurring more frequently in tropical savannas and that prescribed burning may be a feasible solution for this problem (Eloy et al., 2018a; Fidelis et al., 2018; Mistry et al., 2018; Schmidt et al., 2018; Moura et al., 2019; Schmidt and Eloy, 2020; Pivello et al., 2021; Roberts et al., 2021). Flores et al. (2021) stated that integrated management plans require strategies that consider forests as a vulnerable element of the system. The practices proposed by scientists are part of the strategies carried out by small-scale societies throughout the history of occupation of the South American savannas, but our results show that prevention and ecosystem protection do not maintain ecosystems on their own (**Figure 4**). This suggests to us that other practices need to be further analyzed and possibly included in these conservation and restoration strategies. When incorporating these niche-construction practices into conservation and restoration plans, it is important to keep in mind that they go beyond the momentary and have long-term ecological consequences, including evolutionary consequences (Albuquerque et al., 2019).

## **Concluding Remarks**

Our review demonstrated that small-scale societies of South American savannas have a diverse set of management practices that contribute, along with environmental factors, to keeping savanna and grassland ecosystems open and to increase the occurrence of forest ecosystems in the mosaic of ecosystems, favoring human sustenance. These practices vary with the ecosystems in which they are used and with the different cultures that use them. They have

also proven to be a very useful sources of information for restoration, conservation, and integrated management programs for these endangered ecosystems.

We found that the small-scale societies of the South American savannas are remarkable niche constructors, changing the selective pressures of the ecosystems and leaving important legacies for following generations. These ranged from very expressive and persistent constructions, such as anthropogenic forests or raised fields, to less visible footprints, such as 19 native species being domesticated in situ by diverse cultures, consequently making the landscapes more favorable for humans. We conclude, therefore, that South American savannas are domesticated landscapes because they are composed of a mosaic not only of natural ecosystems, but also of culturally constructed niches.

### **Data availability statement**

The original contributions presented in the study are included in the article/Supplementary Material, further inquiries can be directed to the corresponding author.

### **Author contributions**

MF, GS, CC, and CL designed the study; MF and LC designed and executed the methodological part; MF collected and synthesized the data; MF and LC analyzed the data; MF wrote the manuscript and designed the graphics; CC, GS, and CL supervised the study; and all authors contributed to previous versions and approved the final one.

### **Funding**

The authors thank the Postgraduate Program in Ethnobiology and Nature Conservation, Universidade Federal Rural de Pernambuco, for the academic and financial support to the first author's PhD. MF thanks the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for a scholarship (88882.436667/2019-01) and CL thanks CAPES for a postdoctoral fellowship (88887.474568/2020). CC thanks the Brazilian National Research Council (CNPq) for a research fellowship (303477/2018-0). GS thanks 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 research support.

### **Acknowledgments**

We would like to thank the researchers who conducted the studies included in our review for the rich information they provided. We are also grateful to Nivaldo Peroni, Cristina Baldauf, and Taline C. da Silva for useful comments on a previous version of this manuscript.

### Supplementary material

The Supplementary Material for this article can be found online at: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2022.809404/full#supplementary-material>

### References

- Abraão, M. B., Shepard, G. H., Nelson, B. W., Baniwa, J. C., Andrello, G., and Yu, D. W. (2010). “Baniwa Vegetation Classification in the white-sand Campinarana Habitat of the Northwest Amazon, Brazil,” in *Landscape Ethnoecology: Concepts Of Biotic And Physical Space*. Editors L. M. Johnson and E. S. Hunn (New York, NY: Berghahn Books), 83–115.
- Adamou, I., Pierre, N. J., Pogenet, P., Tchimbi, B., and Gonlaine, G. (2007). Soil Degradation in the Sudano-guinea Savannas of Mbe, Cameroon: Farmers’ Perception, Indicators and Soil Fertility Management Strategies. *Res. J. Agric. Biol. Sci.* 3, 907–916.
- Adeney, J. M., Christensen, N. L., Vicentini, A., and Cohn-Haft, M. (2016). White-sand Ecosystems in Amazonia. *Biotropica* 48, 7–23. doi:10.1111/btp. 12293
- Albuquerque, U. P., do Nascimento, A. L. B., da Silva Chaves, L., Feitosa, I. S., de Moura, J. M. B., Gonçalves, P. H. S., et al. (2019). A Brief Introduction to Niche Construction Theory for Ecologists and Conservationists. *Biol. Conservation* 237, 50–56. doi:10.1016/j.biocon.2019.06.018
- Albuquerque, U. P., Júnior, W. S. F., Santoro, F. R., Torres-Avilez, W. M., and Júnior, J. R. S. (2015). “Niche Construction Theory and Ethnobiology,” in *Evolutionary Ethnobiology*. Editors U. P. Albuquerque, P. M. De Medeiros, and A. Casas (Cham: Springer International Publishing), 73–87. doi:10.1007/978-3-319-19917-7\_6
- Allaby, R. G., Stevens, C. J., Kistler, L., and Fuller, D. Q. (2021). “Genetic Revelations of a New Paradigm of Plant Domestication as a Landscape Level Process,” in *Plant Breeding Reviews*. Editor I. Goldman (Oxford, UK: John Wiley & Sons), 321–343. doi:10.1002/9781119828235.ch8
- Almeida, A. W. B. d. (2004). Terras tradicionalmente ocupadas: processos de territorialização e movimentos sociais. *Rbeur* 6, 9–32. doi:10.22296/2317-1529. 2004v6n1p9
- Arroyo-Kalin, M. (2016). “Landscaping, Landscape Legacies, and Landesque Capital in Pre-columbian Amazonia,” in *The Oxford Handbook of Historical Ecology and Applied Archaeology*. Editors C. Isendahl and D. Stump (Oxford University Press), 90–109. doi:10.1093/oxfordhb/9780199672691.013.16

- Aslan, C. E., Samberg, L., Dickson, B. G., and Gray, M. E. (2018). Management Thresholds Stemming from Altered Fire Dynamics in Present-Day Arid and Semi-arid Environments. *J. Environ. Manage.* 227, 87–94. doi:10.1016/j.jenvman.2018.08.079
- Assunção, R. de., Tetto, A. F., and Batista, A. C. (2017). O Uso Tradicional Do Fogo No Assentamento Vale Verde, Em Gurupi/TO. *Espacios* 38, 19–32.
- Ayalew, S., and Muluaem, G. (2018). A Review on Bush Encroachment Effect on Cattle Rearing in Rangelands. *J. Rangel. Sci.* 8, 403–415.
- Azevedo, A. I. d., Martins, H. T., and Drummond, J. A. L. (2009). A dinâmica institucional de uso comunitário dos produtos nativos do cerrado no município de japonvar (Minas Gerais). *Soc. Estado.* 24, 193–228. doi:10.1590/s0102-69922009000100009
- Baedke, J., Fábregas-Tejeda, A., and Prieto, G. I. (2021). Unknotting Reciprocal Causation Between Organism and Environment. *Biol. Philos.* 36, 1–29. doi:10.1007/s10539-021-09815-0
- Baldauf, C., Corrêa, C. E., Ferreira, R. C., and dos Santos, F. A. M. (2015). Assessing the Effects of Natural and Anthropogenic Drivers on the Demography of *Himatanthus Drasticus* (Apocynaceae): Implications for Sustainable Management. *For. Ecol. Manag.* 354, 177–184. doi:10.1016/j.foreco.2015.06.022
- Baldauf, C., and Dos Santos, F. A. M. (2014). The Effect of Management Systems and Ecosystem Types on Bark Regeneration in *Himatanthus Drasticus* (Apocynaceae): Recommendations for Sustainable Harvesting. *Environ. Monit. Assess.* 186, 349–359. doi:10.1007/s10661-013-3378-x
- Baldauf, C., and Maës dos Santos, F. A. (2013). Ethnobotany, Traditional Knowledge, and Diachronic Changes in Non-timber Forest Products Management: A Case Study of *Himatanthus Drasticus* (Apocynaceae) in the Brazilian Savanna1. *Econ. Bot.* 67, 110–120. doi:10.1007/s12231-013-9228-5
- Balée, W. (2018). Brief Review of Historical Ecology. *Les Nouv. L'archéologie* 152, 1–11. doi:10.4000/nda.4150
- Balée, W. (2006). The Research Program of Historical Ecology. *Annu. Rev. Anthropol.* 35, 75–98. doi:10.1146/annurev.anthro.35.081705.123231
- Batista, E. K. L., Russell-Smith, J., França, H., and Figueira, J. E. C. (2018). An Evaluation of Contemporary savanna Fire Regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of Fire Suppression Policies. *J. Environ. Manage.* 205, 40–49. doi:10.1016/j.jenvman.2017.09.053
- Beerling, D. J., and Osborne, C. P. (2006). The Origin of the Savanna Biome. *Glob. Chang. Biol.* 12, 2023–2031. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01239.x
- Bernal, R., Galeano, G., García, N., Olivares, I. L., and Cocomá, C. (2010). Uses and Commercial Prospects for the Wine Palm, *Attalea Butyracea*, in Colombia. *Ethnobot. Res. App.* 8, 255–268. doi:10.17348/era.8.0.255-268
- Bilbao, B. A., Leal, A. V., and Méndez, C. L. (2010). Indigenous Use of Fire and Forest Loss in Canaima National Park, Venezuela. Assessment of and Tools for Alternative Strategies

- of Fire Management in Pemón Indigenous Lands. *Hum. Ecol.* 38, 663–673. doi:10.1007/s10745-010-9344-0
- Bocanegra, F. J. A., and Mora, S. R. (2012). Del paleoindio al formativo: 10.000 años para la historia de la tecnología lítica en Colombia. *Boletín Antropol* 26, 124–156.
- Boivin, N. L., Zeder, M. A., Fuller, D. Q., Crowther, A., Larson, G., Erlandson, J. M., et al. (2016). Ecological Consequences of Human Niche Construction: Examining Long-Term Anthropogenic Shaping of Global Species Distributions. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 113, 6388–6396. doi:10.1073/pnas.1525200113
- Brandão, C. R. (2012). “A Comunidade Tradicional,” in *Cerrado, Gerais, Sertão: Comunidades Tradicionais Nos Sertões Roseanos*. Editors J. B. de A. Costa and C. L. de Oliveira (São Paulo: Editora Intermeios), 367–380.
- Brasil (1988). *Constituição da República Federativa do Brasil: texto constitucional promulgado em 5 de outubro de 1988, com as alterações determinadas pelas Emendas Constitucionais de Revisão nos 1 a 6/94, pelas Emendas Constitucionais nos 1/92 a 91/2016 e pelo Decreto*. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 496.
- Brondízio, E. S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bates, P., Carino, J., FernándezLlamazares, Á., Ferrari, M. F., et al. (2021). Locally Based, Regionally Manifested, and Globally Relevant: Indigenous and Local Knowledge, Values, and Practices for Nature. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 46, 481–509. doi:10.1146/annurev-environ-012220-012127
- Bueno, L., and Dias, A. (2015). Povoamento inicial da América Do Sul: contribuições do contexto brasileiro. *Estud. Av.* 29, 119–147. doi:10.1590/S0103-4014201500010000710.1590/s0103-40142015000100009
- Bueno, L., and Isnardis, A. (2018). Peopling central Brazilian Plateau at the Onset of the Holocene: Building Territorial Histories. *Quat. Int.* 473, 144–160. doi:10.1016/j.quaint.2018.01.006
- Cardoso Da Silva, J. M., and Bates, J. M. (2002). Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *Bioscience* 52, 225–233. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0225:bpacit]2.0.co;2
- Carson, J. F., Whitney, B. S., Mayle, F. E., Iriarte, J., Prumers, H., Soto, J. D., et al. (2014). Environmental Impact of Geometric Earthwork Construction in Precolumbian Amazonia. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 10497–10502. doi:10.1073/pnas.1321770111
- Casas, A., Caballero, J., Mapes, C., and Zárate, S. (1997). Manejo de la vegetación, domesticación de plantas y origen de la agricultura en Mesoamérica. *Bot. Sci.* 61, 31–47. doi:10.17129/botsci.1537
- Casas, A., Torres-Guevara, J., and Parra-Rondinel-Rondinel, F. (2017). In *Domesticación en el continente americano*. Editors A. Casas, J. TorresGuevara, and F. Parra-. Rondinel-Rondinel.
- CEE (2018). *Guidelines and Standards for Evidence Synthesis in Environmental Management. Version 5.0*. AS Pullin GK Fram. B Livoreil G Petrokofsky. Available at: [www.environmentalevidence.org/information-for-authors](http://www.environmentalevidence.org/information-for-authors). Accessed in: 03/16/2021.

- Clark, J. D. (1980). "Early Human Occupation of African savanna Environment," in *Human Ecology in savanna Environments*. Editor D. R. Harris (London: Academic Press), 41–71.
- Clement, C. R. (1999). 1492 and the Loss of Amazonian Crop Genetic Resources. I. The Relation Between Domestication and Human Population Decline. *Econ. Bot.* 53, 188–202. doi:10.1007/BF02866498
- Clement, C. R., Casas, A., Parra-Rondinel, F. A., Levis, C., Peroni, N., Hanazaki, N., et al. (2021). Disentangling Domestication from Food Production Systems in the Neotropics. *Quaternary* 4, 4–35. doi:10.3390/quat4010004
- Coca, J. R., Soto, A., Mesquita, C., Lopes, R. P., and Cordero-Rivera, A. (2021). Biosociological Ethodiversity in the Social System. *BioSystems* 210, 104552. doi:10.1016/j.biosystems.2021.104552
- Cole, M. M. (1986). in *The Savannas: Biogeography and Geobotany*. Editor M. M. Cole (London: Academic Press). Available at: <https://www.jstor.org/stable/635398?origin=crossref>.
- Colombia (1997). *Constitución política Colombia 1991 (con reforma de 1997)*, 164. Cooke, R. (1998). Human Settlement of Central America and Northernmost South America (14,000-8000Bp). *Quat. Int.* 49-50, 177–190. doi:10.1016/s1040-6182(97)00062-1
- CPI-SP (2021). *Direitos quilombolas*. Comissão pr ` B-Índio São Paulo. Available at: <https://cpisp.org.br/direitosquilombolas/>. Accessed: September 06, 2021.
- Crumley, C. L. (2007). "Historical Ecology: Integrated Thinking at Multiple Temporal and Spatial Scales," in *The World System and the Earth System: Global Socioenvironmental Change and Sustainability since the Neolithic*. Editors A. Hornborg and C. L. Crumley (Abingdon: The Routledge), 1–13. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- da Silva, T. C., Medeiros, M. F. T., Peroni, N., and Paulino Albuquerque, U. (2016). Folk Classification as Evidence of Transformed Landscapes and Adaptive Strategies: a Case Study in the Semiarid Region of Northeastern Brazil. *Landscape Res.* 42, 521–532. doi:10.1080/01426397.2016.1258047
- Davis, D. S., and Douglass, K. (2021). Remote Sensing Reveals Lasting Legacies of Land-Use by Small-Scale Foraging Communities in the Southwestern Indian Ocean. *Front. Ecol. Evol.* 9, 689399. doi:10.3389/fevo.2021.689399
- Dayrell, C. A. (2012). Agricultura geraizeira, identidade e educação. *Trab. Educ.* 21, 99–120.
- de Alcântara, M. S., Duarte, A. E., Boligon, A. A., de Campos, M. M. A., de Lucena, R. F. P., Pinheiro, M. A., et al. (2020). Effects of Different Levels of Exploration on the Ecological Processes of *Dimorphandra Gardneriana*, a Tropical savanna Tree. *Environ. Monit. Assess.* 192, 1–15. doi:10.1007/s10661-020-08344-9
- Denevan, W. M. (1966). *The Aboriginal Cultural Geography of the Llanos de Mojos of Bolivia*.
- Dezzeo, N., and Chacón, N. (2005). Carbon and Nutrients Loos in Aboveground Biomass along a Fire Induced forest-savanna Gradient in the Gran Sabana, Southern Venezuela. *For. Ecol. Manag.* 209, 343–352. doi:10.1016/j.foreco.2005.02.008
- Eidt, J. S., and Udry, C. (2019). *Sistemas Agrícolas Tradicionais No Brasil*. Editors J. S. Eidt and C. Udry Brasília. 1st ed. (Embrapa: DF).

- Eiten, G. (1972). The Cerrado Vegetation of Brazil. *Bot. Rev.* 38, 201–341. doi:10.1007/bf02859158
- Ellenberg, H., and Mueller-Dombois, D. (1967). Tentative PhysiognomicEcological Classification of Plant Formations of the Earth. *Berichte DesGeobot. Institutes der Eidg. Techn.* 37, 21–55. doi:10.5169/seals-377650
- Eloy, L., Bilbao, A. B., Schmidt, I. B., and Schmidt, I. B. (2018a). From Fire Suppression to Fire Management: Advances and Resistances to Changes in Fire Policy in the Savannas of Brazil and Venezuela. *Geogr. J.* 185, 10–22. doi:10.1111/geoj.12245
- Eloy, L., Schmidt, I. B., Borges, S. L., Ferreira, M. C., and dos Santos, T. A. (2018b). Seasonal Fire Management by Traditional Cattle Ranchers Prevents the Spread of Wildfire in the Brazilian Cerrado. *Ambio* 48, 890–899. doi:10.1007/s13280-018-1118-8
- Erickson, C. L. (2000). An Artificial Landscape-Scale Fishery in the Bolivian Amazon. *Nature* 408, 190–193. doi:10.1038/35041555
- Erickson, C. L. (1995). “Archaeological Methods for the Study of Ancient Landscapes of the Llanos de Mojos in the Bolivian Amazon,” in *Archaeology In the Lowland American Tropics: Current Analytical Methods And Applications*. Editor P. Stahl (Cambridge University Press), 66–95. doi:10.1017/cbo9780511521188.004
- Eufemia, L., Morales, H., Bonatti, M., Graser, M., Lana, M., and Sieber, S. (2019). Collective Perception of Anthropic and Extractive Interventions in the Colombian Llanos. *Soc. Sci.* 8, 259–315. doi:10.3390/socsci8090259
- Falleiro, R. D. M. (2011). Resgate Do manejo tradicional Do Cerrado com fogo para proteção das terras indígenas Do oeste Do Mato Grosso: um estudo de caso. *Biodiversidade Bras* 1, 86–96.
- FAO (2000). *Recursos Florestais Mundiais: Termos e definições*, 21.
- Fernandes, E. C. M., Oktingati, A., and Maghembe, J. (1984). The Chagga Homegardens: a Multistoried Agroforestry Cropping System on Mt. Kilimanjaro (Northern Tanzania). *Agroforest Syst.* 2, 73–86. doi:10.1007/BF00131267
- Fernández-Lucero, M., Madriñán, S., and Campbell, L. M. (2016). Morphology and Anatomy of *Guacamaya superba* (Rapateaceae) and *Schoenocephalieae* with Notes on the Natural History of the Flor de inírida. *Harv. Pap. Bot.* 21, 105–123. doi:10.3100/hpib.v21iss1.2016.n9
- Fidelis, A., Alvarado, S., Barradas, A., and Pivello, V. (2018). The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. *Fire* 1, 49–11. doi:10.3390/fire1030049
- Figueira, J. E. C., Ribeiro, K. T., Ribeiro, M. C., Jacobi, C. M., França, H., de Oliveira Neves, A. C., et al. (2016). “Fire in Rupestrian Grasslands: Plant Response and Management,” in *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. Editor G. W. Fernandes (Cham: Springer International Publishing), 415–448. doi:10.1007/978-3-319-29808-5\_18
- Filgueiras, T. S. (2002). “Herbaceous Plant Communities,” in *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical savanna*. Editors P. S. Oliveira and R. J. Marquis (Columbia University Press), 121–139.

- Fletcher, M.-S., Hall, T., and Alexandra, A. N. (2020). The Loss of an Indigenous Constructed Landscape Following British Invasion of Australia: An Insight into the Deep Human Imprint on the Australian Landscape. *Ambio* 50, 138–149. doi:10.1007/s13280-020-01339-3
- Flores, B. M., Sá Dechoum, M., Schmidt, I. B., Hirota, M., Abrahão, A., Verona, L., et al. (2021). Tropical Riparian Forests in Danger from Large savanna Wildfires. *J. Appl. Ecol.* 58, 419–430. doi:10.1111/1365-2664.13794
- Gassón, R. A. (2002). Orinoquia: The Archaeology of the Orinoco. *J. World Prehistory* 16, 237–311. doi:10.1023/a:1020978518142
- Giles, A. L., Flores, B. M., Rezende, A. A., Weiser, V. d. L., and Cavassan, O. (2021). Thirty Years of clear-cutting Maintain Diversity and Functional Composition of Woody-Encroached Neotropical Savannas. *For. Ecol. Manag.* 494, 119356. doi:10.1016/j.foreco.2021.119356
- Hammond, N. (1980). “Prehistoric Human Utilization of the savanna Enviroments of Middle and South America,” in *Human Ecology in savanna Enviroments*. Editor D. R. Harris (London: Academic Press), 73–105.
- Harris, D. R., and Hillman, G. C. (2014). *Foraging and Farming - the Evolution of Plant Exploitation*. Editors D. R. . Harris and G. C. Hillman (London: Routledge).
- Hecht, S. B. (2017). “Domestication, Domesticated Landscapes, and Tropical Nature,” in *The Routledge Companion to the Environmental Humanities*. Editors U. K. Heise, J. Christensen, and M. Niemann (Abingdon: The Routledge), 23–36.
- Hernández-Hernández, R. M., Morros, M. E., Medina, C. A. B., Pérez, Z. L., Díaz, P. E. H., Hernández, A. O., et al. (2011). The Integration of Local and Scientific Knowledge in the Sustainable Management of Soils in savanna Agroecosystems. *Interciencia* 36, 104–112.
- Hill, R., and Baird, A. (2003). Kuku-Yalanji Rainforest Aboriginal People and Carbohydrate Resource Management in the Wet Tropics of Queensland, Australia. *Hum. Ecol.* 31, 27–52. doi:10.1023/A:1022830123349
- Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E. H., and Scheffer, M. (2011). Global Resilience of Tropical forest and savanna to Critical Transitions. *Science* 334, 232–235. doi:10.1126/science.1210657
- Hoffmann, W. A., Geiger, E. L., Gotsch, S. G., Rossatto, D. R., Silva, L. C. R., Lau, O. L., et al. (2012). Ecological Thresholds at the savanna-forest Boundary: How Plant Traits, Resources and Fire Govern the Distribution of Tropical Biomes. *Ecol. Lett.* 15, 759–768. doi:10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x
- Huber, O. (1987). Neotropical Savannas: Their flora and Vegetation. *Trends Ecol. Evol.* 2, 67–71. doi:10.1016/0169-5347(87)90151-0
- Huebert, J. M., and Allen, M. S. (2020). Anthropogenic Forests, Arboriculture, and Niche Construction in the Marquesas Islands (Polynesia). *J. Anthropological Archaeology* 57, 101122. doi:10.1016/j.jaa.2019.101122



- Huffman, M. R. (2013). The many Elements of Traditional Fire Knowledge: Synthesis, Classification, and Aids to Cross-Cultural Problem Solving in Fire-dependent Systems Around the World. *E&S* 18, 3. doi:10.5751/ES- 05843-180403
- IBGE (2012). Manual técnico da vegetação brasileira. second. , ed. I. B. de G and e. E. IBGE Rio de Janeiro.
- ILO (1989). Indigenous and Tribal Peoples Convention. The Foundations Mod. Int. L. Indigenous Tribal Peoples 1989 (No. 169), 12. doi:10.1163/9789004289062\_010
- Iriarte, J., Glaser, B., Watling, J., Wainwright, A., Birk, J. J., Renard, D., et al. (2010). Late Holocene Neotropical Agricultural Landscapes: Phytolith and Stable Carbon Isotope Analysis of Raised fields from French Guianan Coastal Savannas. *J. Archaeological Sci.* 37, 2984–2994. doi:10.1016/j.jas.2010.06.016
- Iriarte, J., Power, M. J., Rostain, S., Mayle, F. E., Jones, H., Watling, J., et al. (2012). Fire-free Land Use in Pre-1492 Amazonian Savannas. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 6473–6478. doi:10.1073/pnas.1201461109
- ISA (2005). Povos Indígenas No Brasil: Quem São? Available at: [https://pib.socioambiental.org/pt/Quem\\_são](https://pib.socioambiental.org/pt/Quem_são) Accessed in: 06/09/2021.
- Kauffman, J. B., Cummings, D. L., and Ward, D. E. (1994). Relationships of Fire, Biomass and Nutrient Dynamics along a Vegetation Gradient in the Brazilian Cerrado. *J. Ecol.* 82, 519–531. doi:10.2307/2261261
- Keeley, J. E., and Rundel, P. W. (2005). Fire and the Miocene Expansion of C4 Grasslands. *Ecol. Lett.* 8, 683–690. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00767.x
- Kingsbury, N. D. (2003). Same Forest, Different Countries. *J. Sust. For.* 17, 171–188. doi:10.1300/J091v17n01\_10
- Klink, C. a., and Machado, R. B. (2005). A Conservação Do Cerrado Brasileiro. *Megadiversidade* 1, 147–155. doi:10.1590/S0100-69912009000400001
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., and Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger Climate Classification Updated. *metz* 15, 259–263. doi:10.1127/0941-2948/2006/0130
- Laland, K., Matthews, B., and Feldman, M. W. (2016). An Introduction to Niche Construction Theory. *Evol. Ecol.* 30, 191–202. doi:10.1007/s10682-016-9821-z
- Laland, K. N., and O'Brien, M. J. (2010). Niche Construction Theory and Archaeology. *J. Archaeol. Method Theor.* 17, 303–322. doi:10.1007/s10816-010-9096-6
- Leal, A., Gassón, R., Behling, H., and Sánchez, F. (2019). Human-made Fires and forest Clearance as Evidence for Late Holocene Landscape Domestication in the Orinoco Llanos (Venezuela). *Veget Hist. Archaeobot* 28, 545–557. doi:10.1007/s00334-019-00713-w
- Levis, C., Flores, B. M., Moreira, P. A., Luize, B. G., Alves, R. P., Franco-Moraes, J., et al. (2018). How People Domesticated Amazonian Forests. *Front. Ecol. Evol.* 5, 1–21. doi:10.3389/fevo.2017.00171

- Lombardo, U., Denier, S., May, J.-H., Rodrigues, L., and Veit, H. (2013). Human-environment Interactions in pre-Columbian Amazonia: The Case of the Llanos de Moxos, Bolivia. *Quat. Int.* 312, 109–119. doi:10.1016/j.quaint.2013.01.007
- Lombardo, U., Iriarte, J., Hilbert, L., Ruiz-Pérez, J., Capriles, J. M., and Veit, H. (2020). Early Holocene Crop Cultivation and Landscape Modification in Amazonia. *Nature* 581, 190–193. doi:10.1038/s41586-020-2162-7
- Lopes, P. S. N., Souza, J. C. d., de, Reis, P. R., Reis, J. M., and Rocha, I. D. F. (2003). Caracterização Do ataque da broca dos frutos Do pequiizeiro. *Rev. Bras. Frutic.* 25, 540–543. doi:10.1590/s0100-29452003000300046
- Lúcio, S. L. B., Pereira, L. E. C., and Ludewigs, T. (2014). O Gado que circulava: Desafios da gestão participativa e impactos da proibição Do uso Do fogo aos criadores de gado de solta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Veredas Do Acari. *Biodiversidade Bras* 4, 130–155.
- Matthews, B., De Meester, L., Jones, C. G., Ibelings, B. W., Bouma, T. J., Nuutinen, V., et al. (2014). Under Niche Construction: An Operational Bridge between Ecology, Evolution, and Ecosystem Science. *Ecol. Monogr.* 84, 245–263. doi:10.1890/13-0953.1
- Mayle, F. E., Beerling, D. J., Gosling, W. D., and Bush, M. B. (2004). Responses of Amazonian Ecosystems to Climatic and Atmospheric Carbon Dioxide Changes since the Last Glacial Maximum. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 359, 499–514. doi:10.1098/rstb.2003.1434
- Meddens, A. J. H., Kolden, C. A., Lutz, J. A., Smith, A. M. S., Cansler, C. A., Abatzoglou, J. T., et al. (2018). Fire Refugia: What Are They, and Why Do They Matter for Global Change? *Bioscience* 68, 944–954. doi:10.1093/biosci/biy103
- Megggers, B. J. (2001). The Continuing Quest for El Dorado: Round Two. *Latin Am. Antiq.* 12, 304–325. doi:10.2307/971635
- Melo, M. M. De., and Saito, C. H. (2011). Regime de queima das caçadas com uso Do fogo realizadas pelos Xavante no Cerrado. *Biodiversidade Bras* 1, 97–109.
- Meyer, R. S., Duval, A. E., and Jensen, H. R. (2012). Patterns and Processes in Crop Domestication: An Historical Review and Quantitative Analysis of 203 Global Food Crops. *New Phytol.* 196, 29–48. doi:10.1111/j.1469-8137.2012.04253.x
- Miller, T. L. (2016). Living Lists: How the Indigenous Canela Come to Know Plants through Ethnobotanical Classification. *J. Ethnobiol.* 36, 105–124. doi:10.2993/0278-0771-36.1.105
- Miranda, H. S. (2010). “Efeitos Do regime Do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados Do Projeto Fogo,” in DF: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Editor H. S. Miranda Brasília.
- Mistry, J., Berardi, A., Andrade, V., Krahô, T., Krahô, P., and Leonardos, O. (2005). Indigenous Fire Management in the Cerrado of Brazil: The Case of the Krahô of Tocantíns. *Hum. Ecol.* 33, 365–386. doi:10.1007/s10745-005-4143-8
- Mistry, J., Schmidt, I. B., Eloy, L., and Bilbao, B. (2018). New Perspectives in Fire Management in South American Savannas: The Importance of Intercultural Governance. *Ambio* 48, 172–179. doi:10.1007/s13280-018-1054-7

- Monteiro, F. T. (2011). Os (as) apanhadores(as) de flores e o parque nacional das sempre-vivas (MG): Travessias e contradições ambientais, 241.
- Monteiro, F. T., Pereira, D. B., and Del Gaudio, R. S. (2012). Os(as) apanhadores(as) de flores e o Parque Nacional das Sempre-Vivas: entre ideologias e territorialidades. *Soc. Nat.* 24, 419–433. doi:10.1590/s1982-45132012000300004
- Morey, N. C. (1976). Ethnohistorical Evidence for Cultural Complexity in the Western Llanos of Venezuela and the Eastern Llanos of Colombia. *Antropologica* 45, 41–69.
- Moura, L. C., Scariot, A. O., Schmidt, I. B., Beatty, R., and Russell-Smith, J. (2019). The Legacy of Colonial Fire Management Policies on Traditional Livelihoods and Ecological Sustainability in Savannas: Impacts, Consequences, New Directions. *J. Environ. Manage.* 232, 600–606. doi:10.1016/j.jenvman.2018.11.057
- O’Dea, R. E., Lagisz, M., Jennions, M. D., Koricheva, J., Noble, D. W. A., Parker, T. H., et al. (2021). Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Metaanalyses in Ecology and Evolutionary Biology: a PRISMA Extension. *Biol. Rev.* 96, 1695–1722. doi:10.1111/brv.12721
- Odling-Smee, J., Erwin, D. H., Palkovacs, E. P., Feldman, M. W., and Laland, K. N. (2013). Niche Construction Theory: A Practical Guide for Ecologists. *Q. Rev. Biol.* 88, 3–28. doi:10.1086/669266
- Oliveira-Filho, A. T. (2009). Classificação das fitofisionomias da América Do Sul cisandina tropical e subtropical: proposta de um novo sistema - prático e flexível - ou uma injeção a mais de caos? *Rodriguésia* 60, 237–258. doi:10.1590/2175-7860200960201
- Oliveira-Filho, A. T., and Ratter, J. A. (2002). “Vegetation Physiognomies and Woody flora of the Cerrado Biome,” in *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical savanna*. Editors P. S. Oliveira and R. J. Marquis (Columbia University Press New), 91–120.
- Olorunfemi, F., Fasona, M., Oloukoi, G., Elias, P., and Adedayo, V. (2016). Traditional Knowledge in the Use and Management of forest Ecosystem for Livelihoods and Food Security in Nigerian Savanna. *J. Hum. Ecol.* 53, 167–175. doi:10.1080/09709274.2016.11906969
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., et al. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *Bioscience* 51, 933–938. doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0933:teotwa]2.0.co;2
- ONF (2017). Occupation du sol en 2015 sur la bande littorale de la Guyane et son évolution entre 2005 et 2015, 92. Paris: Ministère de L’agriculture et de l’alimentation.
- Orians, G. H. (1980). “Habitat Selection: General Theory and Applications to Human Behavior,” in *The Evolution of Human Social Behavior*. Editor J. S. Lockard (Elsevier/North Holland), 49–66.
- Pinheiro, E. D. S., and Durigan, G. (2009). Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação Do Cerrado no sudeste Do Brasil. *Rev. Bras. Bot.* 32, 441–454. doi:10.1590/s0100-84042009000300005

- Pinho, R. C., Alfaia, S. S., Miller, R. P., Uguen, K., Magalhães, L. D., Ayres, M., et al. (2011). Islands of Fertility: Soil Improvement Under Indigenous Homegardens in the Savannas of Roraima, Brazil. *Agroforest Syst.* 81, 235–247. doi:10.1007/s10457-010-9336-5
- Pivello, V. R., Vieira, I., Christianini, A. V., Ribeiro, D. B., da Silva Menezes, L., Berlinck, C. N., et al. (2021). Understanding Brazil's Catastrophic Fires: Causes, Consequences and Policy Needed to Prevent Future Tragedies. *Perspect. Ecol. Conservation* 19, 233–255. doi:10.1016/j.pecon.2021.06.005
- Ploeg, J. (2009). "Sete teses sobre a agricultura camponesa," in *Agricultura Familiar Camponesa Na Construção Do Futuro*. Editor P. Petersen (Rio de Janeiro: ASPTA), 17–32.
- Posey, D. A. (1985). Indigenous Management of Tropical forest Ecosystems: the Case of the Kayapó Indians of the Brazilian Amazon. *Agroforest Syst.* 3, 139–158. doi:10.1007/BF00122640
- R Team Core (2021). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Available at: <https://www.r-project.org/>.
- Ramos-Neto, M. B., and Pivello, V. R. (2000). Lightning Fires in a Brazilian savanna national park: Rethinking Management Strategies. *Environ. Manage.* 26, 675–684. doi:10.1007/s002670010124
- Reatto, A., Correia, J. R., Spera, S. T., and Martins, É. de S. (2008). "Solos Do Bioma Cerrado: Aspectos Pedológicos," in *Cerrado: Ecologia e flora*. Editor S. M. Sano (Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica), 107–150.
- Ribeiro, J. F., and Walter, B. M. T. (2008). "As Principais Fitofisionomias Do Bioma Cerrado," in " in *Cerrado: Ecologia e flora*. Editors S. M. Sano, S. P. de Almeida, and J. F. Ribeiro, 152–212.
- Ribeiro, J. F., and Walter, B. M. T. (1998). "Fitofisionomias Do Bioma Cerrado," in *Cerrado: Ambiente e flora*. Editors S. M. Sano and S. P. de Almeida (Brasília, DF: Embrapa CPAC), 89–166.
- Rindos, D. (2013). *The Origins of Agriculture: An Evolutionary Perspective*. San Diego: Academic Press.
- Roberts, P., Buhrich, A., Caetano-Andrade, V., Cosgrove, R., Fairbairn, A., Florin, S. A., et al. (2021). Reimagining the Relationship between Gondwanan Forests and Aboriginal Land Management in Australia's "Wet Tropics". *iScience* 24, 102190. doi:10.1016/j.isci.2021.102190
- Roberts, P. (2019). *Tropical Forests in Prehistory, History, and Modernity*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Rodrigues, L., Sprafke, T., Bokatola Moyikola, C., Barthès, B. G., Bertrand, I., Comptour, M., et al. (2020). A Congo Basin Ethnographic Analogue of Precolumbian Amazonian Raised fields Shows the Ephemeral Legacy of Organic Matter Management. *Sci. Rep.* 10, 10851. doi:10.1038/s41598-020-67467-8
- Rodríguez, I. (2007). Pemon Perspectives of Fire Management in Canaima National Park, Southeastern Venezuela. *Hum. Ecol.* 35, 331–343. doi:10.1007/s10745-006-9064-7

- Rosa, R. dos. S., Almeida, S. A. de., Araujo, A. C. de., and Moura, A. A. (2018). A agricultura tradicional na comunidade Kalunga Vão de Almas: Um estudo de caso. *Facit Bus. Technol. J.* 5, 121–141.
- Rostain, S. (2008). “Agricultural Earthworks on the French Guiana Coast,” in “Agricultural Earthworks on the French Guiana Coast,” in *Handbook Of South American Archaeology*. Editors H. Silverman and W. Isbell (New York, NY: Springer), 217–233. doi:10.1007/978-0-387-74907-5\_13
- Rostain, S. (2010). Pre-Columbian Earthworks in Coastal Amazonia. *Diversity* 2, 331–352. doi:10.3390/d2030331
- Rull, V., and Montoya, E. (2014). *Mauritia Flexuosa* palm Swamp Communities: Natural or Human-Made? A Palynological Study of the Gran Sabana Region (Northern South America) within a Neotropical Context. *Quat. Sci. Rev.* 99, 17–33. doi:10.1016/j.quascirev.2014.06.007
- Russell-Smith, J., Lucas, D., Gapindi, M., Gunbunuka, B., Kapirigi, N., Namingum, G., et al. (1997). Aboriginal Resource Utilization and Fire Management Practice in Western Arnhem Land, Monsoonal Northern Australia: Notes for Prehistory, Lessons for the Future. *Hum. Ecol.* 25, 159–195. doi:10.1023/A: 1021970021670
- IPCC (2021). in *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Editors B. Z. Masson-Delmotte, C. Péan, S. Berger, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, et al. (Cambridge University Press). In Press. doi:10.1080/03736245.2010.480842
- Sampaio, M. B., Schmidt, I. B., and Figueiredo, I. B. (2008). Harvesting Effects and Population Ecology of the Buriti Palm (*Mauritia Flexuosa* L. f., Arecaceae) in the Jalapão Region, Central Brazil. *Econ. Bot.* 62, 171–181. doi:10.1007/s12231-008-9017-8
- Sampaio, M. B., Ticktin, T., Seixas, C. S., and dos Santos, F. A. M. (2012). Effects of Socioeconomic Conditions on Multiple Uses of Swamp Forests in central Brazil. *Hum. Ecol.* 40, 821–831. doi:10.1007/s10745-012-9519-y
- Santos, G. L. d., Pereira, M. G., Delgado, R. C., and Torres, J. L. R. (2017). Natural Regeneration in Anthropogenic Environments Due to Agricultural Use in the Cerrado, Uberaba, MG, Brazil. *Biosci. J.* 33, 169–176. doi:10.14393/BJv33n1a2017-35036
- Sarfo-Mensah, P., and Oduro, W. (2007). Traditional Natural Resources Management Practices and Biodiversity Conservation in Ghana: A Review of Local Concepts and Issues on Change and Sustainability. *SSRN J.* 90, 1–19. doi:10.2139/ssrn.1017238
- Schmidt, I. B., and Eloy, L. (2020). Fire Regime in the Brazilian Savanna: Recent Changes, Policy and Management. *Flora* 268, 151613. doi:10.1016/j.flora.2020.151613
- Schmidt, I. B., Moura, L. C., Ferreira, M. C., Eloy, L., Sampaio, A. B., Dias, P. A., et al. (2018). Fire Management in the Brazilian Savanna: First Steps and the Way Forward. *J. Appl. Ecol.* 55, 2094–2101. doi:10.1111/1365-2664.13118
- Schmidt, I. B., Sampaio, M. B., Figueiredo, I. B., and Ticktin, T. (2011). Fogo e artesanato de Capim-dourado no Jalapão – Usos tradicionais e consequências ecológicas. *Biodiversidade Bras* 1, 67–85.

- Schmidt, I. B., and Ticktin, T. (2012). When Lessons from Population Models and Local Ecological Knowledge Coincide - Effects of Flower Stalk Harvesting in the Brazilian savanna. *Biol. Conservation* 152, 187–195. doi:10.1016/j.biocon.2012.03.018
- Scholes, R. J., and Archer, S. R. (1997). Tree-grass Interactions in Savannas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 517–544. doi:10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517
- Silva, L. C. R., Hoffmann, W. A., Rossatto, D. R., Haridasan, M., Franco, A. C., and Horwath, W. R. (2013). Can Savannas Become Forests? A Coupled Analysis of Nutrient Stocks and Fire Thresholds in central Brazil. *Plant Soil* 373, 829–842. doi:10.1007/s11104-013-1822-x
- Silva, T. C. d., Campos, L. Z. d. O., Balée, W., Medeiros, M. F. T., Peroni, N., and Albuquerque, U. P. (2017). Human Impact on the Abundance of Useful Species in a Protected Area of the Brazilian Cerrado by People Perception and Biological Data. *Landscape Res.* 44, 75–87. doi:10.1080/01426397.2017.1396304
- Sletto, B., and Rodriguez, I. (2013). Burning, Fire Prevention and Landscape Productions Among the Pemon, Gran Sabana, Venezuela: Toward an Intercultural Approach to Wildland Fire Management in Neotropical Savannas. *J. Environ. Manage.* 115, 155–166. doi:10.1016/j.jenvman.2012.10.041
- Smith, B. D. (2012). A Cultural Niche Construction Theory of Initial Domestication. *Biol. Theor.* 6, 260–271. doi:10.1007/s13752-012-0028-4
- Smith, B. D. (2011). General Patterns of Niche Construction and the Management of 'wild' Plant and Animal Resources by Small-Scale Pre-industrial Societies. *Phil. Trans. R. Soc. B* 366, 836–848. doi:10.1098/rstb.2010.0253
- Smith, M., and Fausto, C. (2016). Socialidade e diversidade de pequis (*Caryocar brasiliense*, *Caryocaraceae*) entre os Kuikuro Do alto rio Xingu (Brasil). *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciênc. Hum.* 11, 87–113. doi:10.1590/1981.81222016000100006
- Sousa Júnior, J. R., Albuquerque, U. P., and Peroni, N. (2013). Traditional Knowledge and Management of *Caryocar Coriaceum* Wittm. (Pequi) in the Brazilian Savanna, Northeastern Brazil. *Econ. Bot.* 67, 225–233. doi:10.1007/s12231-013-9241-8
- Sousa Júnior, J. R., Collevatti, R. G., Lins Neto, E. M. F., Peroni, N., and Albuquerque, U. P. (2018). Traditional Management Affects the Phenotypic Diversity of Fruits with Economic and Cultural Importance in the Brazilian Savanna. *Agroforest Syst.* 92, 11–21. doi:10.1007/s10457-016-0005-1
- Souza, J. M., Schmidt, I. B., and Conceição, A. A. (2018). How Do Fire and Harvesting Affect the Population Dynamics of a Dominant Endemic *Velloziaceae* Species in campo Rupestre? *Flora* 238, 225–233. doi:10.1016/j.flora.2017.02.007
- Spengler, R. N. (2021). Niche Construction Theory in Archaeology: A Critical Review. *J. Archaeol. Method Theor.* 28, 925–955. doi:10.1007/s10816-021-09528-4
- Staver, A. C., Archibald, S., and Levin, S. A. (2011). The Global Extent and Determinants of savanna and forest as Alternative Biome States. *Science* 334, 230–232. doi:10.1126/science.1210465

- Stier, A., de Carvalho, W. D., Rostain, S., Catzefflis, F., Claessens, O., Dewynter, M., et al. (2020). The Amazonian Savannas of French Guiana: Cultural and Social Importance, Biodiversity, and Conservation Challenges. *Trop. Conservation Sci.* 13, 194008291990047–21. doi:10.1177/1940082919900471
- Terrell, J. E., Hart, J. P., Barut, S., Cellinese, N., Curet, A., Denham, T., et al. (2003). Domesticated Landscapes: The Subsistence Ecology of Plant and Animal Domestication. *J. Archaeological Method Theor.* 10, 323–368. doi:10.1023/b:jarm.0000005510.54214.57
- Torres Romero, M. C., Galeano Garces, G. A., and Bernal, R. (2016). Cosecha y manejo de *Copernicia tectorum* (Kunth) Mart. Para uso artesanal en el caribe colombiano. *Colomb. For.* 19, 5. doi:10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2016.1.a01
- Vialou, D., Benabdelhadi, M., Feathers, J., Fontugne, M., and Vialou, A. V. (2017). Peopling South America's centre: the Late Pleistocene Site of Santa Elina. *Antiquity* 91, 865–884. doi:10.15184/aqy.2017.101
- Walter, B. M. T., Carvalho, A. M. de., and Ribeiro, J. F. (2008). “O conceito de savana e de seu componente Cerrado,” in *Cerrado: Ecologia e flora*. Editors S. M. Sano, S. P. de Almeida, and J. F. Ribeiro (Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica), 19–45.
- Welch, J. R., Brondízio, E. S., Hetrick, S. S., and Coimbra, C. E. A. (2013). Indigenous Burning as Conservation Practice: Neotropical Savanna Recovery amid Agribusiness Deforestation in Central Brazil. *PLoS One* 8, e81226. doi:10.1371/journal.pone.0081226
- Welch, J. R., and Coimbra Jr., C. E. A., Jr. (2021). Indigenous Fire Ecologies, Restoration, and Territorial Sovereignty in the Brazilian Cerrado: The Case of Two Xavante Reserves. *Land use policy* 104, 104055. doi:10.1016/j.landusepol.2019.104055
- Welch, J. R. (2015). Learning to hunt by Tending the Fire: Xavante Youth, Ethnoecology, and Ceremony in central Brazil. *J. Ethnobiol.* 35, 183–208. doi:10.2993/0278-0771-35.1.183
- Yibarbuk, D., Whitehead, P. J., Russell-Smith, J., Jackson, D., Godjuwa, C., Fisher, A., et al. (2001). Fire Ecology and Aboriginal Land Management in central Arnhem Land, Northern Australia: A Tradition of Ecosystem Management. *J. Biogeogr.* 28, 325–343. doi:10.1046/j.1365-2699.2001.00555.x

## CAPÍTULO IV. ESTUDO DE CASO

Manuscrito para submissão

---

**Políticas ambientais restritivas afetam o manejo tradicional e a extensão das paisagens da savana brasileira.** Autores: Maria Julia Ferreira; Carolina Levis; Ana Clara Alves Pereira; Paulo Negri Bernardino; Marina Hirota; Charles Roland Clement; Gustavo Taboada Soldati

### Resumo

Savanas tropicais são ambientes moldados pela ação humana há milhares de anos. As interações históricas nesses ambientes transformaram as savanas em mosaicos de paisagens domesticadas e dependentes das práticas de manejo dos povos e comunidades tradicionais que as habitam. Porém, nas últimas décadas, as políticas ambientais implementadas para conservação das savanas desconsideraram tais práticas de manejo e restringiram as ações humanas nestes ambientes. Os efeitos, ecológicos e sociais, destas restrições seguem incertos. Considerando isso, este estudo teve como objetivo expor os efeitos das políticas ambientais restritivas no manejo tradicional e na extensão das paisagens da Serra do Espinhaço. Para tal, sistematizamos as práticas de manejo realizadas por apanhadores de sempre vivas através de um levantamento etnoecológico. As extensões (em hectares) das diferentes unidades de paisagens foram classificadas ao longo de 24 anos, de 1999 a 2022, por meio de um modelo Random Forest. Correlacionamos, ainda, o comportamento das paisagens (unidades de paisagem agrupadas por similaridade) ao longo do tempo com dados climáticos, à ocorrência de incêndios e aos marcos políticos e sociais. A partir destes dados, relacionamos as mudanças encontradas na vegetação com a repressão do manejo tradicional dos apanhadores de sempre vivas causada pelas políticas ambientais restritivas. A repressão do manejo gerou um aumento significativo das paisagens savânicas e campestres em detrimento das florestais e rupestres. Além disso, a repressão do manejo mostrou-se relacionada às mudanças sociais, onde os apanhadores aumentaram e diversificaram suas paisagens cultivadas. Nossos dados sugerem fortemente que a repressão do manejo tradicional tenha, também, relação com um mega incêndio que ocorreu na região ao longo das duas décadas analisadas. Assim sendo, concluímos que a repressão do manejo tradicional trouxe consequências ecológicas e sociais, pois interferiu no processo de domesticação que ocorria na Serra do Espinhaço antes da implementação de políticas ambientais restritivas. De forma mais ampla, acreditamos que as comunidades tradicionais precisam ser protagonistas nas estratégias conservacionistas da savana brasileira devido seu rico conhecimento sobre a manutenção e proteção das paisagens.



## **Introdução**

Diversos estudos mostram os efeitos significados da presença humana nos diferentes ambientes, inclusive aqueles mais remotos do globo, antes julgados como intocados (Levis et al. 2018; Liu et al. 2022). Estes efeitos se estendem de mudanças na distribuição e composição de diversos grupos taxonômicos até ambientes totalmente transformados pela ação humana (Boivin et al. 2016, Clement et al. 2021). De forma geral, ambientes reconhecidos e categorizados por humanos, através do agrupamento de atributos visuais como relevo, vegetação, solos e modificações humanas são chamados de paisagens (Zonneveld 1989). As paisagens também podem ser definidas por seus graus de codependência entre humanos e ambientes, baseada em interações complexas aprimoradas ao longo do tempo (Terrell et al. 2003, Crumley 2007). No presente trabalho, paisagens foram categorizadas em um sistema hierárquico, onde paisagens são um agrupamento de unidades de paisagens (sub categorias descritas com maior detalhamento) agrupadas por conta de suas similaridades (Zonneveld 1989). A presença e o manejo humano são peças-chave para a definição, manutenção e conservação das paisagens (Clement 1999, Balée 2018). A domesticação de paisagens, processo que se baseia em comportamentos básicos dos humanos como a seleção, a acumulação e o cuidado, constrói com o tempo ambientes mais seguros e produtivos para os humanos (Clement et al. 2021). Estas simples ações são expressas por um conjunto de práticas de manejo, que tornam florestas mais diversas e abundantes em recursos, e mantem savanas e campos com uma menor cobertura arbórea (Clement 1999, Levis et al. 2018, Ferreira et al. 2022). Diante dessa interação milenar entre humanos-ambientes, podemos compreender a diversidade biológica, em todas as esferas de organização, como uma coprodução humana, diferente de uma visão prístina e intocável (Widgren 2011, Ellis et al. 2021). Porém, pouco se sabe sobre as consequências ecológicas da exclusão dos humanos dessas paisagens.

As savanas sul americanas vêm sendo ocupadas por humanos a milhares de anos (Bueno and Dias 2015, Bueno and Isnardis 2018) e são formadas por um mosaico de ecossistemas florestais, savânicos e campestres (Eiten 1972, Ribeiro and Walter 2008). Nas savanas, o fogo é um dos principais fatores estruturantes de suas paisagens (Staver et al. 2011), atuando como regulador da temperatura do solo, na ciclagem de nutrientes e influenciando a germinação e a floração de espécies (Coutinho 1982). Assim, as espécies savânicas apresentam diversas adaptações para um ambiente no qual o fogo é elemento central, como órgãos de armazenamento subterrâneos e cascas espessas e protetivas (Oliveira-Filho and Ratter 2002). Além disso, o fogo também é a peça-chave das práticas de manejo, feitas por sociedades de pequena escala, empregadas na conservação e domesticação das savanas (Pivello et al. 2021, Ferreira et al. 2022). A domesticação das savanas é feita através de práticas de manejo

tradicionais que, por um lado, mantem as paisagens savânicas e campestres através do manejo com fogo, e por outro, protege ou amplia a distribuição de unidades paisagens florestais por meio da proteção e prevenção contra o fogo. Este conjunto de estratégias cria um mosaico de ambientes antropogênicos que favorecem os modos de vida das sociedades humanas de pequena escala (Ferreira et al. 2022).

Diante do exposto, a exclusão do fogo na dinâmica das savanas pode trazer consequências ecológicas negativas (Pivello et al. 2021). Isso porque, o ciclo do fogo presente nas paisagens savânicas e campestres (dependentes do fogo) acaba favorecendo o estabelecimento de espécies lenhosas, incomum para estas paisagens, e propiciando a regeneração predominante de algumas poucas espécies herbáceas de alta biomassa (Kauffman et al. 1994, Ramos-Neto and Pivello 2000, Pivello et al. 2021). Simultaneamente, a exclusão do fogo nessas duas paisagens favorece, pelo acúmulo de biomassa, a ocorrência de incêndios drásticos (Fidelis et al. 2018). Estes incêndios de grandes proporções e intensidade acabam atingindo as paisagens florestais da savana, sensíveis ao fogo, e quando recorrentes, as convertem a paisagens de vegetação mais aberta (Dezzebó and Chacón 2005, Pivello et al. 2021). Diversas pesquisas têm buscado entender as causas desses incêndios de grande porte. Algumas apontam para as mudanças climáticas, enquanto outras apontam para a interrupção, de longo prazo, das queimadas culturais feitas pelos povos indígenas e comunidades tradicionais (Fletcher et al. 2021, Laming et al. 2022, Linley et al. 2022, Mariani et al. 2022).

Contudo, a exclusão do fogo foi, por muito tempo, a política ambiental predominante para a savana brasileira (Cerrado) (Ramos-Neto and Pivello 2000, Schmidt et al. 2016, Schmidt and Eloy 2020). A política de “fogo zero” vem sendo apontada como uma das principais causas para os incêndios catastróficos no bioma, principalmente pelo excesso de material combustível que se acumula (Fidelis et al. 2018, Schmidt and Eloy 2020, Pivello et al. 2021). Portanto, mesmo sabendo que grandes incêndios podem ser uma consequência da repressão do manejo tradicional, ainda permanece incerto quais são os efeitos dessa repressão do manejo na extensão das diferentes paisagens que compõe as savanas.

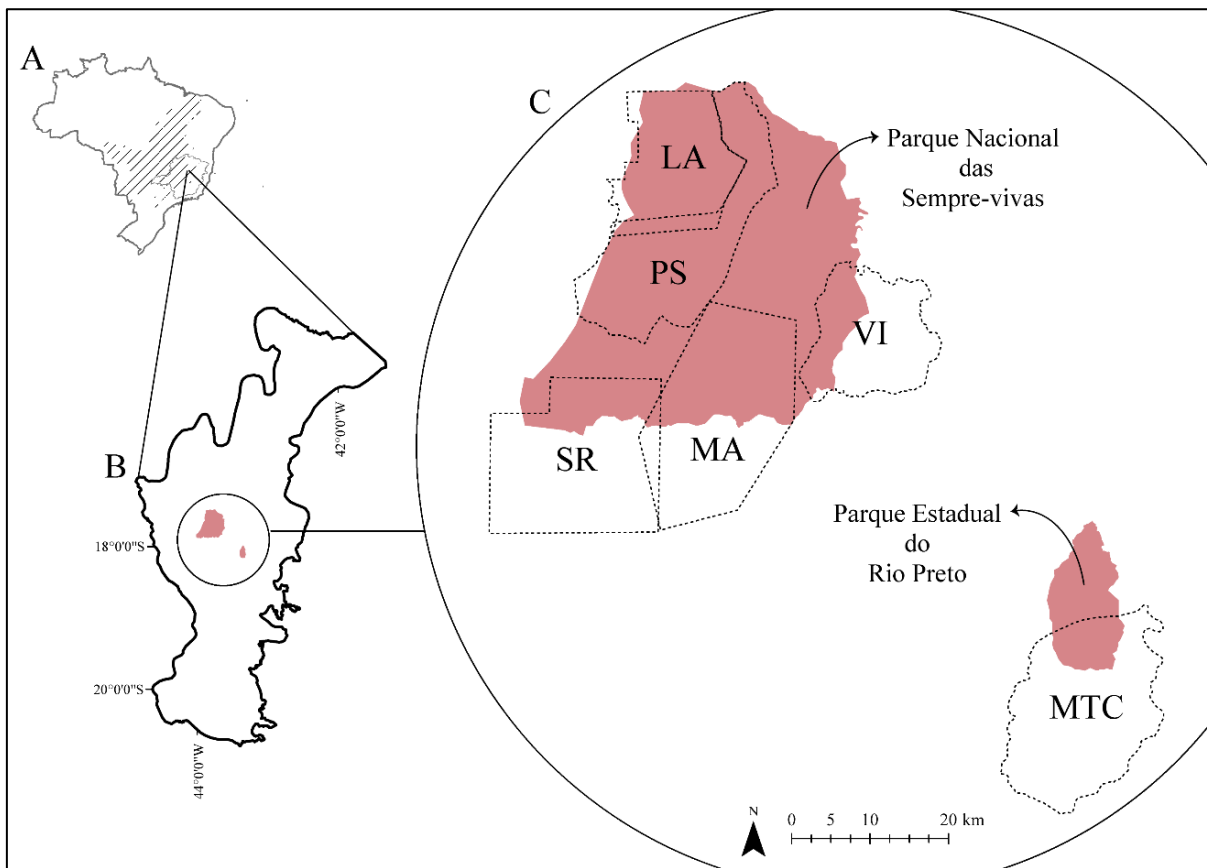
Considerando o acima exposto, nosso estudo teve como objetivo descrever as unidades de paisagem e as práticas de manejo realizadas por comunidades tradicionais de apanhadores de sempre vivas nessas diferentes unidades de paisagem, em uma região da savana brasileira (a Serra do Espinhaço Meridional). Além disso, buscamos avaliar as mudanças que ocorreram na extensão das diferentes unidades de paisagens e correlacionar as mudanças observadas com dados climáticos e marcos políticos e sociais que ocorreram ao longo de duas décadas. Nossa abordagem é baseada na interpretação das mudanças associadas às práticas de manejo tradicionais e seus propósitos, nas políticas ambientais e nos dados climáticos, o que permitiu

avaliar os efeitos da repressão do manejo tradicional na ocorrência de incêndios severos e na extensão, em hectares, das unidades de paisagem. Compreender como as políticas restritivas e a repressão do manejo tradicional influenciam a ocorrência de incêndios e as mudanças nas unidades de paisagem pode evidenciar fragilidades do sistema brasileiro atual de unidades de conservação e expor caminhos alternativos para estratégias de manejo e conservação das savanas ao redor do mundo.

## **Métodos**

### **Área de estudo**

Nosso estudo foi realizado na Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Brasil (Figura 1). A região é formada por superfícies elevadas e parcialmente aplainadas, entremeada de grandes afloramentos quartzíticos, e recoberta por um mosaico de diversas unidades de paisagem típicas da savana (Cerrado): campos rupestres, campos limpos, cerrados sentido restrito, cerradões e veredas (Linke 2008, Monteiro 2011). A região também apresenta paisagens influenciadas pela Mata Atlântica – manchas de florestas semidecíduas e matas secas – por ser uma região de ecotôno entre os dois biomas (Ribeiro and Walter 2008, Fávero 2021). A região montanhosa, com altitudes indo de 600 a 2000 metros, funciona como um divisor de águas: as águas que ali nascem alimentam os rios Jequitinhonha, São Francisco e Doce (Isnardis 2013, Andrade et al. 2018). A Região tem clima típico de savana tropical, Aw no sistema Köppen, apresentando um inverno seco e uma média de 1500 mm de chuva por ano; o período chuvoso vai de novembro a março e o seco de maio a setembro; a temperatura é amena, variando de 22 a 27 °C em média anual (Klink and Machado 2005, Sá Júnior 2009). Portanto, a região é caracterizada por uma sazonalidade bem-marcada. Os solos são majoritariamente distróficos à ácidos, de fertilidade mediana e com altos teores de alumínio (Cole 1986, Reatto et al. 2008).



**Figura 1:** Mapa da área de estudo. (A) apresenta o Brasil, o estado de Minas Gerais e o bioma Cerrado em hachurado. (B) apresenta a 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 rosa). (C) apresenta a localização do território tradicional das seis comunidades que são o foco deste estudo (LA: Lavras, PS: Pé de Serra, SR: Santa Rita, MA: Macacos, VI: Vargem do Inhaí e MTC: Mata dos Crioulos) e suas respectivas sobreposições entre si e com as Unidades de Conservação (em rosa).

A região é habitada historicamente por comunidades tradicionais descendentes de povos indígenas, quilombolas e europeus, e combinam em seu modo de vida diferentes formas de uso, manejos, conhecimentos e representações simbólicas de todas estas culturas (Monteiro 2011). Destaca-se um grupo que se autodefine como apanhadores de sempre vivas, vivendo em comunidades que se distribuem em, pelo menos, 15 municípios de Minas Gerais (Fávero et al. 2021). O nome faz referência a atividade de coleta de inflorescências das famílias Eryocaulaceae, Xyridaceae, Rapataceae e Cyperaceae, popularmente conhecidas como “sempre-vivas” (Monteiro and Fávero 2011, Monteiro et al. 2012, Fávero et al. 2021). Entretanto, o sistema agrícola tradicional dos apanhadores é composto por outras atividades, como cultivos em diferentes arranjos e manejos, criação de animais de pequeno e grande porte, agroextrativismo, entre outras. Esta pluralidade expõe uma flexibilidade condizente com as particularidades da região (Fávero et al. 2021). Devido a este complexo sistema tradicional de manejo, estas comunidades foram reconhecidas pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) como o primeiro sistema tradicional brasileiro considerado

patrimônio agrícola mundial (FAO 2023). De forma mais específica, nosso estudo foi realizado no território tradicional de seis comunidades apanhadoras de sempre-vivas: Lavras, Pé de Serra, Santa Rita, Macacos, Vargem do Inhaí e Mata dos Crioulos (Figura 1C).

O território tradicional dessas comunidades abrange uma grande diversidade de unidades de paisagem e todas se localizam no meio de um grande mosaico de unidades de conservação (Fávero et al. 2021). Esses territórios apresentam parcelas sobrepostas à duas Unidades de Conservação de proteção integral: o Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV; criado em 2002) e o Parque Estadual do Rio Preto (PERP; expandido em 2005) (Figura 1C). Ambas as Unidades apresentam relação conflituosa com as comunidades (Monteiro 2011, Fávero et al. 2021). Isso ocorre pois, assim como em outras áreas protegidas do Cerrado (Schmidt et al. 2016), ambos os parques adotaram por muito tempo políticas de proteção ambiental que focam na exclusão do fogo dentro das unidades, contrapondo o tradicional sistema de manejo dos apanhadores de sempre vivas. Além disso, outras atividades tradicionais foram proibidas, como a coleta de flores e a criação de gado (MMA 2016, IEF 2020). Somado a estas mudanças substanciais no modo de vida dos apanhadores, eles sentiram-se violados em diversos direitos humanos e tradicionais ao longo da implementação das unidades (Fávero et al. 2021).

### **Aspectos éticos e legais**

Seguindo o disposto na Resolução 466/2012 do Conselho Nacional de Saúde, na Lei 13.123 de 2015, no Decreto 8772 de 2016 e na Portaria nº 378/2018 do Ministério do Meio Ambiente, o presente estudo foi submetido e aceito pelo Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (CAAE: 19381419.3.0000.5207) e foi registrado no Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético (Sisgen) (Cadastro: A6D2616). Também foi aceito pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO), responsável pela autorização de pesquisas em Unidades de Conservação Federais (Processo nº: 0740760120200311). Antes de iniciar a coleta de dados, foi feito contato com a Comissão em Defesa dos Direitos das Comunidades Extrativistas (Codecex), órgão que representa politicamente os apanhadores de sempre-vivas, e com as seis comunidades parceiras da pesquisa, por meio de reuniões para explicar e adequar os objetivos e métodos desta pesquisa, além de detalhar o termo de consentimento livre e esclarecido, quando nos foi concedida permissão para realizar o estudo.

### **Produção de dados etnoecológicos**

Para sistematizar as informações sobre as diferentes unidades de paisagem da Serra do Espinhaço nós realizamos entrevistas semiestruturadas (Cassino et al. 2019, Hurrell et al. 2019) com 68 especialistas locais que aceitaram participar de nossa pesquisa. Optamos por entrevistar especialistas locais porque desejávamos acessar um conhecimento refinado sobre o uso e o manejo das paisagens (Alexiades 1996, Albuquerque et al. 2014) e não sua distribuição nas comunidades parceiras. Dos 68 especialistas, 46 eram homens e 22 eram mulheres, com idade média de 56 anos, variando de 21 a 91. Os primeiros especialistas foram identificados pelos líderes comunitários e, para abranger um maior número de especialistas, foi usada a técnica bola-de-neve, que consiste na indicação sucessiva de pessoas dentro de um grupo específico (Albuquerque et al. 2014). Todos os especialistas se identificaram como apanhadores de sempre-vivas, ainda que 26 desses não mais coletem por limitações físicas ou por receio das consequências provenientes dos conflitos territoriais. Além de apanhadores, 56 afirmam serem agricultores (82%), 46 criadores de gado (67%), dos quais 24 mantêm a tradição de “soltar” o gado nas terras altas na estação seca (Fávero et al. 2021), 5 aposentados (7%), 3 artesãs (4%), e 7% têm atividades complementares (guia turístico, universitária, empreendedor ou educador).

Os roteiros usados nas entrevistas semiestruturadas convidavam os especialistas locais a diferenciar todas as unidades de paisagem conhecidas e utilizadas, por meio de características ambientais, como vegetação, solo e espécies indicativas, bem como descrever as atividades realizadas em cada uma delas. Além disso, os especialistas eram estimulados, como perguntas, a fornecer informações sobre o manejo de cada uma das unidades de paisagem e descreverem, sob sua percepção, o que ocorre quando as práticas são interrompidas. As entrevistas nos permitiram criar uma lista de todas as unidades de paisagem reconhecidas localmente baseada na observação individual de cada especialista local. Esta lista com, 65 nomes populares, foi apresentada aos moradores de cada comunidade em seis reuniões coletivas (Sieber et al. 2014) com o intuito de apontarem, coletivamente, quais nomes eram “sinônimos”. Esta atividade, que contou com uma média de 25 moradores de cada comunidade, nos permitiu criar uma lista de 9 unidades de paisagem com nomes que representam o consenso entre os participantes.

Em seguida, nós transcrevemos, sistematizamos e categorizamos as informações de cada unidade de paisagem para uma descrição unificada e sintética de cada uma. Isso foi feito utilizando como referência o “discurso do sujeito coletivo”, ou seja, uma expressão síntese elaborada com fragmentos de manifestações de sentido semelhante reunidos numa só sentença (Lefevre and Lefevre 2005). Além disso, pedimos aos especialistas locais que nos guiassem pela região para que pudéssemos observar in situ e georreferenciar amostras de cada unidade de paisagem (Albuquerque et al. 2014). Nesta atividade, algumas das espécies indicativas foram fotografadas para posterior identificação botânica; as espécies que não foram encontradas em

campo ficaram apenas com nomes populares. Durante as turnês, também realizamos um exercício reflexivo de comparar todas as unidades de paisagem citadas, considerando as características ambientais descritas pelos comunitários e características ecológicas (tipo de vegetação, altura do dossel, porcentagem de cobertura e tipos de solos) descritas nas seguintes publicações: Eiten, (1978), IBGE (2012), Ribeiro & Walter (2008) e Fávero (2021). Este exercício reflexivo teve a finalidade de estabelecer uma correspondência entre a classificação local de unidades de paisagem com as classificações de unidades de paisagem disponíveis na literatura científica. Este passo metodológico foi fundamental para a definição das classes analíticas empregadas no processo de mapeamento (ver seção 2.4). Foram, ao todo, 197 km percorridos nestas turnês-guiadas, realizadas no final de 2021 e no início de 2022.

Também construímos, juntamente com os comunitários, uma linha do tempo onde foi possível dispor mudanças comportamentais no uso e manejo dos territórios ao longo do tempo (de Boef and Thijssen 2007). Para tal, os moradores de cada comunidade foram convidados, durante as reuniões coletivas citadas acima, a nos contar a história da comunidade desde sua criação até os dias atuais. Durante esta atividade, os participantes eram estimulados a fornecer informações sobre eventos que causaram mudanças nas suas formas tradicionais de usar e manejar as unidades de paisagem. Foram também estimulados a inserir nesta linha do tempo eventos climáticos como secas fortes, anos muito quentes e grandes incêndios que foram percebidos por eles.

### **Mapeamento da vegetação**

Para mensurar a extensão das unidades de paisagem ao longo do tempo (em hectares e/ou proporção do território, nossas variáveis dependentes), definimos um recorte temporal de 24 anos, de 1999 a 2022. A definição deste intervalo se deu para abranger anos anteriores a criação/expansão das unidades de conservação até o momento quando realizamos as coletas de dados em campo. A fim de detectar mudanças na extensão das unidades de paisagem ao longo do tempo, primeiramente precisamos quantificá-las anualmente. Para isso, nós realizamos uma classificação supervisionada de imagens de satélite através de um modelo Random Forest (Breiman 2001, Gislason et al. 2006). As imagens multiespectrais utilizadas na classificação são dos satélites Landsat 7 e Landsat 8, com uma resolução espacial de 30 m. As imagens foram obtidas através da interface Google Earth Engine, onde pixels com nuvens ou sombra de nuvens foram mascarados na própria interface antes de serem baixadas (Mateo-García et al. 2019, Mutanga and Kumar 2019).

Para o treinamento do modelo e realização da classificação, definimos 7 classes analíticas baseadas nas 9 classes populares, pois algumas classes populares foram unidas em

uma classe analítica por apresentar fisionomias muito próximas, dificilmente distinguíveis através das imagens analisadas. As classes analíticas consideradas neste estudo foram: serra, cerrado das terras baixas, cerrado das terras altas, vargem, capão, mata e terra de cultura (detalhes sobre as respectivas classes populares e fitofisionomias podem ser encontrados na MS Tabela 1). Para treinamento e validação do modelo Random Forest, foram utilizados 1015 polígonos, definidos em campo durante as turnês guiadas conduzidas em 2021 e com o auxílio de inspeção visual de imagens de satélite. Estes polígonos foram, então, separados em um conjunto de dados para treinamento e um outro conjunto de dados para validação. A distribuição foi realizada aleatoriamente, porém tomando o cuidado de disponibilizar em torno de 75% dos polígonos de cada classe para o treinamento e o restante (aproximadamente 25%) para a validação. Utilizar um banco de dados independente para a validação garante uma quantificação robusta da acurácia da classificação realizada (Gislason et al. 2006).

O modelo foi treinado para o ano de 2021, mesmo ano em que os dados de campo foram amostrados. Médias anuais e sazonais (i.e., durante a estação seca e a chuvosa) da reflectância em diferentes bandas do Landsat e dos dois índices de vegetação (i.e., NDVI e SAVI, que significam respectivamente *Normalized Difference Vegetation Index* e *Soil Adjusted Vegetation Index*) foram usadas como variáveis preditoras do modelo Random Forest. Para os índices de vegetação, a variância anual também foi utilizada como variável preditora. Por último, dados de altitude também foram incluídos como variável preditora (lista completa na Tabela 2 MS). O modelo foi então treinado, usando o conjunto de dados para treinamento, e as seguintes configurações para o algoritmo Random Forest: 80% de variáveis amostradas aleatoriamente como candidatas em cada divisão e 500 árvores de decisão. Para as demais configurações, valores padrões foram usados (Liaw and Wiener 2002). Finalmente, o modelo treinado foi utilizado para prever as classes no conjunto de dados separado para a validação, que foram então comparadas às classes reais (dados de referência). A classificação para o ano base (2021) obteve 86% de acurácia geral (coeficiente Kappa = 0.788; ver Figura 1 do MS para acurácia balanceada por classe analítica). A partir deste modelo, o algoritmo treinado foi usado para a classificação das imagens dos demais anos (de 1999 a 2022).

A partir desta classificação ano a ano, no recorte de 24 anos, obtivemos a porcentagem de cobertura de cada classe analítica para cada território tradicional estudado (Figura 1C). O limite de cada território foi definido com mapas participativos feito em conjunto com cada comunidade (de Boef and Thijssen 2007, Albuquerque et al. 2014) e para as quilombolas utilizamos a delimitação aprovada pelas comunidades em Relatório Antropológico realizado sob responsabilidade do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). Isso nos permitiu observar as mudanças de cada classe ao longo dos anos. Para analisar as tendências



de mudança nas proporções de cobertura e identificar rupturas nas tendências, nós utilizamos o algoritmo BFAST, que ajusta um ou mais modelos lineares (com pontos de ruptura entre eles) considerando a série temporal fornecida (Verbesselt et al. 2010). Por exemplo, caso um modelo com duas regressões lineares separadas por um ponto de ruptura se ajuste melhor do que um modelo linear simples (em termos de simplicidade e diminuição dos valores dos resíduos), o algoritmo conclui que há um ponto de ruptura na série temporal, e indica em que momento esse ponto ocorreu (Verbesselt et al. 2010). Com isso, foi possível identificar e quantificar mudanças tanto graduais quanto abruptas na proporção de certas classes, além de identificar o ano em que mudanças substanciais ocorreram na área de estudo. Portanto, dividimos o nosso período de estudo em dois: um antes das mudanças e um depois das mudanças.

Em seguida, analisamos em que direção a mudança ocorreu, isto é, de que classe para que outra classe foram as mudanças, utilizando um diagrama de Sankey. Para construção do diagrama agrupamos as classes em categorias mais abrangentes de paisagens (MS tabela 1), baseando em suas similaridades fisionômicas e ecológicas. Foram consideradas as seguintes paisagens: as florestais, são aquelas com estrato arbóreo predominante, dossel fechado e sensíveis ao fogo; as savânicas, aquelas cuja o estrato herbáceo-arbustivo contínuo, árvores esparsas, dependentes do fogo; as campestres, aquelas com estrato herbáceo contínuo, com a presença rara de árvores e dependente do fogo (Ribeiro and Walter 2008); as rupestres, que são dominadas por afloramentos rochosos comuns da região do estudo (Linke 2008); e as cultivadas, que são aquelas onde os humanos transformaram suas características através do cultivo de espécies úteis (Clement 1999). Todas as análises foram conduzidas no software R (R Team Core 2021).

Para avaliar como estas mudanças estão relacionadas com a repressão do manejo tradicional, levantamos os marcos legais, ao longo do tempo, associados a criação das unidades de conservação, os programas implementados e as ações realizadas. Tais informações foram obtidas através de publicações e documentos oficiais da área de estudo (Monteiro 2011, MMA 2016, IEF 2020, Fávero 2021). Além disso, por assumirmos que o clima pode explicar parte das mudanças nas unidades de paisagem (Sala et al. 2000, Hirota et al. 2011, IPCC 2021), levantamos dados de pluviosidade e temperatura médias ao longo da série temporal através de extensão Climatic Research Unit gridded Time Serie (CRU TS) do Google Earth (Harris et al. 2020). Tais informações foram relacionadas e dispostas na linha do tempo construída junto com apanhadores de sempre vivas de forma coletiva.

## **Resultados**

### **Classificação das unidades de paisagem**

Segundo os especialistas locais, existem nove unidades de paisagem que se distribuem dentro dos territórios tradicionais, que podem ser divididas em dois grupos: as terras altas, chamadas também de “alto da serra”; e as terras baixas, compostas pelo “Sertão” do lado ocidental e pelas “Beiras do Jequitinhonha” do lado oriental. As encostas de ambos os lados da Serra do Espinhaço são, segundo os especialistas, a transição entre as terras baixas e as terras altas (Figura 2A).

Nos pontos mais altos das terras altas se encontram as Serras, citadas por 63 (92 %) especialistas. Elas são definidas como “montanhas altas ou locais com muitas pedras com algumas árvores”. Correspondem aos afloramentos rochosos, especialmente de quartzito e aos cerrados rupestres e campos rupestres (Figura 2B). Também são chamadas popularmente de pedreiras e usadas como pontos de referências auxiliando na orientação espacial dos apanhadores de sempre-vivas. As principais espécies citadas como indicativas desta unidade de paisagem são: espécies de Cactaceae, chamadas de quiabo-da-serra (*Pilosocereus* sp.), mandacaru ou coroa-de-frade (*Discocactus* sp.); diferentes espécies de Velloziaceae popularmente conhecidas como canela (*Vellozia* spp.); duas espécies de Arecaceae, conhecidas como licuri (*Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman) e coquinho-da-serra (*Syagrus duartei* Glassman); e diferentes espécies de Orchidaceae. Os afloramentos rochosos apresentam fraturas onde se depositam um solo arenoso com cascalhos, de baixa fertilidade. As Serras são procuradas principalmente para a coleta de produtos não madeireiros (remédios naturais, frutas nativas para alimentação ou itens para confecção de artesanatos). Ademais, algumas árvores são retiradas das Serras para serem usadas em construções ou como lenha. As lapas, cavidades na rocha que ocorrem nas Serras, são usadas como abrigos ocasionais ou fixos (moradias) especialmente durante a atividade de coleta de sempre vivas.

Segundo os especialistas, os Carrascos, ainda nas terras altas, são encontrados na “barra” das Serras, em locais inclinados. Eles foram citados por 23 (33 %) especialistas e descritos como “locais com árvores baixas, finas, retorcidas e adensadas, com a presença marcante de espécies com espinhos”. Correspondem aos cerrados stricto sensu, em sua formação rala, que ocorrem acima dos 800 metros de altitude (Figura 2B). As principais espécies citadas como indicativas desta unidade de paisagem são: a carrasqueira (*Comanthera bisulcata* (Körn.) L.R.Parra & Giul.), espécies boas para lenha como a candeia (*Eremanthus* sp.) e espécies com espinhos como o arranha-gato. Os solos são arenosos e com a presença marcante de cascalho, de baixa fertilidade. Eles são usados principalmente para criação de gado solto, para coleta de algumas espécies de sempre-vivas e para retirada de madeiras secas para lenha. Três especialistas relataram que os Carrascos são “matas que já pegaram fogo e que não se recuperaram”, ou seja, estágios de sucessão estagnada de alguma formação florestal.

Na transição destes terrenos inclinados (Carrascos) para as partes mais baixas e aplainadas do alto da Serra ocorrem os Cerrados. Eles foram citados por 37 (54 %) especialistas e suas sinônimas são chapada e tabuleiro. Descritos como locais planos, com árvores baixas e retorcidas, e com capim, podendo ocorrer algumas árvores emergentes esparsas. Correspondem aos cerrados stricto sensu, em sua formação densa, que ocorrem acima dos 800 metros de altitude (Figura 2B). As principais espécies citadas como indicativas desta unidade de paisagem são: espécies de Vochysiaceae, conhecidas como cinzeiro ou cinzeirinho (*Vochysia* spp.); espécies de frutas como jaboticaba-do-mato (*Eugenia* sp.), mangaba (*Hancornia speciosa* Gomes), gabirola (*Eugenia* sp.); herbáceas como velame (*Croton* sp.) e canguçu; e espécies boas para lenha como a candeia (*Eremanthus* sp.). Os solos são arenosos e de baixa fertilidade, com a presença ocasional de cascalho. Eles são usados principalmente para criação de gado solto e para coleta de frutas e medicamentos. Os Cerrados são também procurados para coleta de algumas espécies de sempre-vivas e para retirada de madeiras secas para lenha.

Nas partes mais baixas e planas das terras altas encontram-se as Vargens, divididas em Campos e Brejos. Os Campos correspondem as nas partes mais secas e altas do terreno e foram citados por 64 (94 %) especialistas. São descritos como “locais amplos e planos recobertos de capim nativo; raramente apresentam indivíduos lenhosos”. Correspondem aos campos limpos secos (Figura 2B). As principais espécies citadas como indicativas desta unidade de paisagem são: diferentes espécies de sempre-vivas, como pé-de-ouro (*Comanthera elegans* (Bong.) L.R.Parra & Giul.), brejeira ou pé-liso (*Comanthera elegantula* (Ruhland) L.R.Parra & Giul.) e jazida (*Comanthera centauroides* (Bong.) L.R.Parra & Giul.). Possuem solo arenoso, podendo ter rara presença de pedregulhos, superficialmente seco, de baixa fertilidade. Eles são usados principalmente para a coleta de flores sempre-vivas (inflorescências do gênero *Comanthera*; da família das Eriocaulaceae) e para pastejo livre do gado. Já os Brejos encontram-se nas partes mais úmidas e baixas. Foram citados por 39 (57 %) especialistas e são descritos como locais de nascentes de água envoltas de capim nativo alto, sem a ocorrência de árvores, podendo ter a presença ocasional da palmeira buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.). Correspondem aos campos limpos úmidos e as veredas (Figura 2B). As principais espécies citadas como indicativas desta unidade de paisagem são: diferentes espécies Eriocaulaceae e Xyridaceae, popularmente conhecidos como botões, como espeta-nariz (*Rhynchospora globosa* (Kunth) Roem. & Schult.), cabeça-de-negro (*Xyris platystachya* Nilsson ex Malme) e estrelinha (*Rhynchospora speciosa* (Kunth) Boeckeler). Os solos são escuros, com alto teor de matéria orgânica e água em abundância e com maior fertilidade que os do seu entorno. A água presente nos Brejos é usada para consumo e a coleta de botões é a principal atividade. No passado os Brejos eram usados

para o plantio, atividade que exigia a drenagem da água superficial, mas atualmente são preservados por conta da água.

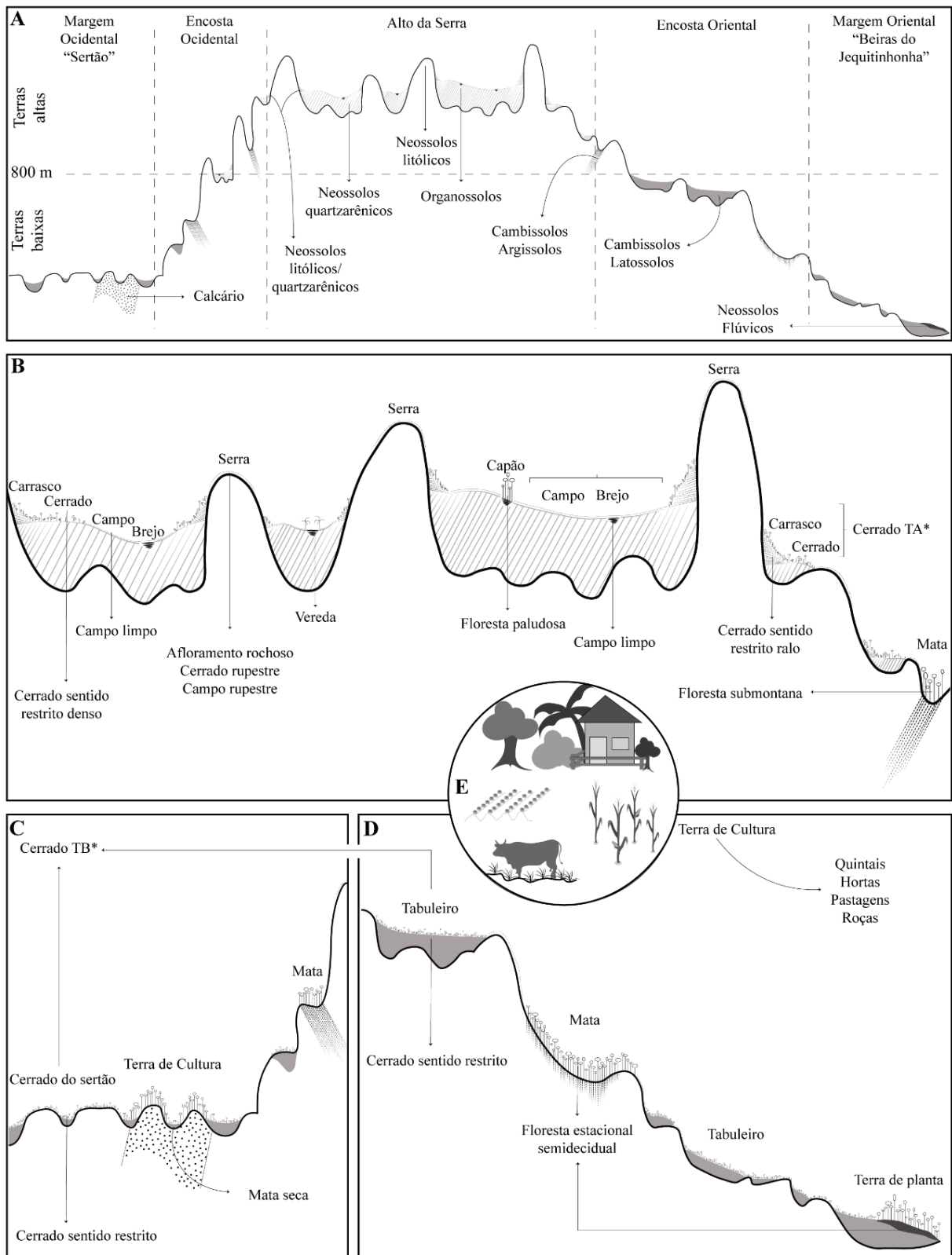
Outra unidade de paisagem associada as nascentes de água das terras altas são os Capões, citados por 40 (58 %) especialistas. Eles são locais de nascentes de água envoltas de muitas árvores altas e ocorrem no meio de alguns campos, podendo ocasionalmente ter um estrato herbáceo. Correspondem as florestas paludosas (Figura 2B). As principais espécies citadas como indicativas desta unidade de paisagem são: espécies de *Arecaceae*, como areca e palmito (*Euterpe* sp.); e espécies lenhosas como landim (*Calophyllum brasiliense* Cambess.), pindaíba (*Unonopsis* sp.) e quaresma (*Tibouchina* sp.). Os solos são escuros, arenosos com alto teor de matéria orgânica, sempre com a presença abundante de água. Sua fertilidade é considerada alta em comparação com outras unidades de paisagem. Foi relatado que os Capões são preservados para manutenção da água, ainda que deles sejam retirados produtos florestais não madeireiros e madeiras para construção de casas e móveis; eles também foram indicados como possíveis locais para abertura de áreas de cultivo.

Diferente das unidades de paisagem citadas acima, as Matas podem ocorrer tanto nas terras altas como nas terras baixas, em terrenos inclinados com influência de rios. Elas foram citadas por 42 (61 %) especialistas e são descritas como locais de grande extensão com a presença predominante de árvores grossas e altas, com a presença marcante de palmeiras e sem ocorrência de capim. Correspondem as florestas altimontanas e as manchas de florestas estacional semidecíduas que ocorrem na região (Figura 2B e 2D). As principais espécies citadas como indicativas desta unidade de paisagem são: espécies de *Arecaceae*, como coco-indaia (*Attalea compta* Mart.) e palmito (*Euterpe* sp.); diferentes espécies de *Bromeliaceae*; espécies de árvores como peroba (*Aspidosperma* sp.), monjolo (*Pterodon* sp.) e sucupira (*Pterodon emarginatus* Vogel); e o sambambaiçu (*Dicksonia* sp.). Os solos podem ser arenosos ou argilosos e, geralmente, mais escuros, com a presença marcante de serrapilheira e de umidade variável, conforme a posição que se encontram no terreno. Sua fertilidade é elevada comparada com as outras unidades de paisagem. As matas que ocorrem nas cotas altimétricas mais altas são comumente preservadas com o intuito de conservar a água da região. Em alguns casos, as Matas são utilizadas para a coleta de madeiras para construções e de extração de produtos florestais não madeireiros para alimentação e para manufaturas, como amarrar feixes de flores. Algumas Matas, especialmente aquelas próximas as moradias e nas cotas altimétricas mais baixas, são utilizadas para o cultivo de alimentos seguindo o sistema roça de toco com rotação e pousio das glebas.

Segundo os especialistas, há no entorno das moradias as Terras de cultura que podem ocorrer em terrenos inclinados ou planos, também chamadas de terra de planta (na margem

oriental). Elas foram citadas por 30 (44 %) especialistas e são paisagens cultivadas, como quintais, hortas, roças e pastagens (Figura 2E). Os principais cultivos destas paisagens são: mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), cana (*Saccharum officinarum* L.) e milho (*Zea mays* L.), quando transformados em roças de toco; e braquiária (*Brachiaria* sp.) ou hidropol (*Andropogon* sp.) quando transformados em áreas de pastejo. Os solos das terras de cultura são arenosos, escuros e de umidade variável. Sua fertilidade é maior que a dos solos das outras unidades. Segundo os especialistas antes de ser uma paisagem cultivada estes locais eram Matas – variando de florestas submontanas no alto da serra, matas secas da margem ocidental e florestas estacionais semidecíduais na margem oriental da serra (Figura 2B, 2C e 2D), com espécies como aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão), palmito (*Euterpe* sp.), pindaíba (*Unonopsis* sp.), monjolo (*Pterodon* sp.) e samambaiáçu (*Dicksonia* sp.).

Nas terras baixas, ainda temos uma unidade de paisagem: os Cerrados das Terras Baixas, também chamados de tabuleiros (na margem oriental) ou cerrados do sertão (na margem ocidental) (Figura 2C e 2D). Eles foram citados por 23 (33 %) especialistas, são descritos como áreas com muitas árvores de casca grossa, principalmente frutíferas, e com a presença de capim. Eles ocorrem na transição das terras altas e baixas. Correspondem ao cerrado stricto sensu que ocorrem abaixo dos 800 metros de altitude. As principais espécies citadas como indicativas desta unidade de paisagem são: espécies de frutas como pequi (*Caryocar brasiliense* A.St.-Hil.), pau-terra (*Qualea grandiflora* Mart.), cagaita (*Eugenia dysenterica* DC.), jatobá (*Hymenaea stigonocarpa* Mart. Ex Hayne), mangaba (*Hancornia speciosa* Gomes) e panã (*Annona crassiflora* Mart.). Os solos são secos e arenosos, com coloração avermelhada, presença ocasional de cascalho e de fertilidade média. Eles são usados para coleta de frutas e de plantas medicinais, para retirada de madeira para lenha ou carvão e para pastejo livre.



**Figura 2:** Representação esquemática da disposição das unidades de paisagem da Serra do Espinhaço. A) Perfil esquemático geral com divisões horizontais e verticais dos territórios dos apanhadores de sempre-vivas; e apresentação dos diferentes tipos de solo presentes na região segundo Fávero (2021) e padronizados pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – SiBCS (Embrapa 2006); B) Detalhamento das unidades de paisagem encontradas no alto da Serra (acima do perfil) e suas fitofisionomias correspondentes (abaixo do perfil); C)

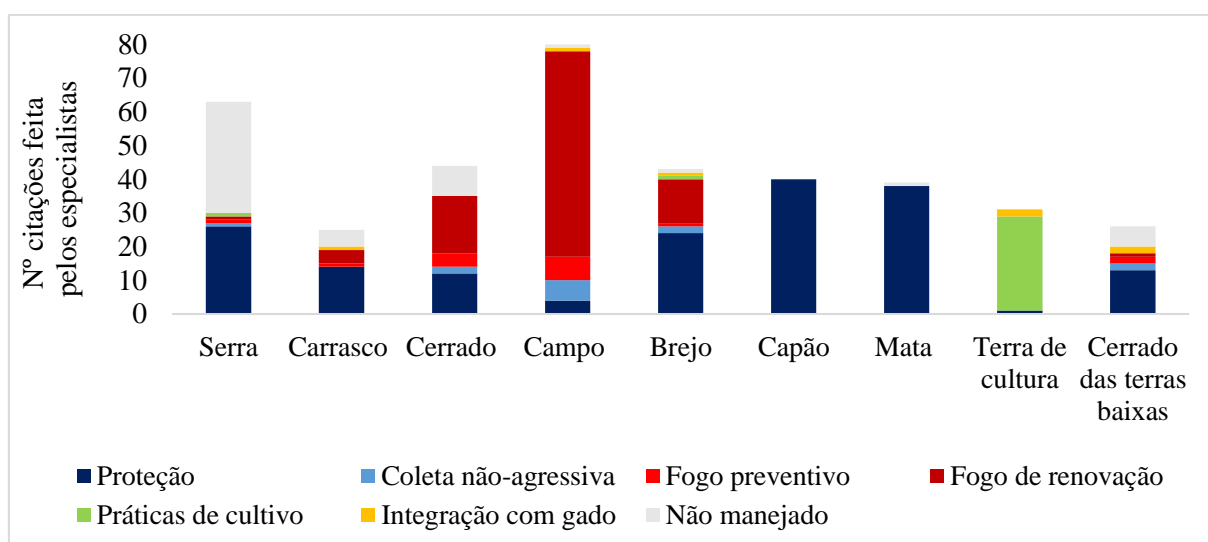
Detalhamento das unidades de paisagem encontradas na Margem e Encosta Ocidental (acima do perfil) e suas fitofisionomias correspondentes (abaixo do perfil); D) Detalhamento das unidades de paisagem encontradas no Margem e Encosta Oriental (acima do perfil) e suas fitofisionomias correspondentes (abaixo do perfil); e E) Detalhamento da unidade de paisagem Terra de Cultura, que pode ser encontrada ao longo de todo o perfil apresentado em A. As fitofisionomias apresentadas nos esquemas seguiram o proposto por: Walter e Ribeiro (2008); IBGE (2012); Fáveiro (2021). Os asteriscos marcam classes analíticas – usadas para identificar as mudanças temporais (ver seção Mudanças temporais) – que uniram duas unidades de paisagem apontadas pelos especialistas.

### **Manejo das unidades de paisagem e a percepção local sobre sua interrupção**

A partir das entrevistas, sintetizamos 6 categorias de manejo associadas às nove diferentes unidades de paisagem descritas para os territórios tradicionais: 1) Proteção – prática voltada à toda a comunidade de uma determinada unidade de paisagem que, por ser reconhecida como importante ou fundamental, especialmente por seus serviços ambientais, como a produção de água, são defendidas. Em geral, as ações protetivas se dão pela não retirada de recursos, isolamento das queimadas por aceiros, implementação de cercas para evitar a entrada do gado, acompanhamento das queimadas controladas com o uso de abafadores; 2) Coleta não-agressiva – são as práticas voltadas a manutenção de espécies de plantas importantes para o modo de vida, como não utilizar (suprimir) indivíduos jovens, não arrancar raízes de plantas herbáceas e indivíduos inteiros da população vegetal para garantir a produção futura e dispersão de sementes; 3) Fogo preventivo – consiste na ação de manejar com fogo de forma controlada com a finalidade prevenir incêndios em unidades de paisagem adjacentes; 4) Fogo para renovação – consiste na ação de atear fogo de forma controlada com intuito de renovar vegetação herbácea, especialmente aquelas de interesse, como sempre vivas, botões e capim nativo; 5) Práticas de cultivo – que envolvem atividades como uso inicial do fogo controlado – associado a aceiros – para abertura de área, corte frequente de herbáceas espontâneas, adubação orgânica, irrigação e a rotação de áreas para recuperação do solo; 6) Incorporação do gado – que envolve a incorporação do rebanho de gado nativo (curraleiro) como elemento do manejo, incluindo ações para evitar a sobrecarga das unidades de paisagem deixando um baixo número de indivíduos ou utilizar o próprio gado como controle das herbáceas, evitando assim incêndios. Registramos também citações diretas de não manejo, quando os especialistas relataram a não necessidade de zelar de determinada unidade de paisagem.

Estas categorias de manejo estão executadas de forma heterogênea nas diferentes unidades de paisagem (Figura 3). As Serras são protegidas (manejo citado por 26 especialistas, 38 %), porque segundo os especialistas estas unidades de paisagem não podem ter contato com o fogo por conta das águas que nascem nelas. Além de inibir o fogo fazendo aceiros, foram

citadas práticas protetivas como não coletar plantas, não caçar e não estragar as cavidades de pedra que servem de abrigos, e não coletar tudo de um determinado recurso (1 especialista, 1 %). A maior parte dos especialistas alega que as Serras podem também ser deixadas sem manejo (33 especialistas, 49 %), por serem locais onde o fogo não espalha, pois, as pedras típicas desses afloramentos rochosos funcionam como uma barreira natural. Raramente ocorreram relatos de serras sendo manejadas com fogo controlado para diminuir a alta biomassa de capim, altamente comburente (1 especialista, 1 %) ou para renovar seus recursos (1 especialista, 1 %). Quando questionados sobre o que acontece caso as Serras fiquem sem manejo, os especialistas relataram “elas acabam pegando fogo e que muitas plantas, especialmente as árvores, tendem a morrer”. Também foi observado que os animais que vivem nas Serras morrem em caso de fogo. Ademais, a diminuição ou o esgotamento da água também foram citados como consequências do fogo nas Serras.



**Figura 3:** Representação gráfica da distribuição das práticas de manejo pelas unidades de paisagem da Serra do Espinhaço, utilizando como base as citações feitas pelos especialistas durante as entrevistas.

Os Carrascos (manejo citado por 4 especialistas, 6 %) e os Cerrados (17 especialistas, 25 %) são manejados especialmente pelo fogo controlado, em média, a cada dois anos – após uma grande chuva, entre os meses de maio e agosto – para renovação da vegetação herbácea que serve de pasto para o gado. O fogo também é empregado nestas duas unidades de paisagem para controlar a biomassa comburente, prevenindo grandes incêndios (1 e 4 especialistas, sendo 1 % e 6 % respectivamente). Fora dos períodos chuvosos, ambas as unidades de paisagem são protegidas do fogo quando ocorrem muito próximos as Serras (14 e 12 especialistas, sendo 21 % e 18 % respectivamente). Houve ainda especialistas que afirmam que estas duas unidades podem ser deixadas sem manejo (5 e 9 especialistas, 7 % 13 % respectivamente). O gado foi indicado como responsável pelo controle do capim nos Carrascos (1 especialista, 1 %). A coleta



não-agressiva voltada para as árvores do Cerrado também foi citada, quando os especialistas explicaram que árvores só são retiradas quando “maduras”, ou seja, já passaram por diversos eventos reprodutivos (2 especialistas, 3 %). A percepção do que ocorre com Carrascos e Cerrados não manejados é a mesma: quando ficam sem fogo por muito tempo, acumulam grandes quantidades de biomassa da vegetação herbácea seca, popularmente chamados de baceiro, que, ao ser queimada resulta em incêndios severos e sem controle. Após os incêndios os Carrascos e Cerrados ficam impróprios para o pastejo do gado, pois aumenta a abundância de *Palicourea marcgravii* A. St.-Hil., espécie popularmente chamada de erva-de-rato e conhecida por causar intoxicação forte nos animais.

Os Campos também são manejados principalmente com fogo controlado para renovação das flores e da vegetação herbáceas, que serve de pastagem (manejo citado por 61 especialistas, 90 %). O fogo controlado nos campos também é usado para diminuir o baceiro (acúmulo de grandes quantidades de biomassa seca da vegetação herbácea) e prevenir grandes incêndios (7 especialistas, 10 %). O manejo com fogo para ambas as finalidades, segundo os especialistas, deve ser feito no início do inverno – por conta da umidade da neblina – entre os meses de maio e julho e bianualmente, em média. O manejo protetivo dos Campos é relacionado a não deixar o fogo atingir fora desses períodos visto como ideal (4 especialistas, 6 %). Foi relatado também é possível proteger os Campos por meio do controle da quantidade de gado que acessa cada campo, para não sobrecarregar esta unidade de paisagem (1 especialista, 1%). Houveram relatos de coleta não-agressiva voltada para flores nos Campos, onde os especialistas explicaram que “sempre é preciso deixar uma parte das flores sem coleta para garantir a produção de sementes”, conhecida localmente como restolho, e também deve haver um cuidado para não arrancar as raízes das flores no momento da coleta (6 especialistas, 9 %). Raramente ocorreram relatos de Campos sem a necessidade de manejo (1 especialista, 1%). Já os Brejos, locais úmidos, são manejados por meio da proteção feita com a construção de aceiros evitando o contato com o fogo controlado mais frequente dos Campos, locais mais secos, e a construção de cercas para impedir o acesso do gado às nascentes (manejo citado por 24 especialistas, 35 %). Outra forma de proteger os Brejos é através do controle da quantidade de gado que acessa cada brejo, para não sobrecarregar esta unidade de paisagem (1 especialista, 1%). Entretanto, os Brejos, ainda que protegidos, também devem ser queimados, contudo, em intervalos de tempo maiores – a cada três anos, entre os meses de junho e julho – para que as espécies de botões e sua pastagem se renovem (13 especialistas, 19 %), e para controlar o nível do material combustível evitando, novamente, grandes incêndios (1 especialista, 1%). Assim como nos Campos, a coleta de botões é feita de forma não-agressiva (2 especialistas, 3 %). Raramente práticas de cultivos, como roçar e drenar, foram relacionadas aos Brejos (1 especialista, 1%).

Raramente ocorreram relatos de Brejos sem a necessidade de manejo (1 especialista, 1%). A percepção da interrupção do manejo destas duas unidades campestres, Campos e Brejos, é integrada. Isso porquê, segundo os especialistas, falhas no calendário de queima das Vargens (Campos e Brejos juntos) geram baceiros que fazem com que as diversas espécies de sempre-vivas e botões parem de produzir ou morram; o solo fica muito “seco” e começa a “desmoronar”. Com o passar do tempo, a interação do acúmulo da vegetação seca e solos secos pode levar a um incêndio severo, que pode escapar dos campos para as outras unidades da paisagem e acaba com a umidade do brejo, que é responsável por conservar a água de todo o território. Outra percepção menos comum é que, sem manejo, “começam a brotar arbustos e arvoretas” que antes não eram comuns nas Vargens.

Os Capões são manejados por ações protetivas (manejo citado por 40 especialistas, 59 %), para preservar a água que nasce nesta unidade de paisagem. Os especialistas relataram diferentes formas de proteção: construção de aceiros contra o fogo das unidades adjacentes, construção de cercas para impedir o acesso do gado. O gado é visto como prejudicial às nascentes, pois causam danos pelo pisoteio. Impedir o acesso do gado aos Capões também é visto como forma de proteger os animais, pois os Capões apresentam uma elevada abundância de erva-de-rato (*Palicourea marcgravii* A. St.-Hil.), conhecida por causar intoxicação. Os especialistas relatam que, se esses manejos são interrompidos os Capões acabam pegando fogo e conseqüentemente a água seca, o que acaba secando a água de toda a região porque é nestas paisagens que elas nascem. Também é percebido que com o fogo, diferentes dos Carrascos e Cerrados, as árvores dos Capões morrem, e demoram muitos anos para rebrotar. Alguns especialistas relataram que “Capões que pegam fogo ficam parecidos com Carrascos: com árvores finas e com muitos espinhos”.

As Matas são principalmente protegidas devido sua sensibilidade ao fogo (manejo citado por 38 especialistas, 56 %). Esta proteção foi relatada com sentenças que afirmam que estas paisagens não podem queimar e nem ser desmatadas, e também por relatos que aceiros devem ser feitos para evitar o contato com o fogo. Outra forma de proteger as Matas, segundo os especialistas, é queimar os Campos na “época certa”, pois, assim, o fogo se restringe aos campos. Houve um relato de que as Matas não precisam ser manejadas (1 especialista, 1%). A percepção local sobre a interrupção deste manejo é que, “se não cuidar, as Matas acabam pegando fogo e conseqüentemente as árvores e os bichos morrem”, o solo fica fraco e os rios e nascentes secam. Além disso, há relatos de que, se uma mata for queimada ela demora para voltar ao seu estado natural (alguns especialistas relataram que são necessários mais de 10 anos) ou “ficam parecidos com Carrascos: com árvores finas e com muitos espinhos”.

As Terras de cultura são manejadas de forma muito específica, por serem paisagens já totalmente transformados pela ação humana. Seu manejo (citado por 28 especialistas, 41 %) consiste inicialmente em realizar o corte da vegetação nativa seguido da queima para limpeza, em seguida é feito o plantio de espécies de interesse humano. Uma vez que os cultivos são estabelecidos, o manejo é voltado para a manutenção desta paisagem cultivada por meio da corte de plantas espontâneas, irrigação e adubação. O controle de herbáceas feito pelo gado nestas unidades de paisagem também foi relatado (2 especialistas, 3 %) Além destes cuidados, estas unidades de paisagem são cercadas e protegidas de qualquer fogo que não seja o usado inicialmente (1 especialista, 1%). Os especialistas locais relataram que se o manejo das Terras de cultura é interrompido, estes locais voltam a ser as unidades de paisagem de antes do cultivo e as espécies cultivadas acabam morrendo.

Os Cerrados das terras baixas são protegidos (manejo citado por 13 especialistas, 19 %), pois o fogo é visto como algo prejudicial, embora não tenham sido relatadas ações como a construção de aceiros. O fogo nestas paisagens pode ser evitado, segundo alguns especialistas, com a presença do “gado, que controla a altura do capim” (2 especialistas, 3 %). Isso está relacionado também ao fato de os especialistas assumirem que estas paisagens não precisam de manejo (6 especialistas, 9 %). Houveram relatos de coleta não-agressiva voltada para as árvores do Cerrado das terras baixas, onde os especialistas explicaram que árvores só são retiradas quando maduras (2 especialistas, 3 %). São raros os relatos que assumem que Cerrados das terras baixas precisam de fogo para renovar sua pastagem (1 especialista, 1 %) ou para evitar grandes incêndios (2 especialistas, 3 %). De forma geral os especialistas percebem que quando o manejo desta unidade de paisagem é interrompido “ela acaba pegando fogo, porém as árvores não morrem ainda que as frutas sejam perdidas”. O estrato herbáceo morre prejudicando a criação de gado, porém volta a brotar com o tempo.

De forma geral, o manejo da Serra do Espinhaço é relato pelos apanhadores como algo integralizado e voltado a manutenção das características de interesse humanos ao longo dos anos. No caso de paisagens campestres e savânicas o conjunto de práticas de manejo, apresentado acima, mantêm o baixo recrutamento de árvores e estrato herbáceo controlado (não adensado); e, conseqüentemente, a manutenção das dinâmicas ecológicas destas paisagens. Em paralelo, as paisagens florestais, presentes no mosaico de ambientes, são manejadas com medidas que protegem ou aumentam a extensão das florestas e a diversidade de plantas de interesse humano. Tal entrelaçamento e complexidade entre as práticas, ressalta a construção de ambientes mais seguros e produtivos para os apanhadores de sempre vivas, ou seja, deixa claro como o processo de domesticação ocorre na Serra do Espinhaço. Além disso, os especialistas veem o manejo das unidades de paisagem de forma integrada, ou seja, manejar

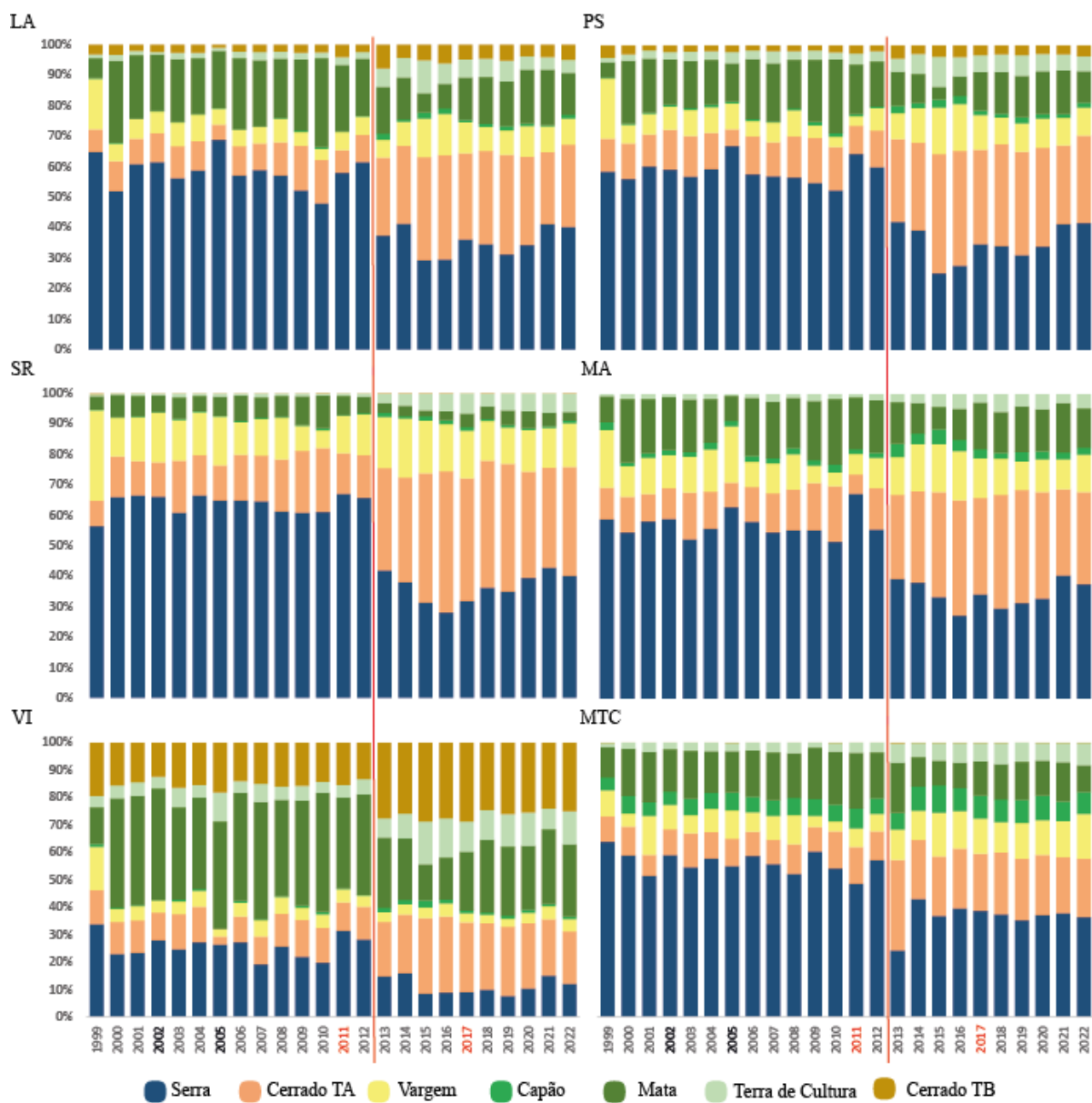
uma unidade pode significar o manejo indireto de outra unidade. Com isso, a percepção da interrupção do manejo também se torna coletiva. Sendo assim, existe uma percepção geral de que a interrupção do manejo tradicional das diferentes unidades de paisagem que compõe a Serra do Espinhaço é vista como uma das causas dos grandes incêndios que ocorreram na região nos últimos anos. Estes, por sua vez, trazem consequências como diminuição das águas, aumento da temperatura local, dificuldade de cultivar e diminuição da qualidade de vida dos apanhadores de sempre vivas.

### **Mudanças temporais**

Ao longo dos 24 anos analisados, ocorreram mudanças na extensão (proporção que cada unidade ocupa no território analisado) das sete unidades de paisagem, nas políticas ambientais e nas relações das comunidades de apanhadores de sempre vivas com seus territórios. A partir de nossas análises, observamos que ocorreram mudanças na porcentagem de cada unidade de paisagem em cada comunidade ao longo do tempo (Figura 4). A partir dos modelos lineares ajustados, observamos também relações significativas ou tendências entre o tempo e as proporções de cada classe. Estas relações expõem a direção das mudanças e quanto cada classe mudou, em porcentagem, por ano (Quadro 1). Estes modelos também mostraram a ocorrência de rupturas nas tendências de algumas classes, ou seja, permitiram observar que algumas classes tiveram mudanças na direção das tendências (e.g., a proporção estava crescendo e repentinamente começa a decrescer) ou mudanças abruptas nas tendências (Tabela 1). A análise dos dados sugere que o ano de 2013, além de marcar as rupturas de tendências encontradas acima, também se destacou como aquele que puxou as tendências, seja de diminuição ou aumento.

Algumas unidades apresentaram padrões uniformes em todas as comunidades parcerias. As Serras diminuíram com o passar dos anos no território de todas as comunidades, apresentando perdas que vão de 0.92 % a 1.61 % ao ano (totalizando uma perda de 22 % a 38 %, considerando a série temporal completa). Os Capões aumentaram ao longo dos anos, apresentando ganhos que vão de 0.04% a 0.16% ao ano (totalizando acréscimos de 0.9% a 3%). As Terras de Cultura também aumentaram, apresentando ganhos que variam de 0.17 % a 0.36 % ao ano (totalizando acréscimos de 4 % a 8 %). Em Santa Rita, houve uma ruptura na tendência, onde até 2013 não houve mudanças significativas e depois deste ano passou a aumentar 0.25 % ao ano (totalizando um aumento de 6 %). Contrariamente, os Cerrados das terras altas aumentaram dentro dos 6 territórios tradicionais, apresentando ganhos que variam de 0.74 % a 1.54 % ao ano (totalizando acréscimos de 17 % a 36 %). Diferentemente, as outras unidades de paisagem apresentaram padrões específicos em cada comunidade. As Vargens

permaneceram estáveis no território de Lavras, Pé de Serra, Santa Rita e Macacos; em Mata dos Crioulos, as vargens aumentaram 0.28 % a cada ano (totalizando um aumento de 6 %); em Vargem do Inhaí, elas diminuíram 0.17 % a cada ano (4% ao longo dos 24 anos). As Matas diminuíram em Santa Rita, Vargem do Inhaí, Mata dos Crioulos, apresentando perdas que vão de 0.14 % a 0.66 % ao ano (totalizando perdas de 3 % a 15 %); e em Lavras, Pé de Serra e Macacos permaneceram estáveis. Os Cerrados das terras baixas aumentaram 0.14 % em Lavras (totalizando um aumento de 3 %); em Pé de Serra, Santa Rita e Mata dos Crioulos permaneceram estáveis; em Vargem do Inhaí houve uma ruptura na tendência, onde até 2013 era estável e posteriormente passou a diminuir 0.38 % ao ano (totalizando uma diminuição de 9 %); e Macacos não apresenta dados para esta classe.



**Figura 4:** Gráficos expõem as variações na porcentagem das unidades de paisagem em cada comunidade (LA: Lavras, PS: Pé de Serra, SR: Santa Rita, MA: Macacos, VI: Vargem do Inhaí

e MTC: Mata dos Crioulos), ao longo do tempo. As linhas vermelhas ressaltam o ponto de mudança da comunidade vegetal observado a partir do ano 2013. Os anos destacados em preto representam os anos de criação e expansão das unidades de conservação; e os anos destacados em vermelhos aqueles que grandes incêndios foram registrados.

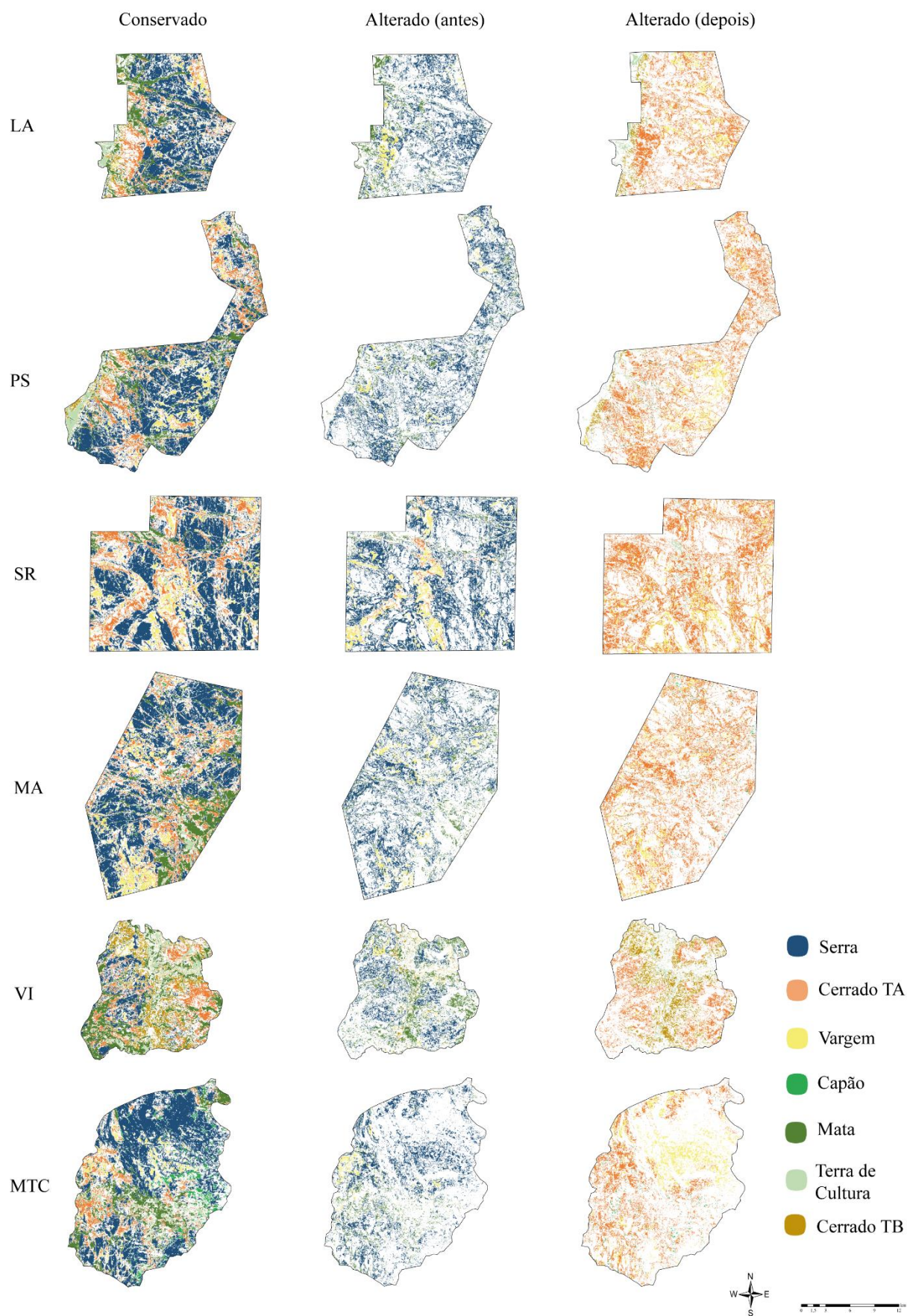
Estas tendências são explicadas por substituições que se manifestaram de forma mais evidente nas unidades de paisagem em cada comunidade a partir do ano de 2013, ainda que a maior porção dos territórios tenha conservado as unidades de paisagem ao longo do tempo (Figura 5). Em Lavras, é possível observar que as Serras se transformaram em Cerrados das terras altas e em Vargens na porção leste do território; por outro lado as Vargens tornaram-se Cerrados das terras altas na porção sudoeste; e uma pequena parcela das Matas foi transformada em Terras de cultura no oeste do território (Figura 5). Em Pé de Serra, a mudança mais expressiva foi a conversão de Serras em Cerrados das terras altas. Em Santa Rita, as Serras transformaram-se em Cerrado das terras altas ao longo de todo o território; na porção central uma pequena parcela das Vargens deu lugar aos Cerrados das terras altas; e no noroeste um pequena mancha de Cerrado das terras altas virou Terra de Cultura. Em Macacos, as Serras transformaram-se em Cerrado das terras altas ao longo de todo o território; e no sudeste pequenas parcelas de Matas transformaram-se em Cerrado das terras altas (Figura 5). Em Vargem do Inhaí, as Matas da parte norte do território foram transformadas em Terras de Cultura; e na porção sul em Cerrados das terras altas e Cerrados das terras baixas (Figura 5). Em Mata dos Crioulos, as Serras deram espaço para as Vargens ao norte do território; as matas ao sul converteram-se em Terras de cultura (Figura 5).

**Quadro 1:** Tendências de mudança, em porcentagem, nas unidades de paisagem ao longo da série temporal, apresentadas por comunidade (LA: Lavras, PS: Pé de Serra, SR: Santa Rita, MA: Macacos, VI: Vargem do Inhaí e MTC: Mata dos Crioulos). As colunas indicadas com Ma são os valores referentes mudanças anuais, ou seja, acréscimo ano a ano e as indicadas com Mg são valores referentes a mudanças gerais ao longo da série temporal. Os valores negativos representam tendências (slope) de diminuição e os positivos de acréscimo (relações significativas,  $p < 0.05$ ), e os valores nulos representam estabilidade (relações não significativas,  $p > 0.05$ ). As células que apresentam dois valores representam aquelas onde ocorreu uma ruptura nas tendências, sendo o primeiro valor referente a tendências pré-ruptura e o segundo pós-ruptura.

	LA		PS		SR	
	Ma	Mg	Ma	Mg	Ma	Mg
Serra	-1.43	-34.32	-1.41	-33.84	-1.61	-38.64
Cerrado TA	1.21	29.04	1.22	29.28	1.54	36.96
Vargem	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Capão	0.05	1.20	0.07	1.68	0.04	0.96
Mata	0.00	0.00	0.00	0.00	-0.14	-3.36
Terra Cultura	0.25	6.00	0.20	4.80	0.00/0.25	0.00/6.00
Cerrado TB	0.14	3.36	0.00/0.00	0.00/0.00	0.00	0.00

	MA		VI		MTC	
	Ma	Mg	Ma	Mg	Ma	Mg
Serra	-1.37	-32.88	-0.92	-22.08	-1.25	-30.00
Cerrado TA	1.33	31.92	0.74	17.76	0.75	18.00
Vargem	0.00	0.00	-0.17	-4.08	0.28	6.72
Capão	0.06	1.44	0.04	0.96	0.16	3.84
Mata	0.00	0.00	-0.66	-15.84	-0.22	-5.28
Terra Cultura	0.17	4.08	0.36	8.64	0.27	6.48
Cerrado TB	-	-	0.00/-0.38	0.00/-9.12	0.00	0.00

De maneira geral, nos 183611 hectares analisados (agrupando todos os territórios), 119312 (65%) hectares permaneceram com suas unidades originais, enquanto, as paisagens florestais diminuiram 8592 ha (de 21% antes para 16 % depois da mudança), as paisagens savânicas aumentaram 43428 ha (de 14 % antes para 36 % depois da mudança), as paisagens rupestres diminuiram 40090 ha (de 56 % antes para 33 % depois da mudança), as paisagens campestres aumentaram 4765 ha (mudando de 8 para 10 %), e as paisagens cultivadas aumentaram 5554 ha em extensão (mudando de 2 para 5 %) (Figura 6). As mudanças mais acentuadas foram a conversão de paisagens rupestres em savanas (27095 ha, 14.8 % do território analisado) e em campos (10360 ha, 5.6 % do território analisado). Ocorreu também a conversão de paisagens florestais em savanas (8663 ha, 4.7 % do território analisado) e de campos em savanas (5194 há, 2.8 % do território analisado). Ressalta-se também mudanças que ocorreram em um menor parcela do território analisado, como a conversão de florestas e savanas em áreas de cultivo (2313 ha, 1.3 % do território analisado e 1975 ha, 1.1 % do território analisado respectivamente) e paisagens rupestres em florestais (1959 há, 1.1 % do território analisado).



**Figura 5:** Transformações temporais (1999-2022) nas unidades de paisagem conhecidas e manejadas nos territórios de seis comunidades de apanhadores de sempre vivas, na Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil (LA: Lavras, PS: Pé de Serra, SR: Santa Rita, MA: Macacos,



VI: Vargem do Inhaí e MTC: Mata dos Crioulos). A primeira coluna apresenta as porções dos territórios que não sofreram alterações ao longo da série temporal. A segunda coluna apresenta a distribuição espacial das unidades de paisagem antes da mudança observadas em 2013. A terceira coluna apresenta as unidades de paisagem que substituíram as apresentadas na segunda coluna após o ano 2013.

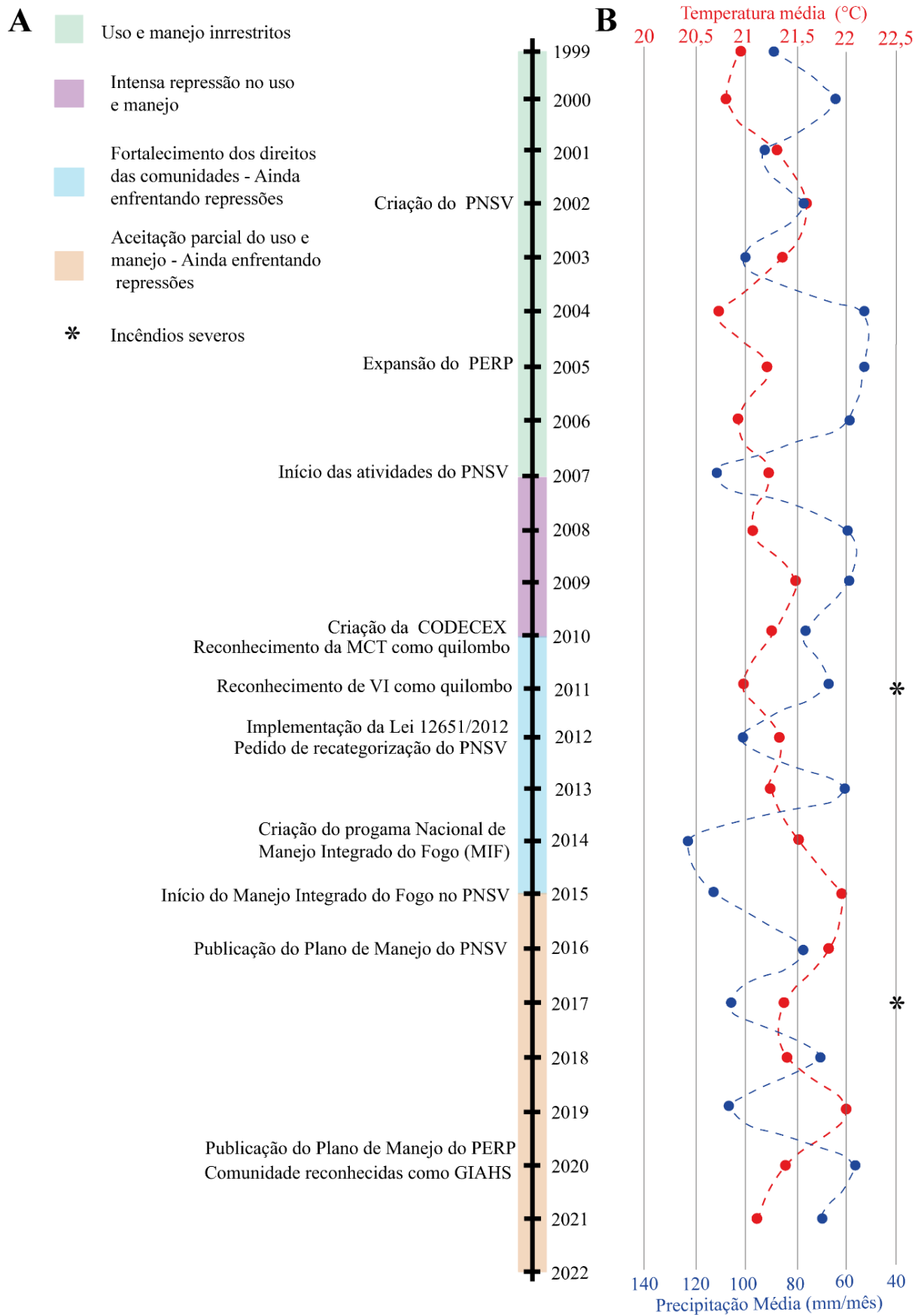


**Figura 6:** Diagrama de mudanças na composição da área geral estudada, compostas pelos 6 territórios tradicionais. As barras da esquerda representam a quantidade da área estudada dividida nas paisagens pré-2013 e as barras da direita as paisagens pós-2013. As paisagens florestais são representadas por florestas paludosas (Capões), florestas submontanas ou florestas estacionais semidecíduas (Matas). As paisagens savânicas são representadas pelos cerrados sentido restrito (Cerrados TA e Cerrados TB). As paisagens rupestres são representadas pelos afloramentos rochosos, campos rupestres e cerrados rupestres (Serras). As paisagens campestres são representadas pelos campos limpos (Vargens). E as paisagens cultivadas são representadas pelos quintais, hortas, roças e pastagens (Terras de cultura). As linhas centrais mostram as substituições ocorridas entre os dois períodos.

Associado a essas mudanças nas unidades de paisagem, também houve mudanças na política ambiental das Unidades de Conservação da região, as quais, segundo os relatos, determinaram a dinâmica de uso e manejo das comunidades ao longo do tempo (Figura 7). O Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV) foi criado em 2002, mas foi apenas em 2007 que suas atividades de fiscalização associadas a política de “fogo zero” foram iniciadas. De forma geral, os apanhadores de sempre vivas passaram a ser repreendidos em suas atividades tradicionais, proibidos de coletar flores e outros produtos não madeireiros dentro do parque, também foram proibidos de manejar com fogo as unidades de paisagem e acampar nas “lapas” dentro do PNSV, além disso, a prática de soltar o gado nos Campos, na estação seca, segue proibidas, dentro do parque até os dias atuais. Paralelamente, o Parque Estadual do Rio Preto (PERP) foi expandido em 2005 e iniciou as proibições à coleta de flores e manejo com fogo também em 2007, proibições que seguem até os dias de hoje. As atividades de cultivo de base

familiar e a criação de gado em pastos plantados, comumente feita nas terras baixas, não foram totalmente proibidas, pois ocorrem fora do limite dos parques. Com isso, é possível identificar um primeiro período histórico (1999 – 2007) onde as atividades de uso e manejo tradicionais eram feitas sem restrições dos órgãos ambientais (Figura 7A). Um segundo período, entre 2007 e 2010, pode ser definido pelo início das fiscalizações pelas unidades de conservação até criação da CODECEX (resposta e consequência desse período de repressão), marcado pela intensa repressão das práticas de manejo e atividades tradicionais, segundo relatos e registros. A partir de 2010, os apanhadores de sempre vivas começaram articulações políticas para garantir seus diversos direitos tradicionais, inclusive o de acesso à biodiversidade e o de pleno manejo dos territórios. Com isso, parte das comunidades parceiras desta pesquisa iniciou um processo gradual de retomada dos territórios tradicionais. Em 2015, o PNSV deu início ao programa incipiente de manejo integrado do fogo impulsionado pelas políticas nacionais, oferecendo uma alternativa de manejo às comunidades do entorno. O manejo integrado do fogo, conhecido como MIF, é uma política nacional que propõe queimadas prescritas de baixa intensidade em unidades de conservação do Cerrado, estas têm como objetivo proteger a vegetação sensíveis ao fogo e reduzir o combustível de ambientes dependentes do fogo (Schmidt et al. 2016); a ideia central se alinha com o proposto pelo manejo tradicional descrito pelos apanhadores de sempre vivas. Entretanto, segundo relatos, até o momento, a lógica de implementação do fogo controlado não segue o calendário e nem as lógicas de manejo tradicionais. O PERP segue, até os dias atuais, sem políticas visando fogo controlado dentro da unidade. Em 2020, as comunidades do estudo foram reconhecidas como GIAHS, pela ONU, fato que foi visto, por eles, como uma conquista e o fortalecimento da luta pela garantia de seus direitos, como o livre acesso à biodiversidade e seus territórios.

Ao longo da série temporal, o clima da região (precipitação e temperatura) também apresentou variações, destacando-se eventos de seca nos anos de 2007, 2014 e 2015. A seca de 2015 foi mencionada pelos especialistas, porém eles não atribuíram a ela quaisquer consequências nas unidades de paisagem. Houve também picos de calor nos anos de 2015, 2016 e 2019 (Figura 6B). Ocorreram picos de chuvas de 2004 a 2006 e nos anos 2008, 2009, 2013 e 2020. Ocorreram dois grandes incêndios dentro dos parques em 2011 e 2017. Segundo o PNSV, o incêndio de 2011 queimou 50 mil hectares dentro da unidade e, segundo o PERP, o incêndio de 2017 queimou 2.8 mil hectares dentro do parque (MMA 2016; IEF 2020).



**Figura 7:** Linha do tempo, onde A) apresenta os marcos legais, a esquerda da linha temporal; e as mudanças no comportamento das comunidades, representadas pelas diferentes cores na linha temporal; e B) apresenta a variação na precipitação média (em azul) e na temperatura

média (em vermelho) ao longo da série temporal; e na linha mais a direita, os asteriscos mostram os grandes incêndios durante o período estudado.

## **Discussão**

Nossos resultados mostram que os apanhadores de sempre vivas detêm um rico conhecimento das unidades de paisagem da Serra do Espinhaço e que eles desenvolveram um conjunto de práticas de manejo voltadas para a conservação dos territórios tradicionais. Encontramos que as políticas ambientais restritivas impostas pelas unidades de conservação, que sobrepõe os territórios tradicionais, levaram à repressão deste manejo tradicional. Observamos também mudanças na extensão das unidades de paisagens depois da criação das unidades de conservação. As paisagens savânicas, campestres e cultivadas aumentaram, enquanto as paisagens rupestres e florestais diminuíram. Essa repressão do manejo tradicional pode ter influenciado o incêndio mais severo ocorrido na Serra do Espinhaço nas últimas décadas e impulsionado as mudanças observadas na extensão das unidades de paisagem da região do estudo. Esses resultados sugerem que as unidades de conservação, ao excluírem os apanhadores de sempre vivas e suas práticas locais de manejo das unidades de paisagem, interferiram também no processo de domesticação das paisagens que historicamente ocorria na Serra do Espinhaço.

### **Efeitos da repressão do manejo tradicional na severidade dos incêndios**

A forte repressão das práticas de manejo tradicionais, em especial a proibição do uso do fogo, o que ocorreu entre 2007 e 2010 guiada pela política nacional de “fogo zero” (Durigan and Ratter 2016, Schmidt et al. 2018), foi seguida de um incêndio sem controle que atingiu 50 mil hectares no ano 2011. Este incêndio pode ser classificado como um mega incêndio, pois atingiu mais de 10 mil hectares (Linley et al. 2022). Mega incêndios também são caracterizados por se espalharem rapidamente, causarem impactos sociais e ambientais e por serem de difícil controle (Linley et al. 2022). Em savanas de solo arenoso, o material combustível necessário para gerar um incêndio de grande porte se acumula num período de um a três anos sem a presença do fogo (Yibarbuk et al. 2001), o que sugere que o incêndio foi o primeiro efeito visível da repressão do manejo tradicional. Além do acúmulo de material combustível, mega incêndios podem ser resultado de anos muitos secos e quentes (Fidelis et al. 2018). Entretanto, os anos que antecederam o incêndio de 2011, que atingiu o Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV) e os territórios das comunidades do estudo, apresentaram altas médias de precipitação anual e temperaturas amenas (Figura 6B). Estes dois argumentos sugerem que a principal causa para este incêndio tenha sido o acúmulo de material combustível causado pela repressão do manejo tradicional. Segundo a percepção dos especialistas locais, a repressão do manejo

tradicional, de forma geral, gera grandes incêndios com graves impactos ambientais, como, por exemplo, o esgotamento da água, a erosão, morte de animais e árvores, e a destruição de diversas unidades de paisagem que compõe a Serra do Espinhaço. Tais percepções mostraram-se assertivas, pois a exclusão do fogo, elemento central do manejo tradicional, além de grandes incêndios traz consequências ecológicas como a invasão de lenhosas, invasão de gramíneas exóticas, a perda da biodiversidade, e até mudanças no clima (Aslan et al. 2018).

Em contrapartida, o incêndio de 2017 foi de menor escala (2.8 mil ha) e seguido de um período de seca e temperaturas elevadas; além disso, não foram detectadas mudanças expressivas na vegetação após este evento. Isto sugere, portanto, que este segundo incêndio possivelmente esteja mais relacionado à mudanças climáticas do que o anterior (Pivello et al. 2021). Ademais, o incêndio de 2017 ocorreu no período em que as comunidades não passavam por grandes repressões em suas atividades de manejo tradicional, tendo assim parcial controle sobre o manejo das unidades de paisagem da região.

Estudos recentes mostram que mega incêndios e perdas na biodiversidade estão diretamente ligados à supressão ou interrupção do manejo tradicional (Fletcher et al. 2021, Laming et al. 2022). Neste mesmo sentido, na savana brasileira, pesquisadores têm mostrado a necessidade de estabelecer um manejo integrado do fogo nas unidades de conservação, como estratégia conservacionista contra incêndios severos (Durigan and Ratter 2016, Schmidt et al. 2016, Batista et al. 2018, Schmidt and Eloy 2020). Muitos destes apontam o conhecimento tradicional das comunidades, de cada região, como ponto de partida para criação destas estratégias. Porém, na Serra do Espinhaço, os parques seguem criminalizando as práticas de manejo e as atividades ancestrais dos apanhadores de sempre vivas (Martins and Monteiro 2021). Considerando isso, acreditamos que a repressão do manejo tradicional, impulsionada pelas políticas ambientais restritivas, tenha sido uma das causas do mega incêndio na Serra do Espinhaço, e acreditamos que se o manejo tradicional dos apanhadores de sempre vivas seguir sendo menosprezado em programas e planos de conservação na região, possivelmente ocorrerão mais incêndios e mudanças nas unidades da paisagem.

### **Efeitos da repressão do manejo tradicional na extensão das unidades de paisagem**

Dois anos após o incêndio que atingiu o território das comunidades, em 2013, nossos dados mostraram que mudanças significativas ocorreram nas unidades de paisagem (Tabela 1). Mudanças eram esperadas, pois a ausência de fogo de renovação nas savanas pode ser uma das causas de incêndios severos e estes têm como efeito mudanças generalizadas na vegetação (Yibarbuk et al. 2001). De forma geral, essas mudanças levaram ao aumento das paisagens savânicas, cultivadas e campestres, e à diminuição das paisagens florestais e rupestres. A

conversão de 8663 hectares florestais em savanas pode estar relacionada a mudanças no sistema de manejo de comunidades tradicionais. O manejo das Matas e Capões pelos apanhadores é voltado à proteção destes locais, impedindo a ocorrência de fogo e o acesso do gado. Ambos, fogo e gado, são considerados prejudiciais às paisagens florestais, pois estes podem causar a morte de árvores, a compactação do solo e das raízes nas florestas, fazendo com que estas tornem-se savanas ao longo do tempo (Russell-Smith and Bowman 1992). Brook e Bowman (2006) encontraram resultados diferentes em sua avaliação de mudanças na vegetação na savana australiana. Nos 50 anos avaliados por eles, as paisagens florestais aumentaram em 42 % sobre as paisagens savânicas. Os autores atribuem este fato a dois fatores: o primeiro é que a falta do manejo aborígene fez com que o fogo fosse excluído da dinâmica ecológica, o que acabou por favorecer as florestas; e o segundo é que o aumento de CO<sub>2</sub> atmosférico prejudicou as gramíneas C<sub>4</sub> e favoreceu o estabelecimento de árvores lenhosas C<sub>3</sub> (Brook and Bowman 2006). Em nosso estudo, contudo, o fogo não foi excluído das florestas. Pelo contrário, o que foi interrompido foram as ações protetivas feitas historicamente pelos apanhadores de sempre vivas, fato que acreditamos ter feito estas paisagens serem atingidas pelo incêndio de 2011. Em outras savanas sul americanas, a proteção das paisagens florestais faz parte do processo de domesticação, feito por diferentes culturas (Ferreira et al. 2022). Nas savanas brasileiras, florestas são protegidas por diversos povos indígenas, por conta de seus recursos como frutos, água e animais (Mistry et al. 2005, Eloy et al. 2018). Entre os especialistas da Serra do Espinhaço, a necessidade de proteção é consensual e a interrupção desta é percebida como algo prejudicial e transformador. Alguns especialistas relataram a transformação de Capões e Matas em Carrascos, o que corrobora com o resultado encontrado em nossas análises.

Outra mudança expressa por nossas análises é a transformação de paisagens rupestres em savanas. Tal mudança pode ser explicada pelo tempo de recuperação das gramíneas após um grande incêndio causado pela repressão do manejo. A sucessão pós fogo é caracterizada pela rápida recuperação das gramíneas do estrato herbáceo, que levam em média dois anos para se adensar (Bond et al. 2003). Acreditamos que tal adensamento do estrato herbáceo foi, portanto, detectado em nossa análise. Isso porque, durante o treinamento e a classificação do modelo Random Forest, foram incluídos na classe analítica Serra os cerrados rupestres (MS Tabela 1). Os cerrados rupestres são diferenciados dos cerrados sentido restrito através de seu substrato, isto é, compostos por solos rasos e com a presença de afloramentos de rocha (Ribeiro and Walter 2008). Assim sendo, os 27095 hectares (14.8 %) das paisagens rupestres que foram convertidos em paisagens savânicas devem representar as Serras, que sem a proteção tradicionalmente feitas pelos apanhadores de sempre vivas possivelmente foram atingidas pelo mega incêndio de 2011 e acumularam alta biomassa de capim (perceptível a partir de 2013 por

nosso modelo), conseqüentemente sendo classificadas como Cerrados das terras altas em vez de Serras no período 2013 a 2022 (Figura 6). Este tipo de mudança pode ocorrer em classificações por imagens de satélite, pois as unidades de paisagem são distribuídas em um gradiente natural onde a estrutura da vegetação apresenta mudanças sutis, nem sempre detectadas na análise (Alencar et al. 2020). A mesma situação pode explicar a conversão dos 10360 hectares (5.6 %) de paisagens rupestres para campestres, já que na classificação popular das Serras incluímos também os campos rupestres (MS Tabela 1). Os campos rupestres compartilham elementos florísticos com o cerrado rupestre, porém tem a estrutura similar aos campos limpos, se diferenciando pelo substrato, composto por afloramentos de rocha (Ribeiro and Walter 2008). Após o mega incêndio e com o acúmulo de biomassa de capim, os solos dos campos rupestres, que ocorrem entre as rochas, ficaram menos expostos e, portanto, mais semelhantes aos campos limpos, sendo então classificados desta forma. A sucessão ecológica natural destes ambientes após um grande incêndio combinada com a repressão do manejo pode estar explicando essas mudanças detectadas nas paisagens da rupestres. Ressaltamos ainda que, segundo os especialistas locais entrevistados neste estudo, os altos níveis de biomassa acumulado nestas paisagens (popularmente chamados de baceiro) expõe o risco da ocorrência de um novo mega incêndio; principalmente no território que sobrepõe o Parque Estadual do Rio Preto, onde a mudança encontrada foi mais expressiva e o manejo integrado do fogo não foi iniciado.

Também observamos a conversão de 5194 hectares (2.8 %) de paisagens campestres (Vargem) em savanas. A Vargem é a unidade de paisagem mais acessada pelos apanhadores de sempre vivas, fato que se deve às suas duas principais atividades: a coleta de flores ou botões e criação de gado. Segundo os especialistas, o manejo da Vargem é extremamente importante, pois ele também atua como proteção de outras unidades de paisagem. A exclusão do fogo em paisagens campestres tem como efeito reconhecido a invasão de lenhosas (Pinheiro and Durigan 2009, Ayalew and Muluaem 2018, Sühs et al. 2020). Acreditamos, porém, que esta mudança em nossa área de estudo está mais relacionada não à exclusão permanente do fogo (pois o mega incêndio de 2011 atingiu também os Campos e Brejos), mas sim à alteração da frequência do manejo voltado às paisagens campestres. Nossos dados mostram que a Vargem é queimada de forma controlada a cada dois anos, em média, segundo as tradições locais. Porém, com as políticas restritivas dos parques, o manejo tradicional das Vargens não ocorreu em 2012 e 2013. Julgamos que a partir disso, espécies lenhosas tenham começado a se estabelecer nas paisagens campestres, alterando a ciclagem de nutrientes, a umidade, a concentração de matéria orgânica e alterando todo o microclima destas paisagens (Ayalew and Muluaem 2018). Outro fator que pode ter auxiliado na conversão paisagens campestres em savanas é a ausência do gado, que

antes era tradicionalmente criado solto pelos apanhadores de sempre vivas. Pesquisas vem tentando entender o papel coevolutivo destes animais com diferentes paisagens (Miceli-Méndez et al. 2008). No caso de paisagens campestres, a exclusão do gado e do fogo tem como resultado o aparecimento de arbustos e árvores (Ondei et al. 2017, Sühs et al. 2020). Porém, este efeito costuma ser detectado num intervalo mais longo de tempo, pois árvores tem um crescimento lento e demoram mais de 10 anos para se estabelecerem em paisagens campestres (Bond et al. 2003, Sühs et al. 2020). Isso sugere que nosso modelo tenha possivelmente registrado apenas o início de uma mudança que poderá ser melhor compreendida através da análise de series temporais mais longas.

O favorecimento de árvores e o tempo de resposta também podem explicar a conversão de 1959 hectares (1.1 %) de paisagens rupestres em florestas, que foi pouco expressiva quando comparada com as mudanças apresentadas a cima. Isso porque este resultado sugere que esta parcela do território não tenha sido impactada pelo incêndio de 2011, já que expansão das florestas é esperada quando o fogo fica ausente por mais de duas décadas (Banfai and Bowman 2005, Brook and Bowman 2006). No sudoeste da Austrália, comunidades tradicionais historicamente mantinham seus territórios com baixa cobertura arbórea, porém ao ter o manejo tradicional interrompido, as paisagens começaram a ser invadidas por espécies lenhosas, mudança que alterou os níveis de material combustível e facilitou grandes incêndios (Laming et al. 2022, Mariani et al. 2022). Este fenômeno poderá ocorrer também na Serra do espinhaço, porém seus efeitos podem demorar para se tornarem perceptíveis.

Além disso, é importante ressaltar que cada comunidade reagiu de forma diferente às políticas restritivas no período de forte repressão do manejo. Algumas resistiram apenas diminuindo a frequência do manejo, enquanto outras o cessaram por completo, o que pode explicar o porquê das mudanças na vegetação não terem apresentado os mesmos padrões em todos os territórios (Figura 5). Ainda que a maioria das comunidades tenha retomado parcialmente suas tradições, de forma gradual ao longo do tempo, a partir de 2015 não observamos mudanças expressivas nas unidades de paisagem nos anos seguintes. Tal fato pode estar relacionado com o tempo de recuperação de cada unidade de paisagem. Mudanças na vegetação causadas por grandes incêndios deixam pouca perspectiva de recuperação posterior (Yibarbuk et al. 2001). Além disso, a repressão do manejo tradicional, a longo prazo, traz também consequências sociais, pois a cultura e os modos de vida são muitas vezes sincronizados com a dinâmica do fogo. Ou seja, mudanças neste sistema impossibilitam o uso tradicional da paisagem e as atividades econômicas associadas (Aslan et al. 2018).

### **Efeitos no modo de vida dos apanhadores de sempre vivas**



Além dos efeitos apresentados acima, também observamos efeitos relevantes na vida dos apanhadores de sempre vivas. Desde a criação e expansão dos parques na região do estudo até os dias atuais, a política ambiental implementada pelas unidades de conservação proibiu atividades e práticas de manejo tradicionais dentro dos territórios tradicionais, por serem tratadas como ameaças ambientais (Martins and Monteiro 2021). Ainda que os órgãos ambientais assumam que as atividades sejam muito anteriores a gestão dos parques, fazendo referência à década de 30, eles acreditam que durante o manejo tradicional do fogo “não são adotadas medidas preventivas como a confecção de aceiros” e “além disso, ao iniciar a queima dos campos, não é feito o acompanhamento da evolução do fogo” (MMA 2016, p. 138). Nossos dados mostram o contrário, pois os especialistas alegam que o manejo das unidades de paisagem é feito através de cinco práticas de manejo, que juntas são responsáveis por prevenir grandes incêndios.

Ao restringir as práticas de manejo, por eles mal compreendidas, os parques também restringiram as atividades tradicionais realizadas no “alto da Serra”. Os apanhadores apresentam uma pluralidade de atividades, destacando-se a coleta de flores como a mais importante para a renda das famílias (Filho 2021). Assim sendo, restringir esta e as demais atividades tornou o modo de vida dos apanhadores vulnerável. Quando um sistema, indivíduo ou comunidade, é exposto ou torna-se sensível à uma ameaça, pode-se afirmar que ele está vulnerável, e conseqüentemente, passível à adaptação (Riché et al. 2009, Jacobs et al. 2015, Chaudhury et al. 2017). Comunidades tradicionais que manejam recursos naturais tem uma capacidade inata de se adaptar à mudanças, ou seja, tendem a redirecionar seus esforços em busca de alternativas que sustentem seus modos de vida mesmo perante mudanças (Jacobs et al. 2015, Meena et al. 2019, Hosen et al. 2020). No caso dos apanhadores de sempre vivas, observamos que houve uma adaptação, que consistiu em aumentar suas áreas de cultivo para suprir a redução da atividade de coleta de flores. Esta adaptação foi expressa em nosso modelo pela conversão de 2313 hectares (1.3 %) de florestas em paisagens popularmente chamadas de terras de cultura. O aumento de paisagens cultivadas é visto como uma estratégia para assegurar alimento (Hosen et al. 2020), e no caso dos apanhadores, garantiu também segurança financeira, pois muitos produtos das terras de cultura são comercializados na zona urbana (Filho 2021). Destacamos também a observação que cerrados das terras altas e baixas não foram citados como locais ideais para implementação de terras de cultura. Porém, nossos dados mostram que, após a repressão de suas atividades tradicionais, os apanhadores de sempre vivas transformaram 1975 hectares (1.1 %) de savanas em paisagens cultivadas. Isso sugere que as comunidades estejam modificando também suas escolhas e preferências. Modificações similares foram observadas nas savanas em Borana, na Etiópia, onde comunidades tradicionais modificaram

suas formas de cultivar e diversificaram suas atividades, inserindo-se no mercado de carvão, para contornar conflitos territoriais, que os impediram de acessar seus territórios ancestrais (Riché et al. 2009).

Ademais, algumas comunidades alegaram que, com as restrições, muitos moradores foram para as cidades em busca de novas oportunidades. A migração de comunidades rurais para centros urbanos nas savanas africanas foi apontada como uma das causas para o adensamento de plantas lenhosas em ambientes antes moldados pela ação humana (Little 1996). O mesmo pode ter acontecido com algumas comunidades de nosso estudo, pois ao deixarem seus territórios tradicionais, seus habitantes deixaram também de maneja-lo. Com isso, o território ficou sob administração do parque, o que pode ter gerado o aumento significativo dos Cerrados das terras altas.

Se as comunidades humanas possuem um conjunto diversificado de práticas de manejo e por meio delas influenciam a composição e estrutura dos ambientes manejados, acabam por promover a domesticação das paisagens (Clement 1999, Levis et al. 2018, Ferreira et al. 2022). Por este motivo, sugerimos que a Serra do Espinhaço foi domesticada pelos apanhadores de sempre vivas. Porém, ao se aprofundar no conceito, é importante considerar que a domesticação é um processo mutualístico, que consiste numa relação ecológica onde ambos os envolvidos são beneficiados pela interação (Clement et al. 2021). Na perspectiva da ecologia histórica e da etnoecologia, humanos e suas práticas são componentes intrínsecos aos ecossistemas em que se inserem em razão do vínculo histórico, cognitivo e emocional de longa duração que compartilham (Johnson 2010, Balée 2015, Descola 2016). Considerando isso, nossos dados sugerem que ambos, as paisagens da Serra do Espinhaço e os apanhadores de sempre vivas, foram prejudicados pela interrupção da íntima relação de tinham antes das repressões impostas pelas unidades de conservação.

## **Conclusão**

Nossos dados mostram que as políticas ambientais restritivas foram responsáveis pela repressão do manejo tradicional nas seis comunidades do estudo. A combinação destes dois fatores pode ter impulsionado ao menos um incêndio severo e acarretado em mudanças significativas na extensão das unidades de paisagem da Serra do Espinhaço. A forte repressão durou quatro anos, o incêndio ocorreu no ano seguinte e os efeitos na vegetação tornaram-se aparentes após dois anos do incêndio. Paisagens savânicas e campestres tornaram-se mais abundantes, assim como as paisagens cultivadas, enquanto as paisagens florestais e rupestres diminuíram em extensão. Tais alterações demonstram que a repressão do manejo tradicional pode ter gerado efeitos ecológicos e sociais na região do estudo.

Sugerimos, portanto, que os efeitos da repressão do manejo tradicional são prejudiciais as paisagens e as culturas tradicionais; o que deixa claro a fragilidade das políticas ambientais restritivas voltadas a conservação sem uso das savanas. Por outro lado, nossas investigações sugerem que o conjunto de práticas de manejo tradicionais dos apanhadores de sempre vivas foi responsável por conservar e domesticar as paisagens da Serra do Espinhaço até o momento em que começou a ser reprimido. As unidades de paisagem se distribuíam de forma a atender as necessidades humanas e conservar as dinâmicas ecológicas das savanas, mantendo assim a estabilidade e a diversidade da vegetação. Nosso estudo enfatiza, portanto, que os responsáveis pela gestão das unidades de conservação, assim como as autoridades que impõe as legislações, em questão deveriam repensar suas relações com as comunidades do estudo, e considerar uma reformulação de políticas ambientais, considerando principalmente a inclusão dos apanhadores de sempre vivas nas dinâmicas ecológicas das diferentes unidades de paisagem da Serra do Espinhaço. De forma mais ampla, defendemos que os povos indígenas e povos e comunidades tradicionais devem ter protagonismo na construção de propostas conservacionistas das savanas tropicais, que historicamente habitam, e que os excluir trouxe consequências ambientais que devem ser evitadas no futuro.

## Referências

- Albuquerque, U. P., L. V. F. Cruz da Cunha, R. F. P. de Lucena, and R. R. N. Alves. 2014. Methods and techniques in ethnobiology and ethnoecology. Page (U. P. Albuquerque, L. V. F. Cruz da Cunha, R. F. P. de Lucena, and R. R. N. Alves, editors). Springer New York, New York, NY.
- Alencar, A., J. Z. Shimbo, F. Lenti, C. Balzani Marques, B. Zimbres, M. Rosa, V. Arruda, I. Castro, J. Fernandes Márcico Ribeiro, V. Varela, I. Alencar, V. Piontekowski, V. Ribeiro, M. M. C. Bustamante, E. Eyji Sano, and M. Barroso. 2020. Mapping three decades of changes in the brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth Engine platform. *Remote Sensing* 12(6):924.
- Alexiades, M. N. 1996. Collecting ethnobotanical data: An introduction to basic concepts and techniques. Pages 53–94 in M. N. Alexiades, editor. *Select guidelines for ethnobotanical research: A field manual*. The New York Botanical Garden, New York, NY.
- Andrade, M. Â., G. M. . Drummond, S. A. Domingues, C. S. Martins, and A. R. Franco. 2018. Espinhaço range biosphere reserve - Phase 2. Page (M. Â. Andrade, G. M. . Drummond, S. A. Domingues, C. S. Martins, and A. R. Franco, editors). MaB-UNESCO, Belo Horizonte.
- Aslan, C. E., L. Samberg, B. G. Dickson, and M. E. Gray. 2018. Management thresholds stemming from altered fire dynamics in present-day arid and semi-arid environments. *Journal of Environmental Management* 227(March):87–94.

- Ayalew, S., and G. Muluaem. 2018. A review on bush encroachment effect on cattle rearing in rangelands. *Journal of Rangeland Science* 8(4):403–415.
- Balée, W. 2015. Cultural forests of the Amazon: A Historical ecology of people and their landscapes. Page (W. Balée, editor). University of Alabama Press.
- Balée, W. 2018. Brief review of Historical Ecology. *Les Nouvelles de l'archéologie* 152:1–11.
- Banfai, D. S., and D. M. J. S. Bowman. 2005. Dynamics of a savanna-forest mosaic in the australian monsoon tropics inferred from stand structures and historical aerial photography. *Australian Journal of Botany* 53(3):185.
- Batista, E. K. L., J. Russell-Smith, H. França, and J. E. C. Figueira. 2018. An evaluation of contemporary savanna fire regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of fire suppression policies. *Journal of Environmental Management* 205:40–49.
- de Boef, W. S., and M. H. Thijssen. 2007. Ferramentas participativas no trabalho com cultivos, variedades e sementes. Um guia para profissionais que trabalham com abordagens participativas no manejo da agrobiodiversidade, no melhoramento de cultivos e no desenvolvimento do setor de sementes. Wageningen International.
- Boivin, N. L., M. A. Zeder, D. Q. Fuller, A. Crowther, G. Larson, J. M. Erlandson, T. Denham, and M. D. Petraglia. 2016. Ecological consequences of human niche construction: Examining long-term anthropogenic shaping of global species distributions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(23):6388–6396.
- Bond, W. J., G. F. Midgley, and F. I. Woodward. 2003. The importance of low atmospheric CO<sub>2</sub> and fire in promoting the spread of grasslands and savannas. *Global Change Biology* 9(7):973–982.
- Breiman, L. 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45:5–32.
- Brook, B. W., and D. M. J. S. Bowman. 2006. Postcards from the past: charting the landscape-scale conversion of tropical australian savanna to closed forest during the 20th century. *Landscape Ecology* 21(8):1253–1266.
- Bueno, L., and A. Dias. 2015. Povoamento inicial da América do Sul: contribuições do contexto brasileiro. *Estudos Avançados* 29(83):119–147.
- Bueno, L., and A. Isnardis. 2018. Peopling central brazilian plateau at the onset of the Holocene: Building territorial histories. *Quaternary International* 473:144–160.
- Cassino, M. F., R. P. Alves, C. Levis, J. Watling, A. B. Junqueira, M. P. Shock, M. J. Ferreira, V. L. Caetano Andrade, L. P. Furquim, S. D. Coelho, E. K. Tamanaha, E. G. Neves, and C. R. Clement. 2019. Ethnobotany and ethnoecology applied to historical ecology. Pages 187–208 in U. P. Albuquerque, R. F. P. de Lucena, L. V. F. C. da Cunha, and R. R. N. Alves, editors. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer Protocols Handbooks.
- Chaudhury, A. S., T. F. Thornton, A. Helfgott, M. J. Ventresca, and C. Sova. 2017. Ties that bind: Local networks, communities and adaptive capacity in rural Ghana. *Journal of Rural Studies* 53:214–228.

- Clement, C. R. 1999. 1492 and the loss of amazonian crop genetic resources. I. The relation between domestication and human population decline. *Economic Botany* 53(2):188–202.
- Clement, C. R., A. Casas, F. A. Parra-Rondinel, C. Levis, N. Peroni, N. Hanazaki, L. Cortés-Zárraga, S. Rangel-Landa, R. P. Alves, M. J. Ferreira, M. F. Cassino, S. D. Coelho, A. Cruz-Soriano, M. Pancorbo-Olivera, J. Blancas, A. Martínez-Ballesté, G. Lemes, E. Lotero-Velásquez, V. M. Bertin, and G. G. Mazzochini. 2021. Disentangling domestication from food production systems in the neotropics. *Quaternary* 4(4):1–35.
- Cole, M. M. 1986. The savannas: Biogeography and geobotany. Page (M. M. Cole, editor). Academic Press Inc., London.
- Coutinho, L. M. 1982. Ecological effect of fire in brazilian Cerrado. Pages 273–291 in B. J. Huntley and B. H. Walker, editors. *Ecology of Tropical Savannas*. Springer-Verlag.
- Crumley, C. L. 2007. Historical Ecology: integrated thinking at multiple temporal and spatial scales. Pages 1–13 in A. Hornborg and C. L. Crumley, editors. *The World System and the Earth System: Global Socioenvironmental Change and Sustainability Since the Neolithic*. Left Coast Press.
- Descola, P. 2016. Landscape as transfiguration. *Suomen Antropologi* 41(1):3–14.
- Dezzeo, N., and N. Chacón. 2005. Carbon and nutrients losses in aboveground biomass along a fire induced forest-savanna gradient in the Gran Sabana, southern Venezuela. *Forest Ecology and Management* 209(3):343–352.
- Durigan, G., and J. A. Ratter. 2016. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology* 53(1):11–15.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38(2):201–341.
- Eiten, G. 1978. Delimitation of the cerrado concept. *Vegetatio* 36(3):169–178.
- Ellis, E. C., N. Gauthier, K. K. Goldewijk, R. B. Bird, N. Boivin, S. Díaz, D. Q. Fuller, J. L. Gill, J. O. Kaplan, N. Kingston, H. Locke, C. N. H. McMichael, D. Ranco, T. C. Rick, M. Rebecca Shaw, L. Stephens, J. C. Svenning, and J. E. M. Watson. 2021. People have shaped most of terrestrial nature for at least 12,000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 118(17):e2023483118.
- Eloy, L., B. A. Bilbao, J. Mistry, and I. B. Schmidt. 2018. From fire suppression to fire management: Advances and resistances to changes in fire policy in the savannas of Brazil and Venezuela. *The Geographical Journal* 185(1):1–13.
- Embrapa. 2006. Sistema brasileiro de classificação de solos. Page (H. G. dos Santos, P. K. T. Jacomine, L. H. C. dos Anjos, V. Á. de Oliveira, J. F. Lumberras, M. R. Coelho, Aime A. de Almeida, J. C. de A. Filho, J. B. de Oliveira, and T. J. Cunha, editors). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) - Solos.
- FAO, O. das N. U. para a A. e a A. 2023. Globally important agricultural heritage systems. <https://www.fao.org/giahs/en/>.
- Fávero, C. 2021. Agroambientes manejados pelas comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas. Pages 106–129 in C. Fávero, F. T. Monteiro, and M. N. S. de Oliveira, editors.

Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais. UFVJM.

- Fávero, C., F. T. Monteiro, and M. N. S. de Oliveira. 2021. Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais. Page (C. Fávero, F. T. Monteiro, and M. N. S. de Oliveira, editors). UFVJM.
- Ferreira, M. J., C. Levis, L. Chaves, C. R. Clement, and G. T. Soldati. 2022. Indigenous and traditional management creates and maintains the diversity of ecosystems of South American tropical savannas. *Frontiers in Environmental Science* 10(January):1–18.
- Fidelis, A., S. Alvarado, A. Barradas, and V. Pivello. 2018. The year 2017: Megafires and management in the Cerrado. *Fire* 49(1):1–11.
- Filho, A. C. 2021. Os(as) apanhadores(as) de flores semprevivas: identidade e caracterização sociocultural e econômica, força e resistência de um povo. Pages 63–107 in C. Fávero, F. T. Monteiro, and M. N. S. de Oliveira, editors. *Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais*. UFVJM, Diamantina-MG.
- Fletcher, M. S., A. Romano, S. Connor, M. Mariani, and S. Y. Maezumi. 2021. Catastrophic bushfires, indigenous fire knowledge and reframing science in southeast Australia. *Fire* 4(3):1–11.
- Gislason, P. O., J. A. Benediktsson, and J. R. Sveinsson. 2006. Random Forests for land cover classification. *Pattern Recognition Letters* 27:294–300.
- Harris, I., T. J. Osborn, P. Jones, and D. Lister. 2020. Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Scientific Data* 7(1):1–18.
- Hirota, M., M. Holmgren, E. H. V. Nes, and M. Scheffer. 2011. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science* 334(232):232–235.
- Hosen, N., H. Nakamura, and A. Hamzah. 2020. Adaptation to climate change: Does traditional ecological knowledge hold the key? *Sustainability* 12(2):676.
- Hurrell, J. A., P. C. Stampella, M. B. Doumecq, and M. L. Pochettino. 2019. Ethnoecology in pluricultural contexts: theoretical and methodological contributions. Pages 163–186 in U. P. Albuquerque, R. F. P. de Lucena, L. V. F. C. da Cunha, and R. R. N. Alves, editors. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer Protocols Handbooks.
- IBGE. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. Page (I. B. de G. e E.- IBGE, editor) *Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais*. second. Rio de Janeiro.
- IEF, I. E. de F. 2020. Plano de manejo do Parque Estadual do Rio Preto. Page (R. H. Zeller, A. A. T. de Almeida, E. M. Silva, V. de A. Moreira, and Consolidação, editors). *Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável*.
- IPCC. 2021. *Climate change 2007: the physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Page (R. Y. and B. Z. Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, editor). Cambridge University Press. In Press.

- Isnardis, A. 2013. Pedras na areia. As indústrias líticas e o contexto horticultor do Holoceno Superior na região de Diamantina, Minas Gerais. *Revista Espinhaço* 2(2):54–67.
- Jacobs, B., R. Nelson, N. Kuruppu, and P. Leith. 2015. An adaptive capacity guide book: Assessing, building and evaluating the capacity of communities to adapt in a changing climate. Page (B. Jacobs, R. Nelson, N. Kuruppu, and P. Leith, editors). Southern Slopes Climate Change Adaptation Research Partnership (SCARP), University of Technology Sydney and University of Tasmania, Hobart, Tasmania.
- Johnson, L. M. 2010. Trail of story, traveller's path: Reflections on ethnoecology and landscape. Page (L. M. Johnson, editor). AU Press, Athabasca University.
- Kauffman, J. B., D. L. Cummings, and D. E. Ward. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the brazilian Cerrado. *The Journal of Ecology* 82(3):519–531.
- Klink, C. a., and R. B. Machado. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1(January 2005):147–155.
- Laming, A., M. S. Fletcher, A. Romano, R. Mullett, S. Connor, M. Mariani, S. Y. Maezumi, and P. S. Gadd. 2022. The curse of conservation: empirical evidence demonstrating that changes in land-use legislation drove catastrophic bushfires in southeast Australia. *Fire* 5(6).
- Lefevre, F., and A. M. C. Lefevre. 2005. Depoimentos e discursos: uma proposta de análise em pesquisa social. Page (F. Lefevre and A. M. C. Lefevre, editors). Liber Livro, Brasília, DF.
- Levis, C., B. M. Flores, P. A. Moreira, B. G. Luize, R. P. Alves, J. Franco-Moraes, J. Lins, E. Konings, M. Peña-Claros, F. Bongers, F. R. C. Costa, and C. R. Clement. 2018. How people domesticated amazonian forests. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5(JAN):1–21.
- Liaw, A., and M. Wiener. 2002. Classification and regression by randomForest. *R News* 2(3):18–22.
- Linke, V. S. 2008. Paisagens dos sítios de pintura rupestre da região de Diamantina -MG. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Linley, G. D., C. J. Jolly, T. S. Doherty, W. L. Geary, D. Armenteras, C. M. Belcher, R. Bliege Bird, A. Duane, M. S. Fletcher, M. A. Giorgis, A. Haslem, G. M. Jones, L. T. Kelly, C. K. F. Lee, R. H. Nolan, C. L. Parr, J. G. Pausas, J. N. Price, A. Regos, E. G. Ritchie, J. Ruffault, G. J. Williamson, Q. Wu, and D. G. Nimmo. 2022. What do you mean, 'megafire'? *Global Ecology and Biogeography* 31(10):1906–1922.
- Little, P. D. 1996. Pastoralism, biodiversity, and the shaping of savanna landscapes in east Africa. *Journal of the International African Institute* 66(1):37–51.
- Mariani, M., S. E. Connor, M. Theuerkauf, A. Herbert, P. Kuneš, D. Bowman, M. S. Fletcher, L. Head, A. P. Kershaw, S. G. Haberle, J. Stevenson, M. Adeleye, H. Cadd, F. Hopf, and C. Briles. 2022. Disruption of cultural burning promotes shrub encroachment and unprecedented wildfires. *Frontiers in Ecology and the Environment* 20(5):292–300.

- Martins, C. C. do N., and F. T. Monteiro. 2021. Conflitos territoriais enfrentados pelas comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas no contexto atual: a luta pela efetivação de direitos. Pages 352–388 in C. Fávero, F. T. Monteiro, and M. N. S. de Oliveira, editors. *Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais*. UFVJM, Diamantina-MG.
- Mateo-García, G., L. Gómez-Chova, J. Amarós-López, J. Muñoz-Marí, and G. Camps-Valls. 2019. Multitemporal cloud masking in the google earth engine. *Remote sensing* 10:1079.
- Meena, R. K., Vikas, T. P. Verma, R. P. Yadav, S. K. Mahapatra, J. N. Surya, D. Singh, and S. K. Singh. 2019. Local perceptions and adaptation of indigenous communities to climate change: Evidences from high mountain pangi valley of Indian himalayas. *Indian Journal of Traditional Knowledge* 18(1):58–67.
- Miceli-Méndez, C. L., B. G. Ferguson, and N. Ramírez-Marcial. 2008. Seed dispersal by cattle: Natural history and applications to neotropical forest restoration and agroforestry. Pages 165–191 *Post-Agricultural Succession in the Neotropics*. Springer New York, New York, NY.
- Mistry, J., A. Berardi, V. Andrade, T. Krahô, P. Krahô, and O. Leonardos. 2005. Indigenous fire management in the cerrado of Brazil: The case of the Krahô of Tocantíns. *Human Ecology* 33(3):365–386.
- MMA, M. do M. A. 2016. Plano de manejo - Parque Nacional das Sempre-Vivas. Diário Oficial da União.
- Monteiro, F. T. 2011. Os (as) apanhadores(as) de flores e o parque nacional das sempre-vivas (MG): Travessias e contradições ambientais. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Monteiro, F. T., and C. (UFVJM) Fávero. 2011. A luta dos(as) apanhadores(as) de flores sempre-vivas frente à expropriação territorial provocada por unidades de conservação de proteção integral da natureza. *Agriculturas* 8(4):33–37.
- Monteiro, F. T., D. B. Pereira, and R. S. Del Gaudio. 2012. Os(as) apanhadores(as) de flores e o Parque Nacional das Sempre-Vivas: entre ideologias e territorialidades. *Sociedade & Natureza* 24(3):419–433.
- Mutanga, O., and L. Kumar. 2019. Google earth engine applications. *Remote sensing* 11:591.
- Oliveira-Filho, A. T., and J. A. Ratter. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. Pages 91–120 in P. S. Oliveira and R. J. Marquis, editors. *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press New.
- Ondei, S., L. D. Prior, T. Vigilante, and D. M. J. S. Bowman. 2017. Fire and cattle disturbance affects vegetation structure and rain forest expansion into savanna in the Australian monsoon tropics. *Journal of Biogeography* 44(10):2331–2342.
- Pinheiro, E. D. S., and G. Durigan. 2009. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 32(3):441–454.



- Pivello, V. R., I. Vieira, A. V. Christianini, D. B. Ribeiro, L. da Silva Menezes, C. N. Berlinck, F. P. L. Melo, J. A. Marengo, C. G. Tornquist, W. M. Tomas, and G. E. Overbeck. 2021. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation* June:23.
- R Team Core. 2021. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramos-Neto, M. B., and V. R. Pivello. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: Rethinking management strategies. *Environmental Management* 26(6):675–684.
- Reatto, A., J. R. Correia, S. T. Spera, and É. de S. Martins. 2008. Solos do bioma Cerrado: Aspectos pedológicos. Pages 107–150 in S. M. Sano, editor. *Cerrado: Ecologia e flora*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, DF.
- Ribeiro, J. F., and B. M. T. Walter. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pages 152–212 in S. M. Sano, S. P. de Almeida, and J. F. Ribeiro, editors. *Cerrado: Ecologia e flora*.
- Riché, B., E. Hachileka, C. B. Awuor, and A. Hammill. 2009. Climate-related vulnerability and adaptive-capacity in Ethiopia's Borana and Somali communities. Page (B. Riché, E. Hachileka, C. B. Awuor, and A. Hammill, editors). *International Institute for Sustainable Development*.
- Russell-Smith, J., and D. M. J. S. Bowman. 1992. Conservation of monsoon rainforest isolates in the northern territory, Australia. *Biological Conservation* 59(1):51–63.
- Sá Júnior, A. de. 2009. Aplicação da classificação de Köppen para o zoneamento climático do Estado de Minas Gerais.
- Sala, O. E., F. S. C. Iii, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, and H. A. Mooney. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770.
- Schmidt, I. B., and L. Eloy. 2020. Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 268(May):151613.
- Schmidt, I. B., C. B. Fonseca, M. C. Ferreira, and M. N. Sato. 2016. Implementação do programa piloto de manejo integrado do fogo em três unidades de conservação do Cerrado. *Biodiversidade Brasileira* 6(2):55–70.
- Schmidt, I. B., L. C. Moura, M. C. Ferreira, L. Eloy, A. B. Sampaio, P. A. Dias, and C. N. Berlinck. 2018. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology* 55(5):2094–2101.
- Sieber, S. S., T. C. da Silva, L. Z. de O. Campos, S. Zank, and U. P. Albuquerque. 2014. Participatory methods in ethnobiological and ethnoecological research. Pages 39–58 in U. P. Albuquerque, R. F. P. de Lucena, L. V. F. C. da Cunha, and R. R. N. Alves, editors. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer, New York, NY.
- Staver, A. C., S. Archibald, and S. A. Levin. 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334(6053):230–232.

- Sühs, R. B., E. L. H. Giehl, and N. Peroni. 2020. Preventing traditional management can cause grassland loss within 30 years in southern Brazil. *Scientific Reports* 10(1):1–9.
- Terrell, J. E., J. P. Hart, S. Barut, N. Cellinese, A. Curet, T. Denham, C. M. Kusimba, K. Latinis, R. Oka, J. Palka, M. E. D. Pohl, K. O. Pope, P. R. Williams, H. Haines, and J. E. Staller. 2003. Domesticated landscapes: The subsistence ecology of plant and animal domestication. *Journal of Archaeological Method and Theory* 10(4):323–368.
- Verbesselt, J., R. Hyndman, A. Zeileis, and D. Culvenor. 2010. Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment* 114(12):2970–2980.
- Widgren, M. 2011. A world of domesticated landscapes. Pages 181–185 in P. Tiina, editor. *The space of culture - the place of nature in Estonia and beyond*. University of Tartu Press, Tartu.
- Yibarbuk, D., P. J. Whitehead, J. Russell-Smith, D. Jackson, C. Godjuwa, A. Fisher, P. Cooke, D. Choquenot, and D. M. J. S. Bowman. 2001. Fire ecology and aboriginal land management in central Arnhem Land, northern Australia: A tradition of ecosystem management. *Journal of Biogeography* 28(3):325–343.
- Zonneveld, I. S. 1989. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology* 3(2):67–86.

## Material Suplementar

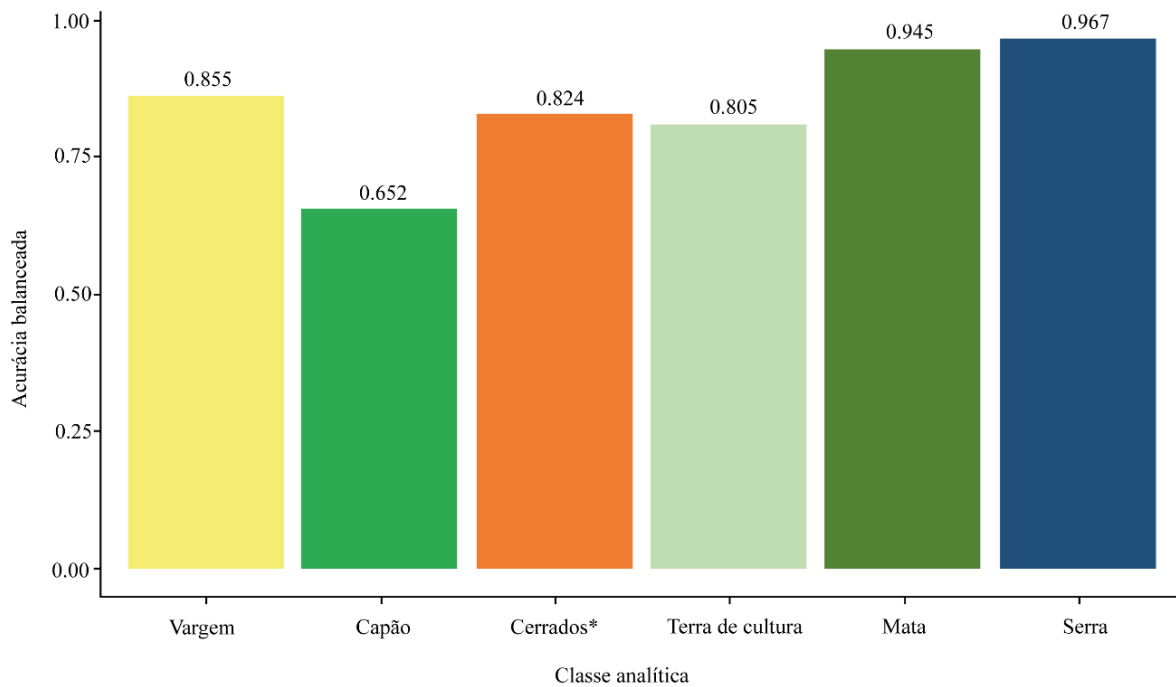
**Tabela 1:** Tabela explicitando a correspondência entre classificação popular das unidades de paisagem; as fitofisionomias aceitas na literatura científica segundo Eiten, (1978), IBGE (2012), Ribeiro & Walter (2008) e Fávero (2021); as categorias mais abrangentes de paisagens; e as classes analíticas usadas no mapeamento da vegetação. Ressaltamos que foram utilizadas apenas 7 classes analíticas devido à similaridade visual dos Brejos e Campos, que aqui chamados conjuntamente Vargens, e dos Carrascos e Cerrados, aqui chamados conjuntamente de Cerrados das terras altas.

Classe popular	Fitofisionomia	Paisagem	Classe analítica
Serra	Afloramento rochoso Campo rupestre Cerrado rupestre	Rupestre	Serra
Carrasco	Cerrado sentido restrito ralo	Savana	Cerrado das terras altas
Cerrado	Cerrado sentido restrito denso		
Campo	Campo limpo seco	Campestre	Vargem
Brejo	Campo limpo úmido Veredas		
Capão	Floresta paludosa	Florestal	Capão
Mata	Floresta submontana Floresta estacional semidecídua	Florestal	Mata
Terra de cultura	Pasto	Cultivada	Terra de cultura
	Roças		
	Quintais		
Cerrado TB	Cerrado sentido restrito < 800m	Savana	Cerrado das terras baixas

**Tabela 2:** Variáveis preditoras usadas no modelo Random Forest. Todos os produtos de sensoriamento remoto utilizados foram obtidos com uma resolução espacial de 30 m. O fator de ajuste para o solo, utilizado no cálculo do SAVI, foi de 0.5.

Variáveis preditoras	Comprimento de onda/fórmula	Período utilizado (médias)
Banda Azul	0.45 - 0.51 $\mu\text{m}$	Anual, Estação seca, Estação chuvosa
Banda Verde	0.53 - 0.59 $\mu\text{m}$	
Banda Vermelho	0.63 - 0.67 $\mu\text{m}$	
Banda Infravermelho próximo (NIR)	0.85 - 0.88 $\mu\text{m}$	
Infravermelho médio 1	1.57 - 1.65 $\mu\text{m}$	
Infravermelho médio 2	2.11 - 2.29 $\mu\text{m}$	
NDVI (índice de vegetação de diferença normalizada)	$(\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red})$	
SAVI (índice de vegetação com ajuste de solo)	$(\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red} + L) \times (1 + L)$	
Altitude	Valores constantes	-

**Figura 1:** Acurácia balanceada por classe analítica (modelo de 2021): A classe Cerrado, destacada no gráfico por um asterisco, foi dividida em Cerrados das terras altas e Cerrados das terras baixas através de um corte de altitude, em 800 metros; isso foi possível pois ambas as classes correspondem ao Cerrado sentido restrito – diferenciados apenas por sua posição no perfil de altitude.



## CAPÍTULO VI: CONSIDERAÇÕES FINAIS

### Principais conclusões

O processo de domesticação de paisagens tem sido pouco explorado nos diversos ambientes que compõe as savanas, até o presente momento. Consideramos que a originalidade dessa tese se encontra na possibilidade de descrever o processo de domesticação das paisagens em um ecossistema com características únicas, como sua coevolução com o fogo. Assim, aprofundar-se nas savanas nos possibilitou, mais do que ampliar geograficamente os estudos de domesticação das paisagens, compreender também como esse processo se desenvolve em diferentes contextos socioecológicos. Neste sentido, elucidamos que o processo de domesticação das savanas é baseado num conjunto específico de práticas de manejo, que variam conforme os diferentes povos e comunidades que habitam as savanas, assim como em outros biomas. Diferentemente dos demais biomas, ao estudar este processo nas savanas, ampliamos nossa compreensão sobre a capacidade humana de transformar e manter ecossistemas distintos numa mesma área ao longo do tempo, pois a domesticação das savanas tem como alicerce o uso do fogo de forma controlada, deixando claro que a presença ou ausência deste elemento influencia, de forma particular, a extensão de cada uma das diferentes unidades de paisagens que compõem as savanas. Neste sentido, esta tese, expôs que as savanas sul americanas são compostas por um mosaico de ecossistemas culturalmente construídos e mantidos. Portanto, as savanas foram e ainda são moldadas e mantidas pelo processo de domesticação.

Em nosso primeiro produto, apresentado no capítulo III, defendemos que o processo de domesticação das savanas se sustenta por um conjunto de práticas de manejo, que variam de acordo com as diferentes culturas e as diversas paisagens. De maneira geral, paisagens savânicas e campestres são manejadas com fogo controlado, manejo reconhecido por moldar a biodiversidade a milhares de anos. O fogo leva a domesticação dos campos e savanas, e mantém as características de interesse humano, como o baixo recrutamento de árvores e estrato herbáceo controlado (não adensado); e, conseqüentemente, a manutenção das dinâmicas ecológicas destas paisagens. Paralelamente as paisagens florestais, presentes no mosaico de ambientes, são manejadas com medidas que protegem ou aumentam a extensão das florestas e a diversidade de plantas de interesse humano. Ou seja, neste caso a proteção ao fogo leva a domesticação das florestas e torna as características de interesse humano, árvores fruteiras e solo mais fértil para o cultivo, mais abundantes nas savanas. Por fim, defendemos que as sociedades de pequena escala corresponsáveis por este processo detêm o conhecimento sobre práticas e estratégias que

podem auxiliar na conservação e restauração das savanas que estão extremamente ameaçadas pelo agronegócio.

Já no segundo produto, apresentado no capítulo IV, concluímos que a repressão do manejo tradicional ameaça a conservação das savanas. A continuidade destas práticas de manejo tradicionais é tão relevante para a manutenção da diversidade de paisagens das savanas sul americanas, quanto fatores ecológicos. Fundamentamos, tal conclusão, com nossa avaliação de que a repressão do manejo tradicional pode impulsionar incêndios severos e as mudanças na vegetação. Com a repressão das práticas de manejo, que se mostraram peça chave para a domesticação da Serra do Espinhaço, as paisagens florestais diminuíram e as savânicas e campestres aumentaram. Essas mudanças acarretam em mudanças ecológicas e sociais que podem ter, a longo prazo, consequências negativas para a biodiversidade como um todo. Concluímos com este produto que ao reprimir e/ou interromper as práticas de manejo interrompe-se também o processo de domesticação. Os dados apresentados nesse capítulo sugerem que, na realidade investigada, a repressão do manejo tradicional e, portanto, a ameaça a conservação da biodiversidade, está associada as políticas públicas restritivas de conservação da biodiversidade, especialmente o estabelecimento de unidades de conservação de proteção integral.

O conjunto de evidências apresentadas nesta tese, deixa claro a importância das sociedades de pequena escala, povos indígenas e comunidades tradicionais, na conservação das savanas. Essas populações detêm um conhecimento ecológico tradicional rico, profundo, complexo e histórico, que foi responsável pela domesticação das savanas. Em nosso estudo de caso, as comunidades parceiras do estudo estão em conflito com órgãos ambientais, pois sofrem com restrições de uso nos seus territórios tradicionais, o mesmo acontece em outras áreas da savana brasileira. Porém os apanhadores de sempre vivas podem contribuir para a construção ou reformulação de estratégias de manejo, conservação e restauração das savanas com seus conhecimentos ecológicos tradicionais. Nossos dados permitem sugerir que a presença dos apanhadores de sempre vivas dentro das unidades de conservação é fundamental para a conservação da biodiversidade. De forma mais direta, concluímos este trabalho sugerindo que os povos e comunidades tradicionais sejam valorizados e seus conhecimentos e direitos sejam respeitados e, de fato, incorporados na política de manejo integrado do fogo (MIF), instituída como projeto de lei nacional chamada de Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo.

### **Contribuições teóricas e metodológicas da tese**

Esta tese contribuiu de forma teórica no conceito de domesticação de paisagens, avançando ao expor o fogo como peça chave do processo nas savanas. Isso porque, buscamos

avançar na compreensão de como savanas coevoluem com os humanos e suas práticas de manejo. A ocorrência das savanas é diretamente ligada a fatores climáticos (como sazonalidade e solos) e a presença do fogo que tem diversas funções ecológicas, como incentivar a floração ou a germinação de espécies endêmicas deste bioma. Assim sendo, ao realizar queimadas controladas nas savanas, ao longo de milhares de anos, os humanos podem ser considerados peça central do processo evolutivo deste tipo de ecossistema terrestre. Neste sentido, nossos dados científicos avançam no entendimento de como a ação humana, passada e presente, influenciam os processos ecológicos e vêm alterando e mantendo as unidades de paisagem das savanas sul americanas. Ressalta-se que o presente trabalho trouxe avanços teóricos/acadêmicos no sentido de expor como práticas de manejo variam com os tipos de paisagens, levando em consideração sua dependência ou sensibilidade ao fogo. Na literatura sobre o processo de domesticação, abordada principalmente no capítulo 1, é muito claro que humanos moldaram paisagens, porém poucos discutem os efeitos da exclusão de suas atividades na biodiversidade. Ao adotar a Teoria da Construção Cultural de Nichos (TCCN) para embasar nossas investigações, partimos da compreensão de que as atividades humanas trouxeram implicações evolutivas para os diversos ambientes das savanas, e encontramos que os humanos empregaram um complexo sistema de manejo, cujo elemento central é o fogo, o que sugere que os humanos podem ter sido corresponsáveis pela dependência deste bioma a esse tipo de distúrbio. Nossos resultados, se alinham com as previsões da TCCN, demonstrando que a diversidade de paisagens é co-construída, sendo influenciada por fatores ambientais e antrópicos, e posteriormente, mantida pelo manejo humano que é diretamente relacionado com escolhas e decisões culturais. Adicionalmente, ratificamos que a repressão destas práticas tradicionais causa mudanças na intensidade de incêndios e, posteriormente, no mosaico de vegetações que compõem as savanas.

O segundo ponto relevante deste estudo é que ele poderá contribuir de forma prática e política para a articulação das comunidades de apanhadores de sempre vivas sobre o direito do uso da terra. Nossos dados apontam que o processo de domesticação existente na Serra do Espinhaço foi responsável pela conservação das paisagens, e que sem as comunidades que historicamente vivem ali, incêndios severos e mudanças na vegetação ocorrem. Paralelamente, os grandes esforços conservacionistas, que assumem a dicotomia entre naturezas e culturas, e menosprezam que humanos fazem parte das dinâmicas ecológicas, desde do período pré-colonial, são uma realidade na Serra do Espinhaço. Em outras palavras, as unidades de conservação ignoram que existe uma relação co-evolutiva e benéfica entre os apanhadores de sempre vivas e o ambiente. Visto isso, nosso trabalho ficará disponível para os apanhadores de

sempre vivas, para que eles tenham dados para fortalecer seus argumentos, em eventos e discussões políticas, sobre o direito de manejar e acessar os territórios ancestrais.

### **Limitações do estudo**

O primeiro produto da tese, apresentado no capítulo III, é baseado em dados secundários, estes trazem consigo a presença de dados não padronizados, gerando assim limitações. Isso ocorre, pois os diferentes trabalhos utilizados como base apresentam metodologias diversas e objetivos específicos distintos, que conseqüentemente formaram um conjunto de dados com informações pouco detalhadas ou incompletas. Para contornar tal limitação, nós excluimos de nosso conjunto de dados, documentos que 1) não detalhavam como o manejo era feito; 2) não mencionavam formas de manejo de ecossistemas ou plantas nativas; 3) não explicitavam o ecossistema em que ocorreu o manejo; 4) não mencionavam manejo com espécies *in situ*; e 5) não deixavam claro qual grupo humano executou uma determinada prática de manejo. Com isso, garantimos a padronização das informações, o que trouxe maior confiabilidade para nossos dados e conclusões.

O segundo produto, apresentado no capítulo IV, também possui limitações voltadas principalmente em relação a fragilidade das classificações das imagens de satélite para anos passados. A acurácia do modelo de classificação supervisionada de imagens está diretamente ligada ao treinamento do modelo, ou seja, os dados coletados em campo nos permitem quantificar o quanto nosso modelo é preciso. Para o ano de 2021, ano que coletamos os dados, a precisão de nosso modelo foi bastante alta (98% de acerto), porém para outros anos não há como saber a porcentagem de acerto e o erro embutido, pois a classificação é baseada no treinamento de 2021. Para minimizar esta limitação trabalhamos com modelo ajustados, que consideram o padrão geral e diminuem o efeito dos erros ano a ano; isso nos permitiram extrair tendências mais confiáveis para nossa serie temporal.

Outra limitação, deste produto, é a impossibilidade de testar diretamente o efeito da presença e ausência de manejo nas unidades de paisagem. Podemos apenas sugerir relações baseadas nas informações secundárias levantadas. Isso porque, assumir uma dicotomia temporal ou espacial seria uma decisão extremamente arbitrária, não condizente com a realidade local. Temporalmente não podemos assumir um período com manejo sem nenhuma interrupção e outro com a ausência total de manejo; e espacialmente não podemos assumir que dentro das unidades de conservação há ausência completa de manejo e que fora há manejo absoluto. Isso em razão que ambas as abordagens trariam uma visão errônea e simplista das relações humanas reais que ocorrem na região. Considerando isso, adotamos uma abordagem mais sutil e realista, onde classificamos períodos de maior e menor repressão, considerando que



o manejo das unidades de paisagem seguiu sendo feito em diferentes intensidades ao longo do tempo.

### **Propostas de investigações futuras**

Estudos tem mostrado que a presença de animais de grande porte, como o gado, pode ser prejudicial para as manchas florestais naturais das savanas (RUSSEL-SMITH, BOWMAN, 1992). Por outro lado, o gado também pode ser um dos responsáveis pela dispersão de diversas espécies de plantas em diferentes ambientes (MICELI-MÉNDEZ, FERGUSON, RAMÍREZ-MARCIAL, 2008). A criação de gado de forma livre é uma prática tradicional entre os apanhadores de sempre-vivas e é vista por eles como algo não prejudicial, quando feita de maneira correta. Em nosso capítulo IV mostramos que o sistema de manejo tradicionais destas comunidades inclui a proteção das manchas florestais, impedindo o acesso dos animais a estes ambientes. Ressaltamos que pouco foi explorado sobre as consequências destes animais nos outros ambientes como savanas e campos, nos quais eles têm livre acesso. Os modos como os apanhadores de sempre vivas manejam o gado é histórica e de pequena escala. Com isso, acreditamos que estudos que explorem a influência do gado na Serra do Espinhaço podem agregar informações sobre a conservação da biodiversidade e dos modos de vida tradicionais da região.

Outro fator que julgamos passível de ser estudado mais profundamente é a relação do manejo tradicional e os focos de incêndios que ocorreram na Serra do Espinhaço ao longo do tempo. Dois incêndios severos foram reportados e incluídos nas discussões de nosso Capítulo IV, porém a quantidade de focos de fogo, ao longo da mesma série temporal, deve ser muito maior. O manejo tradicional reportado pelos especialistas parceiros do estudo diz que o manejo do fogo tem estação, horário, condições climáticas específicas para ser realizado, porém os gestores das unidades de conservação alegam que os focos de incêndio ocorrem fora deste calendário. Assim sendo, estudos que visem entender esta problemática podem trazer avanços teóricos e práticos, possibilitando assim, uma melhor comunicação entre os atores sociais que visam conservar a região da Serra do Espinhaço. Acreditamos que tal abordagem poderá trazer também melhorias para relação entre as comunidades e as unidades de conservação, que vem tentando articular um manejo integrado do fogo desde 2015, porém com pouquíssimo apoio das comunidades.

## **Orçamento (Custo do projeto)**

Este estudo foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por meio de Bolsa (proc. n. 88882.436667/2019-01) para a aluna Maria Julia Ferreira e do Programa de Apoio à Pós-graduação (PROAP). O estudo também contou com o financiamento parcial do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) por meio de bolsa produtividade (proc. n. 303477/2018-0) para o coorientador Charles Roland Clement.

As despesas para a amostragem incluem a compra de material de papelaria, aluguel de carro, alimentação durante os trabalhos de campo e bolsas individuais. Em 95 dias de trabalho de campo foram gastos cerca de R\$ 8497 com custo de transporte (aluguel de veículo e combustível), cerca de R\$ 4435 com alimentação e cerca de R\$ 2685 com de papelaria. Em média, os custos para coleta de campo totalizaram R\$ 173,00 por dia. Ao custo de campo somam-se o pagamento de 1 bolsa de doutorado, que paga pelo período de 95 dias, somam R\$ 6966. O custo total para a coleta dos dados foi de R\$ 22583 e, portanto, o investimento diário foi de R\$ 237. No período considerado, foram entrevistadas 68 pessoas, foram realizadas 6 reuniões coletivas e percorrido 197 km em turnês guiadas. Os custos acima estão ligeiramente subestimados por não incluírem o tempo gasto com preparação logística ou com planilhamento, digitalização de entrevistas e organização de banco de dados.

## Referências

- ADENEY, J.M. et al. White-sand ecosystems in Amazonia. **Biotropica**, v. 48, n. 1, p. 7–23, 2016. doi: org/10.1111/btp.12293.
- ALEXIADES, M.N. Collecting ethnobotanical data: an introduction to basic concepts and techniques. In: ALEXIADES, M.N. (ed.) **Select guidelines for ethnobotanical research: A field manual**. New York: The New York Botanical Garden. p. 53–94, 1996.
- ALBUQUERQUE, U.P. et al. **Methods and techniques in ethnobiology and ethnoecology**. New York: Springer/Humana Press, p. 477, 2014.
- ALBUQUERQUE, U.P. et al. Niche construction theory and ethnobiology. In: ALBUQUERQUE, U.P.; MEDEIROS, P.M.; CASAS, A. (eds.) **Evolutionary Ethnobiology**. Switzerland: Springer International Publishing, p. 73–87, 2015. doi: 10.1007/978-3-319-19917-7\_6.
- ALBUQUERQUE, U.P. et al. Humans as niche constructors: Revisiting the concept of chronic anthropogenic disturbances in ecology. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 43, p. 1–11, 2017. doi: 10.1016/j.pecon.2017.08.006.
- ALBUQUERQUE, U.P. et al. Ten important questions/issues for ethnobotanical research. **Acta Botanica Brasilica**, v. 33, n. 2, p. 376–385, 2019. doi: 10.1590/0102-33062018abb0331.
- ALENCAR, A. et al. Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth Engine platform. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p. 924, 2020. doi: 10.3390/rs12060924.
- ARROYO-KALIN, M. Landscaping, landscape legacies, and landscape capital in pre-columbian Amazonia. In: ISENDAHL, C.; STUMP, D. (eds.) **The Oxford Handbook of Historical Ecology and Applied Archaeology**. Oxford: University Press, p. 90–109, 2016. doi: 10.1093/oxfordhb/9780199672691.013.16.
- BALÉE, W. The culture of Amazonian forests. In: POSEY, D.A.; BALEÉ, W. (eds.) **Resource management in Amazonia: indigenous and folk strategies**. New York: The New York Botanical Garden, p. 1–21, 1989.
- BALÉE, W. The research program of historical ecology. **Annual Review of Anthropology**, v. 35, p. 75–98, 2006. doi: 10.1146/annurev.anthro.35.081705.123231.
- BALÉE, W. New data for existence of plantain cultivation in coastal Brazil before 1492. In: WRIGHT, J.B. (ed.) **Encounter, engagement, and exchange: How native populations of the Americas transformed the world**. New Orleans: Papers of the fifty-third annual meeting of the seminar on the acquisition of Latin American library materials, p. 13–36. 2008.
- BALÉE, W.; ERICKSON C.L. Time, complexity, and historical ecology. In: BALÉE, W.; ERICKSON, C.L. (eds.) **Time and complexity in historical ecology: studies in the Neotropical lowlands**. New York: Columbia University Press, p. 1–17, 2006.
- BERKES, F.; COLDING, J.; FOLKE, C. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. **Ecological Applications**, v. 10, n. 5, p. 1251–1262, 2000. doi: 10.2307/2641280.
- BOIVIN, N.L. et al. Ecological consequences of human niche construction: Examining long-term anthropogenic shaping of global species distributions. **Proceedings of the National**

- Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 23, p. 6388–6396, 2016. doi: 10.1073/pnas.1525200113.
- BRANDÃO, C.R.A. Comunidade Tradicional. In: COSTA, J.B.A.; de OLIVEIRA, C.L. (eds.) **Cerrado, gerais, sertão: Comunidades tradicionais nos sertões roseanos**. São Paulo: Editora Intermeios, p. 367–380, 2012.
- BUENO, L.; ISNARDIS, A. Peopling central Brazilian Plateau at the onset of the Holocene: Building territorial histories. **Quaternary International**, v. 473, p. 144–160, 2018. doi: 10.1016/j.quaint.2018.01.006.
- BUSH, M.B. et al. Anthropogenic influence on Amazonian forests in pre-history: An ecological perspective. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 12, p. 2253–2460, 2015. doi: 10.1111/jbi.12638.
- CASSINO, M.F. et al. Ethnobotany and ethnoecology applied to historical ecology. In: ALBUQUERQUE, U.P. et al. (eds.) **Methods and techniques in ethnobiology and ethnoecology**. New York: Springer/Humana Press. v. 2, p. 187–208, 2019.
- CEE. Guidelines and Standards for Evidence Synthesis in Environmental Management. Version 5.0. **Environmental evidence**, 2018. Disponível em: [www.environmentalevidence.org/information-for-authors](http://www.environmentalevidence.org/information-for-authors). Acesso em: 16 mar. 2021.
- CLEMENT, C.R. 1492 and the loss of Amazonian crop genetic resources. I. The relation between domestication and human population decline. **Economic Botany**, v. 53, n. 2, p. 188–202, 1999. doi: 10.1007/BF02866498.
- CLEMENT, C.R. et al. The domestication of Amazonia before European conquest. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1812, p. 20150813, 2015. doi: 10.1098/rspb.2015.0813.
- COSTA, J.B.A. Cultura, natureza e populações tradicionais: o sertão norte-mineiro como síntese da nação brasileira. **Revista Verde Grande**, v. 1, n. 3, p. 11–38, 2006.
- CRUMLEY, C.L. Historical ecology: integrated thinking at multiple temporal and spatial scales. In: HORNBERG, A.; CRUMLEY, C.L. (eds.) **The world system and the earth system: global socioenvironmental change and sustainability since the neolithic**. Walnut Creek: Left Coast Press, p. 15–28, 2007.
- DE BOEF, W.S.; THIJSSSEN, M.H. **Ferramentas participativas no trabalho com cultivos, variedades e sementes. Um guia para profissionais que trabalham com abordagens participativas no manejo da agrobiodiversidade, no melhoramento de cultivos e no desenvolvimento do setor de sementes**. Wageningen International, p. 87, 2007.
- DENEVAN, W.M. The “Pristine Myth” revisited. **Geographical Review**, v. 101, n. 4, p. 576–591, 2011. doi: 10.1111/j.1931-0846.2011.00118.x.
- DESCOLA, F. Landscape as transfiguration. Edward Westermarck memorial Lecture. **Suomen Antropologi**, v. 41, n. 1, p. 1–14, 2016.
- DIEGUES, A.C.S. **O mito moderno da natureza intocada**. São Paulo: Núcleo de Apoio à Pesquisas sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras (NUPAUB/USP), p. 189, 2008.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, v. 38, n. 2, p. 201–341, 1972.

- ELLIS, C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 8, p. 439–447, 2008. doi: 10.1890/070062.
- ELLIS, E.C.; BEUSEN, A.H.W.; GOLDEWIJK, K.K. Anthropogenic biomes: 10,000 BCE to 2015 CE. **Land**, v. 9, n. 5, p. 129, 2020. doi: 10.3390/land9050129.
- ERICKSON, C.L. Archaeological methods for the study of ancient landscapes of the Llanos de Mojos in the Bolivian Amazon. In: STAHL, P. (ed.) **Archaeology in the Lowland American Tropics: Current Analytical Methods and Applications**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 66–95, 1995.
- FAO. Agricultura tradicional dos apanhadores de flores sempre-vivas pode ser o primeiro patrimônio agrícola mundial brasileiro. **Food and Agriculture Organization**, 19 jan. 2018. Disponível em: <http://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/en/c/1142103/>. Acesso em: 25 nov. 2019.
- FÁVERO, C.; MONTEIRO, F.T.; de OLIVEIRA, M. N. S. **Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais**. Diamantina: UFVJM, p. 451, 2021.
- FERNANDES, E.C.M. et al. The Chagga home-gardens: a multistoried agroforestry cropping system on Mt. Kilimanjaro (Northern Tanzania). **Agroforestry Systems**, v. 2, p. 73–86, 1985. doi:10.1007/bf00131267.
- FERREIRA, M.J. et al. Legacies of intensive management in forests around pre-columbian and modern settlements in the Madeira-Tapajós interfluvium, Amazonia. **Acta Botanica Brasilica**, v. 33, n. 2, p. 212–220, 2019. doi: 10.1590/0102-33062018abb0339.
- FERREIRA, M.J. et al. Indigenous and traditional management creates and maintains the diversity of ecosystems of South American tropical savannas. **Frontiers in Environmental Science**, v. 20, p. 809404, 2022. doi: 10.3389/fenvs.2022.809404.
- FIDELIS, A. et al. The year 2017: Megafires and management in the Cerrado. **Fire**, v. 49, n. 1, p.1–11, 2018. doi: 10.3390/fire1030049.
- GASSÓN, R.A. Orinoquia: The archaeology of the Orinoco. **Journal of World Prehistory**, v. 16, n. 3, p. 237–311, 2002.
- GISLASON, P.O.; BENEDIKTSSON, J.A.; SVEINSSON, J.R. Random Forests for land cover classification. **Pattern Recognition Letters**, v. 27, p. 294–300, 2006. doi: 10.1016/j.patrec.2005.08.011.
- GRAEBER, D.; WENGROW, D. **The dawn of everything: A new history of humanity**. New York: Farrar, Straus and Giroux, p. 692, 2021.
- GUIDON, N.; DELIBRIAS, G. Carbon-14 dates point to man in the Americas 32,000 years ago. **Nature**, v. 321, n. 6072, p. 769–771, 1986. doi: 10.1038/321769a0.
- HEAD, L. Unearthing prehistoric cultural landscapes: A view from Australia. **Transactions of the Institute of British Geographers**, v. 18, n. 4, p. 481–499, 1993. doi: 10.2307/622562.
- HECKENBERGER, M.J. et al. Pre-Columbian urbanism, anthropogenic landscapes, and the future of the Amazon. **Science**, v. 321, n. 5893, p. 1214–1217, 2008. doi: 10.1126/science.1159769.

- HEMP, A. Vegetation of Kilimanjaro: hidden endemics and missing bamboo. **African Journal of Ecology**, v. 44, n. 3, p. 305–328, 2006. doi:10.1111/j.1365-2028.2006.00679.x.
- HIROTA, M. et al. Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. **Science**, v. 334, n. 6053, p. 232–235, 2011. doi: 10.1126/science.1210657.
- HUBER, O. Neotropical savannas: Their flora and vegetation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 2, n. 3, p. 67–71, 1987. doi: 10.1016/0169-5347(87)90151-0.
- HUNN, E. Ethnobiology in four phases. **Journal of Ethnobiology**, v. 27, n. 1, p. 1–10, 2007. doi: 10.2993/0278-0771(2007)27[1:EIFP]2.0.CO;2.
- HUNTINGTON, H.P. Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. **Ecological Applications**, v. 10, n. 5, p. 1270-1274, 2000. doi: 10.1890/1051-0761(2000)010[1270:UTEKIS]2.0.CO;2
- ISNARDIS, A. Pedras na areia. As indústrias líticas e o contexto horticultor do Holoceno Superior na região de Diamantina, Minas Gerais. **Revista Espinhaço**, v. 2, n. 2, p. 54–67, 2013. doi: 10.5281/zenodo.3967737.
- ISNARDIS, A. In the shadow of big rocks: lithic industries from late precolonial occupations in the Diamantina region, Minas Gerais, Brazil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**, v. 12, n. 3, p. 895–918, 2017. doi: 10.1590/198.81222017000300013.
- JUNQUEIRA, A.B.; SHEPARD JR., G.H.; CLEMENT, C.R. Secondary forests on anthropogenic soils in Brazilian Amazonia conserve agrobiodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 7, p. 1933–1961, 2010. doi: 10.1007/s10531-010-9813-1.
- KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.
- KONINGS, E. **Ethnobotany and domestication of tree species in the Amazon rainforest**. BSc Thesis. Wageningen: Wageningen University & Research, 2017.
- LALAND, K.N.; O'BRIEN, M.J. Niche construction theory and archaeology. **Journal of Archaeological Method and Theory**, v. 17, p. 303–322, 2010. doi: 10.1007/s10816-010-9096-6.
- LAZOS-RUIZ A.E. et al. Historical ecology in Brazil: A systematic mapping of scientific articles (1998–2021). **Sustainability**, v. 13, n. 20, p. 11526, 2021. doi: 10.3390/su132011526.
- LINKE, V. **Paisagens dos sítios de pintura rupestre da região de Diamantina – Minas Gerais**. MSc Thesis. Belo Horizonte: Federal University of Minas Gerais, 2008.
- LINKE, V.; ISNARDIS, A. Arqueologia Pré-Histórica da região de Diamantina (Minas Gerais): perspectivas e síntese das pesquisas. In: PROUS, A. (eds.) **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico**, Belo Horizonte. v. 21, n. 1, p. 27–57, 2012.
- LIU, F. et al. Prehistoric firewood gathering on the northeast Tibetan plateau: environmental and cultural determinism. **Vegetation History and Archaeobotany**, v. 31, p. 431–441, 2022. doi: 10.1007/s00334-021-00860-z.

- LEHMANN, C.E.R. et al. Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. **Science**, v. 343, n. 6170, p. 548–552, 2014. doi: 10.1126/science.1247355.
- LEVIS, C. et al. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. **Science**, v. 355, n. 6328, p. 925–931, 2017. doi: 10.1126/science.aal0157.
- LEVIS, C. et al. How people domesticated Amazonian forests. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 5: 171, 2017. doi: 10.3389/fevo.2017.00171.
- LOMBARDO, U. et al. Early Holocene crop cultivation and landscape modification in Amazonia. **Nature**, v. 581, p. 190–193, 2020. doi: 10.1038/s41586-020-2162-7.
- KAI, Z. et al. Shifting Baselines on a Tropical Forest Frontier: Extirpations Drive Declines in Local Ecological Knowledge. **PLOS ONE**, v. 9, n. 1, p. e86598, 2014. doi: 10.1371/journal.pone.0086598.
- MARCHANT, R.; LANE, P. Past perspectives for the future: foundations for sustainable development in East Africa. **Journal of Archaeological Science**, v. 51, p. 12–21, 2014. doi: 10.1016/j.jas.2013.07.005.
- MARTINS, C.C.N.; MONTEIRO, F.T. 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.; de OLIVEIRA, M. N. S. (eds.). **Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais**. Diamantina: UFVJM, p. 352-388, 2021.
- MATHER, C. Shrines and the domestication of landscape. **Journal of Anthropological Research**, v. 59, p. 23–45, 2003.
- MCALVAY, A.C. et al. Ethnobiology phase VI: Decolonizing institutions, projects, and scholarship. **Journal of Ethnobiology**, v. 41, n. 2, p. 170-191, 2021. doi: 10.2993/0278-0771-41.2.170.
- MENGIST, W. et al. Method for conducting systematic literature review and meta-analysis for environmental science research. **MethodsX**, v. 7, n. 100777, 2215–0161, 2020. doi: 10.1016/j.mex.2019.100777.
- MICELI-MÉNDEZ, C.L.; FERGUSON, B.G.; RAMÍREZ-MARCIAL, N. Seed dispersal by cattle: Natural history and applications to neotropical forest restoration and agroforestry. In: MYSTER, R.W. (ed.) **Post-Agricultural Succession in the Neotropics**. New York: Springer New York, p. 165–191, 2008.
- MILLA, R. et al. Plant domestication through an ecological lens. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 8, p. 463-469, 2015. doi: 10.1016/j.tree.2015.06.006.
- MISTRY, J.; BILBAO, B.A.; BERNARDI, A. Community owned solutions for fire management in tropical ecosystems: case studies from indigenous communities of South America. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B, Biological Sciences**, v. 371, n. 20150174, p. 1–10, 2016. doi: 10.1098/rstb.2015.0174.
- MONTEIRO, F.T. **Os(as) apanhadores(as) de flores e o Parque Nacional das Sempre-Vivas (MG): travessias e contradições ambientais**. PhD Thesis, Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- MONTEIRO, F.T.; FÁVERO, C. A luta dos(as) apanhadores(as) de flores sempre-vivas frente à expropriação territorial provocada por unidades de conservação de proteção integral da natureza. **Agriculturas**, v. 8, n. 4, p. 33–37, 2011.

- MONTEIRO, F.T.; PEREIRA, D.B.; GAUDIO, R.S.D. Os (as) apanhadores(as) de flores e o parque nacional das sempre-vivas: entre ideologias e territorialidades. **Sociedade e Natureza**, v. 24, n. 3, p. 419–434, 2012. doi: 10.1590/S1982-45132012000300004.
- MONTEIRO 2021. As(os) apanhadoras(es) de flores sempre-vivas: modo de vida, territorialidades e identidades. In: FÁVERO, C.; MONTEIRO, F.T.; de OLIVEIRA, M. N. S. (eds.). **Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais**. Diamantina: UFVJM, p. 18-62, 2021.
- MOURA, L.C. et al. The legacy of colonial fire management policies on traditional livelihoods and ecological sustainability in savannas: Impacts, consequences, new directions. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 600–606, 2019. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.11.057.
- ODLING-SMEE, F.J.; LALAND, K.N.; FELDMAN, M.W. **Niche construction: the neglected process in evolution**. Princeton: Princeton University Press, p. 468, 2003.
- OLSON, D.M. et al. Terrestrial Ecoregions of the World: A new map of life on Earth. **BioScience**, v. 51, n. 11, p. 933–938, 2001.
- ONF. **Occupation du sol en 2015 sur la bande littorale de la Guyane et son évolution entre 2005 et 2015**. v. 92. Paris: Ministère de L’agriculture et de l’alimentation, 2017.
- PAUSAS, J.G.; KEELEY, J.E. A burning story: The role of fire in the history of life. **BioScience**, v. 59, n. 7, p. 593–601, 2009. doi: 10.1525/bio.2009.59.7.10.
- PINHO, R.C. et al. Islands of Fertility: Soil Improvement under indigenous homegardens in the savannas of Roraima, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 81, p. 235–247. 2011. doi: 10.1007/s10457-010-9336-5.
- PIVELLO, V.R. et al. Understanding Brazil’s catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 233-255, 2021. doi: 10.1016/j.pecon.2021.06.005.
- POSEY, D.A. Indigenous management of tropical forest ecosystems: the case of the Kayapo Indians of the Brazilian Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 3, n. 2, p. 139–158, 1985. doi: 10.1007/BF00122640.
- RAMOS-NETO, M.P; PIVELLO, V.R. Lightning fires in a brazilian savanna national park: Rethinking management strategies. **Environmental Management**, v. 26, n. 6, p. 675–684, 2000. doi: 10.1007/s002670010124.
- RIBEIRO, R.F. **Cerrado para muitos: a criação de unidades de conservação de uso sustentável como proposta de solução de conflitos ambientais no Brasil Central**. Belo Horizonte: PUC-MG, p. 22, 2008.
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.; RIBEIRO, J.F. (eds.) **Cerrado: Ecologia e flora**. Brasília: Embrapa, p. 152–212, 2008.
- RINDOS, D. **The origins of agriculture: An evolutionary perspective**. San Diego: Academic Press, p. 325, 1984.
- RIVAL, L.M. Domesticating the landscape, producing crops and reproducing society in Amazonia. In: PARKIN, D.; ULJASZEK, S. (eds.) **Emergence and convergence: towards a new holistic anthropology?** Oxford: Berghahn, p. 72–90, 2007.



- ROBERTS, P. et al. The deep human prehistory of global tropical forests and its relevance for modern conservation. **Nature Plants**, v. 3, n. 8, p. 17093, 2017. doi: 10.1038/nplants.2017.93.
- RODRÍGUEZ, I. Pemon Perspectives of Fire Management in Canaima National Park, Southeastern Venezuela. **Human Ecology**, v. 35, p. 331–343, 2007. doi: 10.1007/s10745-006-9064-7.
- ROOSEVELT, A.C. The Amazon and the Anthropocene: 13,000 years of human influence in a tropical rainforest. **Anthropocene**, v. 4, p. 69–87, 2013. doi: 10.1016/j.ancene.2014.05.001.
- ROSTAIN, S. Agricultural earthworks on the French Guiana coast. In: SILVERMAN, H.; ISBELL, W. (eds.) **Handbook of South American Archaeology**. New York: Springer, p. 217–233, 2008.
- RUSSELL-SMITH, J.; BOWMAN, D.M.J.S. Conservation of monsoon rainforest isolates in the northern territory, Australia. **Biological Conservation**, v. 59, n. 1, p. 51–63, 1992. doi: 10.1016/0006-3207(92)90713-W.
- SÁ-JÚNIOR, A. **Aplicação da classificação de Köppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais**. PhD Thesis. Federal University of Lavras, Lavras, 2009.
- SARRAZIN, F.; LECOMTE, J. Evolution in the Anthropocene. **Science**, v. 351, n. 6276, p. 922–923, 2016. doi: 10.1126/science.aad6756.
- 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.; L. ELOY, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. **Flora**, v. 268, p. 151613, 2020. Doi: 10.1016/j.flora.2020.151613.
- SCHOLLES, R.J.; ARCHER, S.R. Tree-grass interactions in savannas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, n. 1, p. 517–544, 1997. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517.
- SMITH, B.D. General patterns of niche construction and the management of 'wild' plant and animal resources by small-scale pre-industrial societies. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B, Biological Sciences**, v. 366, p. 836–848, 2011. doi: 10.1098/rstb.2010.0253.
- SMITH, B.D. A cultural niche construction theory of initial domestication. **Biological Theory**, v. 6, n. 3, p. 260–271, 2012. doi: 10.1007/s13752-012-0028-4.
- SOLDATI et al. Um primeiro olhar sobre a domesticação da paisagem da Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais. In: FÁVERO, C.; MONTEIRO, F.T.; de OLIVEIRA, M. N. S. (eds.). **Vida e luta das comunidades apanhadoras de flores sempre-vivas em Minas Gerais**. Diamantina: UFVJM, p. 128-149, 2021.
- SOLBRIG, O.T. et al. Biodiversity and tropical savanna properties: a global view. In: MOONEY H. et al. (eds.) **Functional roles of biodiversity: A global perspective**. John Wiley & Sons, p. 185–211, 1996. doi: 10.1007/978-3-642-78969-4.
- STAHL, P.W. Interpreting interfluvial landscape transformations in the pre-Columbian Amazon. **The Holocene**, p. 25, n. 10, p. 1598–1603, 2015. doi: 10.1177/0959683615588.
- STAVER, C. et al. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. **Science**, v. 334, n. 6053, p. 230–232, 2011. doi: 10.1126/science.12104.

- STIER, A. et al. The amazonian savannas of French Guiana: Cultural and social importance, biodiversity, and conservation challenges. **Tropical Conservation Science**, v. 13, p. 1–21, 2020. doi: 10.1177/1940082919900471.
- TERRELL, J.E. et al. Domesticated landscapes: The subsistence ecology of plant and animal domestication. **Journal of Archaeological Method and Theory**, v. 10, n. 4, p. 323–368, 2003. doi: 10.1023/B:JARM.00000005510.54214.57.
- TURVEY, S.T. et al. Interview-based sighting histories can inform regional conservation prioritization for highly threatened cryptic species. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, p. 422–433, 2015. doi: 10.1111/1365-2664.12382.
- VIALOU, D. et al. Peopling South America's centre: the late Pleistocene site of Santa Elina. **Antiquity**, v. 91, n. 358, p. 865–884, 2017. doi: 10.15184/aqy.2017.101.
- WATLING, J. et al. Impact of pre-Columbian "geoglyph" builders on Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 8, p. 1868–1873, 2017. doi: 10.1073/pnas.1614359114.
- ZONNEVELD, I.S. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. **Landscape Ecology**, v. 3, n. 2, p 67–86, 1989. doi: 10.1007/BF00131171.

## **Anexos**

### **Termo livre de consentimento esclarecido**

Eu, Maria Julia Ferreira, pesquisadora da Universidade Federal Rural de Pernambuco sou responsável pelo projeto de pesquisa, chamado: “A Domesticação de paisagens na Serra do Espinhaço, Minas Gerais” e convido o(a) senhor(a) para participar de forma livre e espontânea do meu projeto.

Essa pesquisa é importante para conhecer como as atividades de manejo do Cerrado podem ajudar na conservação e desenvolvimento dos recursos vegetais e do modo de vida local. O que quero com essa pesquisa é entender quais são as atividades que vocês fazem no ambiente e se estas atividades alteram a paisagem e a distribuição das plantas utilizadas. Quero conhecer, os diferentes locais usados, os cuidados com as áreas, as trilhas, por isso irei entrevistar certos moradores que utilizam e conhecem as diferentes paisagens. Os moradores que têm mais contato com o Cerrado irão indicar em um mapa com imagens de satélite da área da comunidade, quais são as trilhas e as áreas de uso. Depois pretendo percorrer algumas das trilhas para conhecer a vegetação que ocorrem nas áreas mapeadas. Para isso, vou precisar de um guia local, indicado por vocês, que conheça bem as paisagens da região.

Os riscos neste projeto são mínimos, tendo em vista que ninguém estará exposto a nenhum tipo de teste que o exponha a perigo físico. A pesquisa envolverá entrevistas e passeios guiados. Qualquer caminhada no meio natural oferece risco, tanto para o guia informante como para o pesquisador. No entanto, será minimizada a possibilidade de expôr os participantes da pesquisa a situações constrangedoras, ou a danos físicos, por meio do fornecimento de equipamentos preventivos. Os guias serão indenizados diante de eventuais danos decorrentes da pesquisa.

Declaro que todas as pessoas entrevistadas por minha equipe têm a liberdade de recusar ou retirar o consentimento sem ser prejudicado; garanto o sigilo e a privacidade das pessoas entrevistadas; e o não patenteamento das informações cedidas. Não haverá uso comercial das informações publicadas, pois a pesquisa tem fins estritamente científicos. A participação no meu estudo é voluntária e não será oferecida nenhuma compensação financeira, a não ser para os guias locais que nos acompanharão nos inventários florísticos durante períodos mais extensos (algumas semanas).

Os resultados desta pesquisa serão apresentados para vocês e poderão ser usados no planejamento do uso da terra e coleta de diferentes recursos. No meu estudo serão descritas técnicas práticas atuais que podem aumentar a utilidade da Cerrado, mantendo a vegetação nativa preservada e rica em recursos. Usarei mapas das áreas de uso da comunidade os quais ficarão com vocês para dar mais autonomia quando precisarem dialogar com órgãos públicos sobre o zoneamento da região. Estes mapas poderão fornecer subsídios para o planejamento de uso da terra dentro da Unidade de Conservação incluindo o histórico de uso e manejo da paisagem.

Para segurança que os elementos do trabalho foram esclarecidos este documento, termo de consentimento livre e esclarecido, possui duas vias. Sendo que uma permanecerá em posse do participante e outra com o pesquisador responsável.

Caso tenha alguma dúvida basta meu perguntar, ou entrar em contato. Este projeto está vinculado ao Programa de Pós-graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, que se localiza no seguinte endereço: Rua Dom Manuel de Medeiros, s/n - Dois Irmãos, Recife - PE, CEP: 52171-900.

Os resultados da pesquisa serão analisados e divulgados, porém sua identidade será mantida em sigilo para sempre. Se você quiser saber mais detalhes e os resultados da pesquisa, podem entrar em contato comigo pelo telefone: (92) 36431862 ou e-mail: mjulia\_123@hotmail.com ou pelo endereço da Pós-graduação.

O senhor (a) participante da pesquisa também pode entrar em contato, caso tenha interesse, com o Comitê de Ética da Universidade Federal de Pernambuco situado na avenida das Engenharias, s/n, Prédio do Centro de Ciências da Saúde (CCS), 1º andar, sala 4 - Cidade Universitária em Recife, PE - ou pelo e-mail: cepccs@ufpe.br.

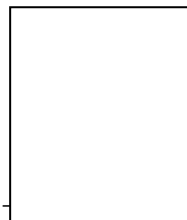
### Consentimento Após Informação

Eu, \_\_\_\_\_, por me considerar devidamente informado(a) e esclarecido(a) sobre o conteúdo deste documento e da pesquisa a ser desenvolvida, livremente dou meu consentimento para inclusão como participante da pesquisa e atesto que me foi entregue uma cópia desse documento.

\_\_\_\_\_

Assinatura do participante Data

ou



Impressão do dedo polegar  
Caso não saiba assinar

\_\_\_\_\_

Pesquisadora Responsável Data

## Roteiro para entrevistas semiestruturadas

### Roteiro entrevistas semiestruturadas

**Projeto:** A domesticação de paisagens na Serra do Espinhaço

**Código entrevista:** \_\_\_\_\_ **Data:** \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_ **Responsável:** \_\_\_\_\_

----- **Controle do pesquisador** -----

Mais pessoas durante a entrevista: Quem? \_\_\_\_\_

Nome do entrevistado: \_\_\_\_\_

Comunidade: \_\_\_\_\_ Idade: \_\_\_\_\_ Sexo: \_\_\_\_ Onde nasceu: \_\_\_\_\_

E seus pais (origem): \_\_\_\_\_

O que você faz (Quais suas atividades do dia a dia)? \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

----- **Conhecimento sobre a paisagem** -----

*Nós queremos entender como vocês usam e cuidam da Serra, dos diferentes lugares e espaços da Serra e o que vocês fazem em cada um destes lugares – pensando no que tras dinheiro para casa, mas também as coisas que não são para vender, as atividades que são parte da cultura de vocês (aquelas que vocês fazem no dia a dia, dentro do modo de vida de vocês). Pensando nisso vou te fazer algumas perguntas:*

- 1:** Quais os diferentes tipos de lugares existem na Serra? E nas terras baixas? **(Coluna 1)**
- 2:** Como elas são, quais as características? **(Coluna 2)**
- 3:** Como é o solo em cada um deles? Qual a Cor? Tem pedra, areia? **(Coluna 3)**
- 4:** Tem água nesses solos? **(Coluna 4)**
- 5:** Quais destes solos são bons para cultivo? De quê? **(Coluna 5)**
- 6:** Onde eles estão? Nas terras altas ou baixas? **(Coluna 6)**
- 7:** O que você faz em cada um destes lugares? **(Coluna 7)**
- 8:** Quanto tempo dá para fazer *isso* (ler atividades citadas em 7) nestes lugares? Conferir se todos da coluna 1 foram citados, se não perguntar especificamente por ele, ex: e os capões, o que você faz neles? **(Coluna 8)**
- 9:** Sempre usaram esses lugares para isso? Tem algum que mudou de uso? Por quê? **(Coluna 9)**
- 1\*:** Tem lugar que vocês não usam? Perguntar sobre as características destes lugares **(Coluna 1)**
- 10:** Existem plantas que são específicas de cada lugar? Por exemplo: qual planta só dá no (Citar itens da Coluna 1)? **(Coluna 10)**
- 11:** Como vocês cuidam destes lugares? Conferir se todos da coluna 1 foram citados, se não perguntar especificamente por ele, ex: e os capões, como você cuida deles? **(Coluna 11)**
- 12:** O que acontece com esses lugares se vocês para de cuidar? Por exemplo se vocês para de (Citar item da Coluna 4) no (Citar item correspondente da Coluna 1), o que acontece? Conferir se todos os itens da Coluna 1 foram citados, se não perguntar especificamente por eles. **(Coluna 12)**
- 13:** Quais plantas somem, quando param de cuidar? **(Coluna 13)**
- 14:** Quais plantas aparecem, quando param de cuidar? **(Coluna 14)**
- 15:** Destes lugares, qual tipo você usa/vai mais? E qual você usa menos? **(Coluna 15)**
- 16:** Agora pensando em cada um deste tipos de lugar: O que faz um ser melhor que outro? Quais características? Ex: porque um campo é melhor que outro, o que ele tem que ter? **(Coluna 16)**
- 17:** Em quais destes lugares o gado não pode ir? Por quê? **(Coluna 17)**
- 18:** E isso tudo muda na época SECA/CHUVA?

### Roteiro entrevistas semiestruturadas

**Projeto:** A domesticação de paisagens na Serra do Espinhaço

**Código entrevista:** \_\_\_\_\_ **Data:** \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_ **Responsável:** \_\_\_\_\_

**19:** Como você chega nestes lugares? Sempre por trilhas?

---

---

---

**20:** Quantas trilhas vocês têm? Quais nomes? Dão acesso a qual lugar?

---

---

---

---

---

**21:** Quantas cabeças de gado você tem? Todos soltos na Serra? Eles sempre ficam soltos na Serra?

---

---

---

**22:** Você pode indicar duas pessoas, aqui da comunidade, que também entendem disso para que eu possa entrevistar também?

---

1. Paisagem	2. Caract. Gerais	3. Solo (Cor/Textura)	4. Água no Solo	5. Fertilidade do Solo - Cultivo

6. Posição no terreno	7. Atividades	8. Tempo das atividades	9. Histórico de uso	10. Espécies indicativas

11. Manejo	12. Interrupção do MN	13. Sp. suprimidas	14. Sp. regeneração	15. Preferências

16. Carct. ótima	17. Gado	Informações adicionais