



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE**

**EZEQUIEL ORTOLAN**

**BIODIVERSIDADE EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS  
IMPLANTADOS EM ECORREGIÕES TROPICAIS: UMA  
REVISÃO SISTEMÁTICA**

Dissertação apresentada como exigência para obtenção do Título de Mestre em Agricultura e Ambiente no Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente da Universidade Federal de São Carlos.

Orientadora: Profa. Dra. Valéria Forni Martini  
Co-orientador: Dr. Everton A. Maciel

**ARARAS, SP**

**2024**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
Centro de Ciências Agrárias  
Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente

---

### **Folha de Aprovação**

---

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Ezequiel Ortolan, realizada em 08/02/2024.

#### **Comissão Julgadora:**

Profa. Dra. Valeria Forni Martins (UFSCar)

Profa. Dra. Camila de Toledo Castanho (UNIFESP)

Prof. Dr. Eduardo Barretto de Figueiredo (UFSCar)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus pela força durante este período, pela oportunidade de voltar a estudar e que me fez acreditar que este sonho se realizaria.

À minha orientadora Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Valéria pela orientação, por inúmeras correções durante o período, pela paciência comigo, por ter acreditado em mim e ter ajudado a desenvolver esta pesquisa. Suas orientações e conhecimentos foram fundamentais para o sucesso desta pesquisa.

Ao meu co-orientador Dr. Everton pela ajuda na construção da base de dados, na construção dos gráficos no R, pela paciência, sempre disposto a me ajudar e também na contribuição para deixar este trabalho mais interessante.

À minha família, meus pais, pelo incentivo.

À UFSCar, Centro de Ciências Agrárias através do Programa de Pós Graduação em Agricultura e Ambiente (PPGAA), pela oportunidade de voltar a estudar, pelo apoio e infraestrutura e pelas disciplinas cursadas que me trouxeram muitos conhecimentos para a minha formação com os ótimos Professores que tive contato e também a equipe administrativa deste Programa. Sinto orgulho de ter estudado nesta Instituição tão renomada e prestigiada. Também agradeço aos meus colegas de turma pelas inúmeras ajudas quando precisei.

Ao Grupo de Estudos em Probabilidade e Estatística (GEPE) pela ajuda com o R; à Profa. Dra. Camila Castanho pelas sugestões e ajuda com análises estatísticas; ao Prof. Dr. Luiz Paulo Fávero pela ajuda com análises estatísticas; a Profa. Dra. Alessandra Penha, Prof. Dr. Eduardo Figueiredo, Prof. Dr. Fernando Franco, Prof. Dr. Milton Ribeiro e Prof. Dr. Ricardo Viani pelas contribuições feitas ao estudo.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

**RESUMO:** Os sistemas agroflorestais (SAFs) permitem a produção de alimentos e ao mesmo tempo conservam potencialmente a biodiversidade, mas ainda não se sabe como as características, matriz e ecorregião onde estão localizados dos SAFs afetam sua diversidade. Este estudo tem como objetivo fornecer uma caracterização abrangente dos SAFs oriundos de áreas com uso alternativo do solo (UAS) e vegetação natural (VN), bem como compreender os padrões de biodiversidade nesses SAFs. Realizamos uma revisão sistemática de artigos que comparam a biodiversidade entre SAFs e áreas de vegetação de referência localizadas em ecorregiões tropicais. Dados de 92 artigos, totalizando 294 locais de amostragem de dados, nos permitiram detectar uma diferença marcante entre SAFs UAS e VN, como tipo de cultura, estratégia de manejo, matriz e ecorregião onde estão localizados. Além disso, ambos os SAFs UAS e VN apresentaram menor área basal de árvores e cobertura de copa do que as áreas de referência. Também testamos o efeito de SAFs e áreas de referência na riqueza de espécies de invertebrados, vertebrados e plantas usando modelos lineares mistos generalizados (GLMM). Não encontramos efeito dos SAFs na riqueza de vertebrados e, curiosamente, apenas os SAFs VN mostraram um efeito negativo na riqueza de invertebrados. A riqueza de plantas foi menor nos SAFs UAS e VN. Por último, testamos os efeitos das características, matriz e ecorregião dos SAFs na riqueza de espécies usando GLMM. Os fatores que afetam a riqueza de espécies variaram entre SAFs UAS e VN, e entre plantas, invertebrados e vertebrados. Porém, em geral, SAFs biodiversos, tipos de culturas que formam estruturas vegetais mais complexas, manejo menos intensivo e matrizes mais permeáveis tiveram efeitos positivos na riqueza de espécies. O efeito das ecorregiões não seguiu o esperado de acordo com a riqueza natural de espécies das ecorregiões. Concluimos com orientações para estudos futuros e sugestões para SAFs UAS mais amigáveis à biodiversidade. É importante ressaltar que defendemos a proibição restrita da implantação de SAFs em áreas com vegetação nativa preservada devido aos efeitos negativos sobre as comunidades de plantas e invertebrados.

Palavras-chave: uso alternativo do solo, conservação, indicadores ecológicos, floresta, riqueza de espécies.

**ABSTRACT:** Agroforestry systems (AFSs) enable food production while potentially conserving biodiversity, but it is still unknown how AFSs' characteristics, matrix, and ecoregion where they are located affect their diversity. This study aims to provide a comprehensive characterization of AFSs originated from areas with alternative land use (ALU) and natural vegetation (NV), as well as to understand biodiversity patterns in these AFSs. We conducted a systematic review of papers that compare the biodiversity between AFSs and reference vegetation areas located at tropical ecoregions. Data from 92 papers totalling 294 data sampling sites enabled us to detect a striking difference between ALU and NV AFSs, such as crop type, management strategy, matrix, and ecoregion where they are located. Additionally, both ALU and NV AFSs had lower tree basal area and canopy cover than the reference areas. We also tested the effect of AFSs and reference areas on the species richness of invertebrates, vertebrates, and plants using generalized linear mixed models (GLMM). We did not find an effect of AFSs on vertebrate richness and, interestingly, only NV AFSs showed a negative effect on invertebrate richness. Plant richness was lower in both ALU and NV AFSs. Last, we tested the effects of AFSs' characteristics, matrix, and ecoregion on species richness using GLMM. The factors affecting species richness varied between ALU and NV AFSs, and among plants, invertebrates, and vertebrates. However, in general, biodiverse AFSs, crop types that form more complex vegetation structure, less intensive management, and more permeable matrices had positive effects on species richness. The effect of ecoregions did not follow the expected according to the natural species richness of the ecoregions. We conclude with directions for future studies and suggestions for more biodiversity friendly ALU AFSs. Importantly, we advocate for the strict prohibition of AFS implementation in areas with preserved native vegetation due to the negative effects on plant and invertebrate communities.

Key words: alternative land use, conservation, ecological indicators, forest, species richness.

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1** Descrição dos 92 artigos publicados entre 2002 e 2022 sobre biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga. A) Número de artigos por revista científica; B) número de artigos por ano.....22

**Figura 2** Descrição dos locais de coleta de dados em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais, savanas ou caatinga (vegetação de referência). A coluna da esquerda corresponde a locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). A) Continentes; B) países; C) ecorregiões segundo Olson et al. (2001); D) número de artigos que estudaram diferentes números de locais; E) caracterização da floresta de referência; F) tipo de solo de acordo com a classificação IUSS Working Group (2014); G) tipo de clima de acordo com a classificação de Köppen; H) tamanho dos SAFs e de suas áreas de vegetação de referência correspondentes, apresentado de maneira pareada (cada observação corresponde a um grupo taxonômico ou forma de crescimento estudado em um local). Para uma melhor visualização em H, foram excluídas áreas maiores do que 100 ha (10 SAFs UAS e nove áreas de referência de SAFs UAS; dois SAFs VN e quatro áreas de referência de SAFs VN). NA indica que não há informação nos artigos.....24

**Figura 3** Locais de coleta de dados em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga..... 25

**Figura 4** Locais de coleta de dados em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais, savanas ou caatinga no Brasil. A) Locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo; B) locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs com origem em áreas de vegetação natural.....26

**Figura 5** Descrição dos sistemas agroflorestais (SAFs) em artigos que comparam a biodiversidade em SAFs e florestas tropicais, savanas ou caatinga. A coluna da esquerda corresponde a SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). A) Idade; B) cultivo; C) tipo; D) manejo; E) proximidade a áreas de vegetação natural; F) distância até áreas de vegetação natural próximas; G) matriz predominante no entorno. NA indica que não há informação nos artigos..... 27

**Figura 6** Descrição metodológica de estudos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais, savanas ou caatinga. A coluna da esquerda corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). A) Métodos de amostragem; B) Índices de diversidade. NA indica que não há informação nos artigos..... 28

**Figura 7** Grupos taxonômicos ou formas de crescimento avaliados em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais, savanas ou caatinga. A coluna da esquerda corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). A) Observações de grupos taxonômicos mais gerais; B) número de observações de subgrupos taxonômicos ou formas de crescimento; C) número de subgrupos taxonômicos ou de formas de crescimento estudados em diferentes locais de coleta de dados. Cada observação corresponde a um grupo taxonômico ou forma de crescimento estudado em um local de coleta de dados..... 29

**Figura 8** Características da comunidade arbórea em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais de referência. A coluna da esquerda corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). A) Diâmetro à altura do peito (DAP) mínimo utilizado para inclusão de árvores na amostragem; B) DAP médio das árvores amostradas; C) área basal calculada em observações em que apenas a

diversidade de árvores foi estudada; d) área basal calculada em observações em que foi estudada a diversidade de grupos taxonômicos ou formas de crescimento diferentes de árvores; E) cobertura de copa; F) número de indivíduos arbóreos regenerantes (apenas para SAFs UAS e suas áreas de referência correspondentes). Nos gráficos B-F, são apresentados os valores para cada SAF e sua área de referência correspondente de maneira pareada. NA indica que não há informação nos artigos..... 31

**Figura 9** Boxplots ilustrando os quartis da distribuição dos valores da riqueza de espécies em sistemas agroflorestais (SAFs; roxo) e suas florestas de referência (amarelo) correspondentes. A coluna da esquerda corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). Os valores do teste de GLMM de Poisson dos resíduos comparou o efeito fixo (local de amostragem) na riqueza de: A) Plantas; B) invertebrados; C) vertebrados, contabilizando o efeito aleatório dos artigos de onde os dados foram extraídos, cujos valores são apresentados para comparação..... 34

**Figura 10** Tamanhos de efeito standardizados (SES) dos coeficientes das variáveis dos modelos GLMM de Poisson com menor  $\Delta AIC$  da riqueza de espécies em: A) Plantas, B) Invertebrados e C) Vertebrados. A coluna da esquerda corresponde a modelos compreendendo SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a modelos compreendendo SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). Para descrição completa das variáveis preditoras incluídas nos modelos, consulte o Anexo 2..... 37

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** Descrição da planilha de dados obtidos a partir de artigos sobre biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga..... 15
- Tabela 2** Número de observações e de áreas estudadas em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais, savanas ou caatinga (vegetação de referência). Uma observação corresponde a um grupo taxonômico ou forma de crescimento estudado em um local (SAF ou área de vegetação de referência). Os SAFs podem ter origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou em áreas de vegetação natural (VN)..... 23
- Tabela 3** Número de observações incluídas em cada amostra para comparação da riqueza de espécies em sistemas agroflorestais (SAFs) e suas florestas de referência correspondentes. As comparações foram feitas utilizando-se o teste GLMM de Poisson. Os SAFs têm origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou de vegetação natural (VN)..... 33

## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| <b>1 Introdução</b> .....   | 10 |
| <b>2 Material e Métodos</b> .....   | 14 |
| 2.1 Revisão Sistemática.....  | 14 |
| 2.2 Descrição de SAFs e áreas de vegetação de referência.....   | 18 |
| 2.3 Comparação e fatores influenciando a biodiversidade em SAFs e em áreas de vegetação de referência.....  | 19 |
| <b>3 Resultados</b> .....   | 21 |
| 3.1 Descrição de SAFs e áreas de vegetação de referência.....   | 21 |
| 3.2 Comparação de fatores influenciando a biodiversidade em SAFs e em áreas de vegetação de referência.....   | 32 |
| <b>4 Discussão</b> .....  | 37 |
| 4.1 Descrição de SAFs e áreas de vegetação de referência.....   | 38 |
| 4.2 Comparação e fatores influenciando a biodiversidade em SAFs e em áreas de vegetação de referência.....  | 44 |
| <b>5 Conclusões</b> .....   | 48 |
| <b>Referências bibliográficas</b> .....   | 49 |
| <b>Anexo 1</b> Lista de artigos incluídos na revisão sistemática sobre biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga.....  | 60 |
| <b>Anexo 2</b> Descrição dos modelos lineares mistos generalizados completos (GLMM) e modelos lineares generalizados (GLM) testando os efeitos de variáveis representativas de características, matriz e região biogeográfica de sistemas agroflorestais (SAFs) na riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). No GLMM, o efeito aleatório foram os artigos dos quais os dados foram extraídos. A descrição de cada variável pode ser encontrada na Tabela 1 e a descrição dos acrônimos das ecorregiões podem ser encontrados no Anexo 5..... | 72 |
| <b>Anexo 3</b> Resultados de modelos lineares mistos generalizados com distribuição de Poisson dos resíduos testando o efeito do tipo de local de amostragem (sistema agroflorestral - SAF - ou floresta tropical de referência) na riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados,  |    |

contabilizando o efeito aleatório dos artigos de onde os dados foram extraídos. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). Construimos modelos completos (com efeito fixo) e nulos (sem efeito fixo)..... 76

**Anexo 4** Resultados de modelos lineares mistos generalizados (GLMM) e modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de Poisson dos resíduos testando os efeitos de variáveis representativas de características, matriz e região biogeográfica de sistemas agroflorestais (SAFs) sobre a riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). No GLMM, o efeito aleatório foram os artigos dos quais os dados foram extraídos. Tanto no GLMM quanto no GLM, construimos modelos completos (com preditores) e vazios (sem preditores – efeitos fixos no GLMM). Os tamanhos de efeito padrão das estimativas dos preditores de cada modelo completo podem ser encontrados na Figura 10.....79

**Anexo 5** Acrônimos das ecorregiões incluídas como fatores (variáveis) em modelos lineares mistos generalizados e modelos lineares generalizados, mostrados da menor para a maior riqueza de espécies vegetais. A classificação da ecorregião segue Olson et al. (2001) e a riqueza de espécies vegetais foi extraída de Kier et al., 2005 ..... 81

**Anexo 6** Legislação brasileira e do estado de São Paulo relacionada à implantação de sistemas agroflorestais..... 83

## 1 Introdução

Os sistemas de cultivo tradicional com intensificação agrícola têm causado grande impacto ambiental, como a fragmentação da vegetação natural e a perda da biodiversidade, principalmente em ecorregiões prioritárias para a conservação (Dobrovolski et al., 2011; Kremem & Merenlender, 2018). Sistemas agroflorestais (SAFs) são consórcios funcionais de árvores e cultivos agrícolas (Somarriba, 1992), possuindo como essência, portanto, uma forma de cultivo proposital ou retenção deliberada de árvores com culturas e/ou animais em combinações interativas para múltiplos produtos ou benefícios da mesma unidade de manejo (Nair et al., 2021). Fornecem produtos florestais e alimentos para subsistência e lucro (Sistla et al., 2016), ao mesmo tempo que desempenham um papel melhor na conservação da biodiversidade e das funções dos ecossistemas em relação aos sistemas agrícolas convencionais (Schroth et al., 2004; Clough et al., 2009), proporcionando maior flexibilidade na comercialização desses produtos (Santos & Paiva, 2002) ou SAFs como meio de subsistência (Ngaji et al., 2020). Além disso, eles podem reduzir os custos de produção (Dossa, 2000) e contribuir para a recuperação de áreas degradadas (Franco, 2000). Por conta disso, os SAFs têm sido, em alguns casos, implementados como meio de restauração e recuperação de vegetação em paisagens agrícolas (Oliveira et al., 2016) e que o objetivo pode ser o aproveitamento da produtividade agrícola apenas nos primeiros anos de implantação em projetos de restauração para torná-lo viável economicamente (Amador & Viana, 1998), melhorando a relação custo-benefício e tornando a restauração mais atraente aos agricultores (Brancaion & Chazdon, 2017). Aqui nos referimos aos SAFs implementados em áreas com uso alternativo do solo, como áreas agrícolas, pastagens e degradadas, como SAFs UAS. Assim, os SAFs UAS têm despertado o interesse dos proprietários rurais como uma forma eficaz de conciliar desenvolvimento econômico e social com adequação ambiental de suas propriedades (Lattari et al., 2023). Além disso, SAFs UAS melhoram a conectividade entre áreas de vegetação natural e outros recursos da paisagem (Nair et al., 2008; Tabarelli et al., 2010).

Contudo, SAFs também podem ser implementados em áreas cobertas por vegetação natural, como SAFs de cacau, café e baunilha implementados em florestas, aos quais nos referimos como SAFs VN. Em SAFs VN, ocorre a retirada do sub-bosque para a implantação das culturas agrícolas sob o dossel florestal (Schroth et al., 2004; Tejeda-Cruz et al., 2010; Martin, 2020), de forma que pode ocorrer perda da biodiversidade (Sambuichi & Haridasan, 2007; Ocampo-Ariza et al., 2019; Osen, 2021). Porém, o setor econômico tem incentivado a implantação de SAFs em áreas de vegetação natural, como o *boom* de preços no mercado internacional no caso da baunilha (Llopis et al., 2019) e os programas de certificação com prêmios no caso do café rústico (Rappole et al., 2003). Em alguns casos, quando ocorre a desaceleração do mercado desses produtos e a consequente queda de preços, os SAFs VN são convertidos em monocultura a pleno sol (Clough et al., 2009).

Além da origem dos SAFs (UAS ou VN) aqui adotada, esses sistemas são comumente classificados em simples ou biodiversos (e.g., Devidé et al., 2019). SAFs simples, geralmente são compostos por uma espécie agrícola consorciada com uma ou algumas espécies arbóreas, visando aumentar a produtividade do cultivo agrícola e o aproveitamento dos insumos e da mão de obra. Já SAFs biodiversos são compostos por uma ou mais espécies agrícolas consorciadas com muitas espécies de plantas com diferentes formas de crescimento (e.g., arbustivas e arbóreas), nativas ou não. Assim, SAFs biodiversos têm alta riqueza de espécies vegetais, formam diferentes estratos (i.e., são multiestratificados) e supostamente seguem o princípio da sucessão ecológica de maneira análoga à uma floresta (Penereiro, 2003). São exemplos de SAFs biodiversos os SAFs UAS de café sombreado “Bird Friendly”, com 86% de cobertura de copa (Caudill et al., 2014), e os SAFs VN, como as cabrucas (Schroth et al., 2004). De forma similar, o tipo de cultivo conduzido nos SAFs também pode resultar em maior biodiversidade e similaridade estrutural a floresta. Por exemplo, os SAFs com o cultivo de café ou cacau geralmente tem uma diversidade de árvores e possuem uma estrutura complexa que têm um potencial para ter uma maior biodiversidade (Perfecto et al., 1996; Schroth et al., 2004).

Devido à possibilidade de ocorrência de sucessão ecológica em SAFs, os mais antigos podem apresentar maior diversidade florística, com espécies não pioneiras, enquanto SAFs mais recentes podem apresentar predominância de árvores pioneiras e secundárias iniciais (Froufe, 2011). Além disso, SAFs mais antigos podem ter alta abundância e riqueza de plantas em regeneração (Bertacchi et. al., 2016). Devido a maior diversidade florística e estrutura mais complexa, os SAFs mais antigos podem comportar uma maior diversidade de animais, como os da fauna de solo (Lassau & Hochuli, 2004; Moço et al., 2010) e mamíferos (Caudill et al., 2014). Por outro lado, SAFs mais antigos foram manejados por um tempo mais longo do que SAFs recentes, o que podem apresentar um efeito negativo sobre a biodiversidade. Por exemplo, cabucas mais antigas apresentam menor proporção de espécies arbóreas secundárias tardias e clímax, e maior proporção de espécies pioneiras, secundárias iniciais e exóticas do que cabucas mais recentes (Sambuichi & Haridasan, 2007). Além da idade do SAF, a própria estratégia de manejo pode influenciar a biodiversidade, com SAFs com manejo menos intensivo (e.g., poda de árvores), que mantém as espécies arbóreas tardias e a cobertura do dossel (Clough, 2009), apresentando maior biodiversidade em relação a SAFs com manejo mais intensivo (e.g., limpeza de sub-bosque (remoção de regenerantes de espécies nativas) e baixa cobertura do dossel (Bhagwat, 2008).

Outros fatores que podem influenciar a biodiversidade nos SAFs são o tamanho da sua área, proximidade a áreas de vegetação natural e a matriz onde esses sistemas estão inseridos. De maneira similar a comunidades ecológicas naturais, é esperada maior biodiversidade em SAFs grandes do que pequenos (Almeida-Gomes et al., 2014) e em SAFs onde há alta entrada de novos indivíduos (Perfecto et al., 1996). Essa alta entrada pode ocorrer devido ao SAF estar localizado próximo a fonte de novos indivíduos, como áreas de vegetação natural (Storch, 2016), estar conectado a áreas de vegetação natural via corredores ou trampolins ecológicos (Storch, 2016; Mansourian, 2021), ou estar inserido em uma matriz permeável ao movimento de indivíduos (Oliveira, et al., 2019). De fato, Moorhead et al. (2010) encontraram que SAFs próximos a áreas de vegetação natural geralmente apresentam maior riqueza de espécies. Porém, não há estudos

sobre a biodiversidade em SAFs em função de seu tamanho e matriz predominante.

Em uma escala espacial mais ampla do que a paisagem, a localização biogeográfica em que os SAFs foram implantados também pode influenciar a biodiversidade. A localização biogeográfica pode ser caracterizada por ecorregiões, que são áreas que contêm conjuntos distintos de comunidades naturais e espécies, com limites que se aproximam da extensão original das comunidades naturais anteriormente à mudança no uso do solo. Assim, o uso de ecorregiões em estudos de biodiversidade permite examinar padrões de riqueza e endemismo de espécies pertencentes a diferentes táxons. Como uma ecorregião pode englobar diferentes tipos de solo e clima (Olson et al., 2001), também é importante considerar a influência desses fatores sobre a biodiversidade em SAFs, já que solos mais ricos (e.g., latossolo) e climas mais quentes e chuvosos (e.g., AW de Köopen) relacionam-se à maior biodiversidade em comunidades naturais (Gonzalez et al., 2021).

Por último, diferentes grupos taxonômicos e formas de crescimento podem ter sua diversidade diferentemente afetada nos SAFs. Como SAFs UAS são sistemas inteiramente implementados por ação humana, é esperado que apresentem menor diversidade de árvores e outras plantas do que áreas de vegetação de referência como florestas. Porém, é desconhecida a extensão com que a implantação de SAFs em florestas (i.e., SAFs VN) afeta a diversidade vegetal nesses sistemas. Como apontado anteriormente, árvores, que são constituintes da estrutura dos SAFs, podem ter sua diversidade influenciada por diferentes características desses sistemas, como idade e manejo (Sambuichi & Haridasan, 2007). Dentre os animais, estudos já publicados sugerem que a diversidade de invertebrados é menos afetada em SAFs em relação a áreas de vegetação de referência do que a diversidade de vertebrados (e.g., Greenberg et al., 1997; Longino et al., 2002; Pineda et al., 2005; Bos et al., 2007; Thom et al., 2011). No entanto, ainda é desconhecido como diferentes características dos SAFs, separados em UAS e VN, de sua matriz e da região biogeográfica onde se localizam atuam em conjunto sobre a biodiversidade. Já que cada grupo explora e responde ao ambiente de diferentes maneiras (Caudill & Rice, 2016). Tal

entendimento é importante para a gestão ambiental de paisagens agrícolas e florestais visando a conservação de diferentes grupos taxonômicos.

Este estudo tem como objetivo fornecer uma extensa caracterização dos SAFs UAS e VN nos trópicos, onde a implementação desses sistemas vem aumentando (Perfecto & Vandermeer, 2008), bem como compreender os padrões de biodiversidade nesses SAFs. Especificamente, perguntamos: (1) até que ponto a diversidade de diferentes grupos taxonômicos nos SAFs UAS e VN separadamente se assemelha à diversidade nas áreas de referência? (2) Como as características, matriz e região biogeográfica dos SAFs afetam a diversidade de diferentes grupos taxonômicos em SAFs UAS e VN separadamente? Para responder a essas perguntas, realizamos uma revisão sistemática de artigos científicos publicados até 2023. De forma geral, esperamos influência negativa sobre a biodiversidade de ecorregiões, climas e solos nos quais naturalmente a diversidade é menor, idade de SAFs VN, cultivos que formam estrutura da vegetação menos complexa (i.e., banana), SAFs simples, manejos mais intensivos (i.e., limpeza do sub-bosque), ausência de áreas de vegetação natural próximas e matrizes menos permeáveis (i.e., pastagem). Por outro lado, esperamos influência positiva sobre a biodiversidade de ecorregiões, climas e solos nos quais naturalmente a diversidade é maior, tamanho, idade de SAFs UAS, cultivos que formam estrutura da vegetação mais complexa (i.e., cacau e café), SAFs biodiversos, manejos menos intensivos (i.e., poda de árvores), presença de áreas de vegetação natural próximas e matrizes mais permeáveis (i.e., agroflorestal ou florestal).

## **2 Material e Métodos**

### **2.1 Revisão sistemática**

Para caracterizarmos os SAFs e suas áreas de referência, realizamos uma revisão sistemática da literatura, buscando artigos científicos por meio das seguintes palavras-chave presentes nos títulos dos trabalhos: campo 1- *agroforest\**; campo 2- *diversity OR richness OR abundance*; campo 3- *tropical*. Utilizamos as plataformas Web of Science, Periódicos Capes, Scielo e Google Acadêmico para a busca dos artigos. Finalizamos a revisão da literatura em julho de 2023.

Para cada artigo encontrado, analisamos o título e o resumo para a seleção dos trabalhos a serem incluídos em nossa revisão sistemática. Os artigos selecionados obrigatoriamente precisavam comparar a abundância, a riqueza e/ou um índice de diversidade de algum grupo taxonômico ou forma de crescimento entre SAFs e áreas de vegetação de referência (i.e., áreas de floresta, savana ou caatinga utilizadas para comparação da biodiversidade com SAFs em cada artigo selecionado) localizados em ecorregiões tropicais, em qualquer local do mundo. Após a leitura completa de cada artigo selecionado, planilhamos os dados de acordo com a Tabela 1. Na planilha, cada grupo taxonômico ou forma de crescimento em um dado local (SAF ou área de vegetação de referência) é representado por uma linha e corresponde a uma observação. Portanto, cada artigo selecionado é representado por pelo menos duas observações (um grupo taxonômico ou forma de crescimento estudado em um SAF e em uma área de referência).

Tabela 1. Descrição da planilha de dados obtidos a partir de artigos sobre biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga.

| <b>Variável</b>                | <b>Descrição</b>   |
|--------------------------------|--|
| <b>Publicações</b>             |  |
| Identificação dos artigos      | Revista científica e ano de publicação   |
| <b>Observações</b>             |  |
| Definição das observações      | Cada observação é representada por uma linha na planilha, correspondente a um grupo taxonômico ou forma de crescimento estudado em um local (SAF ou área de vegetação de referência) |
| Localização                    | Continente, país, ecorregião segundo Olson et al. (2001) e coordenadas geográficas de cada observação  |
| Clima e solo                   | Tipo de clima de acordo com a classificação de Köppen e tipo de solo de acordo com a classificação IUSS Working Group (2014) para cada observação                                    |
| Tamanho                        | Tamanho (em hectares) do SAF ou da área de referência onde foi realizada cada observação   |
| <b>Vegetação de referência</b> |  |
| Tipo de vegetação              | Apenas para observações em áreas de vegetação de referência. Indica se a vegetação é de floresta, savana ou caatinga   |

Tabela 1. (continuação) Descrição da planilha de dados obtidos a partir de artigos sobre biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga.

|                            |  |
|----------------------------|--|
| Caracterização da floresta | Apenas para observações em áreas de vegetação de referência do tipo floresta. Indica se a floresta é primária ou secundária  |
| <b>SAFs</b>                |  |
| Idade                      | Apenas para observações em SAFs. Indica a idade (em anos) do SAF   |
| Origem                     | Apenas para observações em SAFs. Indica se o SAF foi implantado em área com uso alternativo do solo (UAS), como área agrícola, de pastagem ou degradada, com o intuito de restaurá-la, ou em área com vegetação natural (VN), convertendo a floresta, savana ou caatinga em sistema produtivo  |
| Composição                 | Apenas para observações em SAFs. Indica o cultivo agrícola predominante no SAF: banana, banana/jussara, baunilha, benjoim, borojó, cacau, café, cacau/café, cardamomo, dendê, seringueira, seringueira/café, seringueira/cacau, teca, tangerina, vime ou vários cultivos   |
| Tipo                       | Apenas para observações em SAFs. Indica se o SAF é simples (poucas espécies agrícolas e arbóreas, como SAFs UAS de café sombreado com seringueira e café) ou biodiverso (uma ou várias espécies agrícolas combinadas com muitas espécies de plantas com diferentes formas de crescimento, formando SAFs multiestratificados). SAFs VN de cabruças, alguns SAFs UAS de café sombreado (como “Bird Friendly”) e outros SAFs para os quais o artigo relatava alta diversidade de árvores ou vários cultivos agrícolas foram considerados SAFs biodiversos |
| Manejo                     | Apenas para observações em SAFs. Indica se o SAF é ou não manejado. Se manejado, indica o tipo de manejo: poda de árvores, visando maior entrada de luz; limpeza de sub-bosque (consiste na remoção de regenerantes de espécies arbóreas nativas) comum em cabruças, SAFs de baunilha implantados em florestas e SAFs de café rústico, visando a redução da competição com o cultivo agrícola; ou controle químico, comum em SAFs de seringueira via coroamento das árvores com uso de herbicidas  |

Tabela 1. (continuação) Descrição da planilha de dados obtidos a partir de artigos sobre biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga.

|  |   |
|--|---|
| Proximidade de vegetação natural         | Apenas para observações em SAFs. Indica se há ou não área de vegetação natural próxima do SAF. Quando há, indica a distância entre o SAF e a área de vegetação natural: adjacente, até 100 m, entre 101 m e 500 m, ou mais do que 500 m   |
| Matriz                                   | Apenas para observações em SAFs. Indica se há ou não informação sobre a matriz predominante no entorno do SAF. Quando há, indica se a matriz é florestal, agroflorestal (no caso de observações realizadas em grandes extensões de cabucas, SAFs de café rústico ou de baunilhas, que são SAFs VN), agrícola, de pastagem ou um mosaico |
| <b>Métodos</b>                           |   |
| Amostragem                               | Método utilizado para a coleta de dados: parcela, transecção, caminhamento ou outros (armadilhas do tipo Sherman, Malaise, fotográfica, <i>pitfall</i> ou Van Someren-Rydon; coleta de bromélias, coleta de monólitos de solo, coleta de rãs, coleta de solo, varreduras de rede e coleta de serrapilheira)                             |
| Descritores de biodiversidade            | Riqueza (número de espécies), abundância (número de indivíduos) e índice de diversidade de cada grupo taxonômico ou forma de crescimento estudado em cada observação. Quando calculados, os índices de diversidade foram Shannon, Simpson ou Margalef   |
| <b>Biodiversidade</b>                    |   |
| Grupo taxonômico ou forma de crescimento | Grupo ou subgrupo taxonômico, ou forma de crescimento estudado em cada observação   |
| <b>Comunidade arbórea</b>                |   |
| DAP                                      | Apenas para observações de diversidade de árvores. Indica o diâmetro à altura do peito (DAP) mínimo para inclusão de árvores na amostragem e o valor médio do DAP (em centímetros) encontrado em cada observação  |
| Área basal                               | Área basal total das árvores (em m <sup>2</sup> ) em cada observação. Foram consideradas duas situações: (1) área basal em observações apenas de diversidade de árvores e (2) área basal em observações de diversidade de grupos taxonômicos ou formas de crescimento diferentes de árvores, mas nas quais foi medida a área basal      |

Tabela 1. (continuação) Descrição da planilha de dados obtidos a partir de artigos sobre biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga.

|                   |   |
|-------------------|---|
| Cobertura de copa | Apenas para observações de diversidade de árvores. Indica a porcentagem de área sombreada por árvores em cada observação  |
| Regenerantes      | Apenas para observações de diversidade de árvores. Indica o número de indivíduos arbóreos regenerantes (com altura igual ou maior a 50 cm e DAP menor do que 5 cm) em cada observação |
| Grupo sucessional | Apenas para observações de diversidade de árvores. Indica o número de espécies arbóreas classificadas em pioneiras e não pioneiras em cada observação                                 |

## 2.2 Caracterização dos SAFs e suas áreas de vegetação de referência

Consideramos cada grupo taxonômico ou forma de crescimento estudado em um SAF ou área de vegetação de referência como uma observação e extraímos as seguintes informações: número de artigos publicados por revista científica e por ano; número de locais estudadas (SAFs e áreas de vegetação de referência) por artigo; localização de cada SAF e área de referência estudada; clima, solo e tamanho de cada local estudado; caracterização da floresta (primária, secundária ou não informada) em cada área de vegetação de referência do tipo floresta; idade, composição, tipo, manejo, presença de áreas de vegetação natural próximas, distância até áreas de vegetação natural próximas e matriz predominante no entorno de cada SAF estudado; método de amostragem e índices de diversidade utilizados em cada local estudado; número de observações em que diferentes grupos ou subgrupos taxonômicos, ou de formas de crescimento foram estudados em SAFs e em áreas de vegetação de referência; e diâmetro a altura do peito (DAP) médio, área basal, cobertura de copa e número de indivíduos regenerantes em observações que estudaram a comunidade arbórea em SAFs e em áreas de vegetação de referência. A partir das coordenadas geográficas de cada SAF e área de vegetação de referência estudados, determinamos sua ecorregião segundo Olson et al. (2001) utilizando a camada de ecorregiões no ArcGIS 10 (ESRI, 2011).

Apresentamos gráficos separados para resultados provenientes de artigos que estudaram SAFs UAS e SAFs VN.

### 2.3 Biodiversidade em SAFs

Para comparar a biodiversidade entre SAFs e suas áreas de vegetação de referência, e para determinar quais fatores influenciam a biodiversidade em SAFs, utilizamos o número total de espécies encontrado em cada observação, o qual nos referimos a partir daqui como riqueza de espécies. Utilizamos a riqueza pois esse é o descritor de biodiversidade mais usado nos artigos científicos incluídos neste estudo. Também determinamos três grupos taxonômicos para nossas análises: plantas (considerando diferentes formas de crescimento, i.e., árvores, arbustos, herbáceas, lianas e epífitas), invertebrados e vertebrados, os quais foram os grupos mais estudados nos artigos selecionados. Incluímos nas nossas análises apenas observações cujas áreas de referência tinham vegetação do tipo floresta, pois > 97% das observações nas áreas de referência foram feitas em florestas (ver resultados). Chamamos essas áreas de referência do tipo floresta de florestas de referência.

Utilizamos modelos lineares mistos generalizados (GLMM) para testar o efeito do tipo de local de amostragem (SAF ou floresta de referência – o efeito fixo) na riqueza de espécies (variável resposta) de plantas, invertebrados e vertebrados separadamente, contabilizando o efeito aleatório de artigos dos quais os dados foram extraídos. Usamos a distribuição de Poisson dos resíduos, pois nossa variável resposta é uma variável de contagem (Zuur et al., 2009). Também utilizamos GLMM com distribuição de Poisson dos resíduos para testar os efeitos das variáveis representando características, matriz e região biogeográfica dos SAFs (efeitos fixos) sobre a riqueza de espécies (variável resposta), contabilizando o efeito aleatório dos artigos dos quais os dados foram extraídos. Quando obtivemos um ajuste singular para o GLMM, removemos o efeito aleatório e usamos um modelo linear generalizado (GLM) para evitar overfitting. Tanto para GLMM quanto para GLM, usamos a distribuição de Poisson dos resíduos, pois nossa variável resposta é uma variável de contagem (Zuur et al., 2009). Para reduzir o ruído nos modelos (Verbesselt et al., 2012), removemos as

variáveis preditoras com mais de 30% de dados faltantes (NA); em seguida, removemos as observações que ainda continham NA com a função `na.omit`. Usamos o limite de 30% porque resultou no menor número de observações removidas do nosso conjunto de dados. Em seguida, transformamos cada variável preditora nominal em variáveis dummies, que assumem o valor 0 (os dados não pertencem à dummy específica) ou 1 (os dados pertencem à dummy) (Field, 2009), utilizando os pacotes `fastDummies` (Kaplan, 2020) e `KableExtra` (Zhu, 2022). Foram excluídas as variáveis nominais com apenas um nível, pois não podem ser codificadas em variáveis dummies (Zar, 1999).

Construímos um total de seis modelos completos utilizando as variáveis dummy retidas como preditoras (efeitos fixos no GLMM ou GLM): riqueza de plantas em SAFs UAS e VN, riqueza de invertebrados em SAFs UAS e VN e riqueza de vertebrados em SAFs UAS e VN. Nossos modelos continham variáveis dummy como preditoras e os detalhes dos fatores incluídos nos modelos podem ser encontrados no Anexo 2. Para o cálculo de um único intercepto em cada modelo e para evitar multicolinearidade entre variáveis dummies produzidas a partir de uma mesma variável nominal original com mais de dois níveis (i.e. dummy trap), uma das dummies foi utilizada como categoria de referência para compor o intercepto e os demais foram incluídos como fatores nos modelos (Zuur et al., 2009). Seleccionamos como categoria de referência a variável dummy para a qual esperávamos a priori o menor valor de riqueza de espécies: cultivo de bananeira ou baunilha ou seringueira, SAF tipo simples, manejo com limpeza de sub-bosque, matriz agrícola, método de amostragem por transecção e ecorregião com a menor riqueza natural (a riqueza natural de diferentes ecorregiões pode ser encontrada no Anexo 5).

As estimativas dos coeficientes de um modelo contendo variáveis dummy representam a diferença esperada (ou média) na variável resposta quando a variável dummy é igual a 1 em relação à categoria de referência (na qual a variável dummy é igual a 0), mantendo constantes os demais preditores. Quando o intercepto é composto por variáveis dummies produzidas a partir de diferentes variáveis nominais, existem duas ou mais categorias de referência no modelo. Portanto, cada estimativa de coeficiente

é interpretada em comparação com a combinação das variáveis dummy que compõem o intercepto (Zuur et al., 2009).

Comparamos o  $\Delta AIC$  de nossos modelos com um modelo vazio correspondente, ou seja, sem quaisquer preditores (efeitos fixos no GLMM). Quando  $\Delta AIC < 2$ , selecionamos o modelo vazio; quando  $\Delta AIC \geq 2$ , selecionamos o modelo com menor AIC (Zuur et al., 2009). Para os modelos completos selecionados, transformamos as estimativas dos coeficientes em tamanhos de efeito padronizados para comparar a magnitude dos preditores (Feld et al., 2016). Todas as análises foram realizadas com o pacote lme4 (Bates et al., 2015) em R 4.2.2 (R Core Team, 2021).

### **3 Resultados**

#### **3.1 Descrição de SAFs e áreas de vegetação de referência**

Encontramos 421 artigos que comparam a abundância, riqueza e/ou índice de diversidade entre SAFs e florestas tropicais, savanas ou caatinga. As principais revistas científicas que publicaram artigos comparando a biodiversidade entre SAFs e áreas de vegetação de referência são *Agroforestry Systems*, *Biodiversity and Conservation*, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, e *Plos One* (Fig. 1A). Do total de artigos, 92 atenderam os critérios estipulados para inclusão no presente estudo (Anexo 1). Esses artigos foram publicados entre 2002 e 2022. Houve uma considerável variação no número de publicações nos últimos 20 anos, mas é possível detectar, de forma geral, um aumento no número de artigos publicados anualmente ao longo do tempo (Fig. 1B).

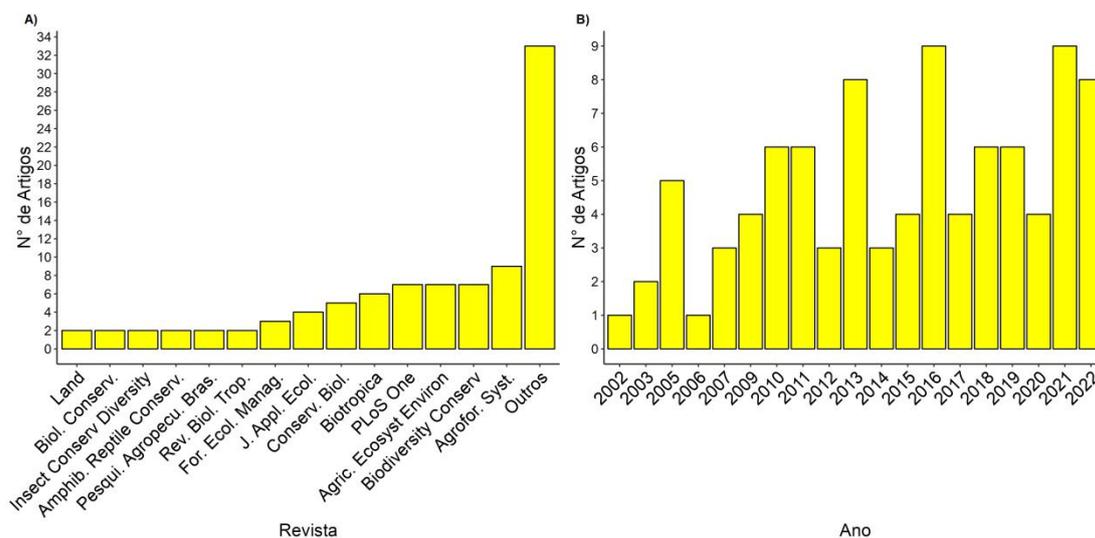


Figura 1: Descrição dos 92 artigos publicados entre 2002 e 2022 sobre biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga. A) Número de artigos por revista científica; B) número de artigos por ano.

Dos 92 artigos aqui incluídos, 62 estudaram SAFs UAS, 37 estudaram SAFs VN e sete artigos estudaram SAFs com os dois tipos de origem (Tabela 2). Nos artigos que estudaram SAFs UAS, mais da metade dos locais de coleta de dados distribui-se na América do Sul, com o Brasil apresentando o maior número de locais. Nos artigos que estudaram SAFs VN, os locais de coleta de dados distribuem-se principalmente na América do Sul e na África, com o Brasil novamente apresentando o maior número de locais (Fig. 2A,B; Fig. 3; Fig. 4). Os locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs UAS estão principalmente nas ecorregiões Mata Atlântica do alto Paraná (APAF) (sudeste do Brasil) (11%) e florestas de pinheiros e carvalhos da América Central (CAPOF) (10%), enquanto os locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs VN estão principalmente nas florestas costeiras da Bahia (BCF) (nordeste do Brasil) (16%) (Fig. 2C). Trinta e sete por cento dos artigos que estudaram SAFs UAS coletaram dados em duas áreas de SAF ou de vegetação de referência, enquanto que 43% dos artigos que estudaram SAFs VN coletaram dados em três áreas (Fig. 2D). Mais de 97% das comparações da biodiversidade, tanto para SAFs UAS quanto para SAFs VN, foram feitas em relação a áreas de referência com vegetação do tipo floresta, sendo as florestas primárias predominantes (Fig. 2E). Menos de 30% dos artigos apresentaram informação sobre o solo, sendo o Latossolo o mais

frequente em estudos com SAFs UAS e VN (Fig. 2F). Informações sobre clima estão presentes em 60% dos artigos, sendo CFA o clima predominante nos locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs UAS e AF o clima predominante nos locais utilizados em artigos que estudaram SAFs VN (Fig. 2G). O tamanho dos SAFs e das áreas de vegetação de referência variaram de 0,17 a 232.000 ha nos artigos que estudaram SAFs UAS e de 0,56 a 112.000 ha nos artigos que estudaram SAFs VN, sendo os SAFs VN, em geral, implantados em áreas de maior tamanho do que SAFs UAS (Fig. 2H).

Tabela 2: Número de observações e de áreas estudadas em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais, savanas ou caatinga (vegetação de referência). Uma observação corresponde a um grupo taxonômico ou forma de crescimento estudado em um local (SAF ou área de vegetação de referência). Os SAFs podem ter origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou em áreas de vegetação natural (VN).

| Local                           | N° de observações | N° de áreas estudadas |
|---------------------------------|-------------------|-----------------------|
| SAFs UAS                        | 137               | 91                    |
| Áreas de referência de SAFs UAS | 131               | 101                   |
| SAFs VN                         | 104               | 54                    |
| Áreas de referência de SAFs VN  | 98                | 48                    |

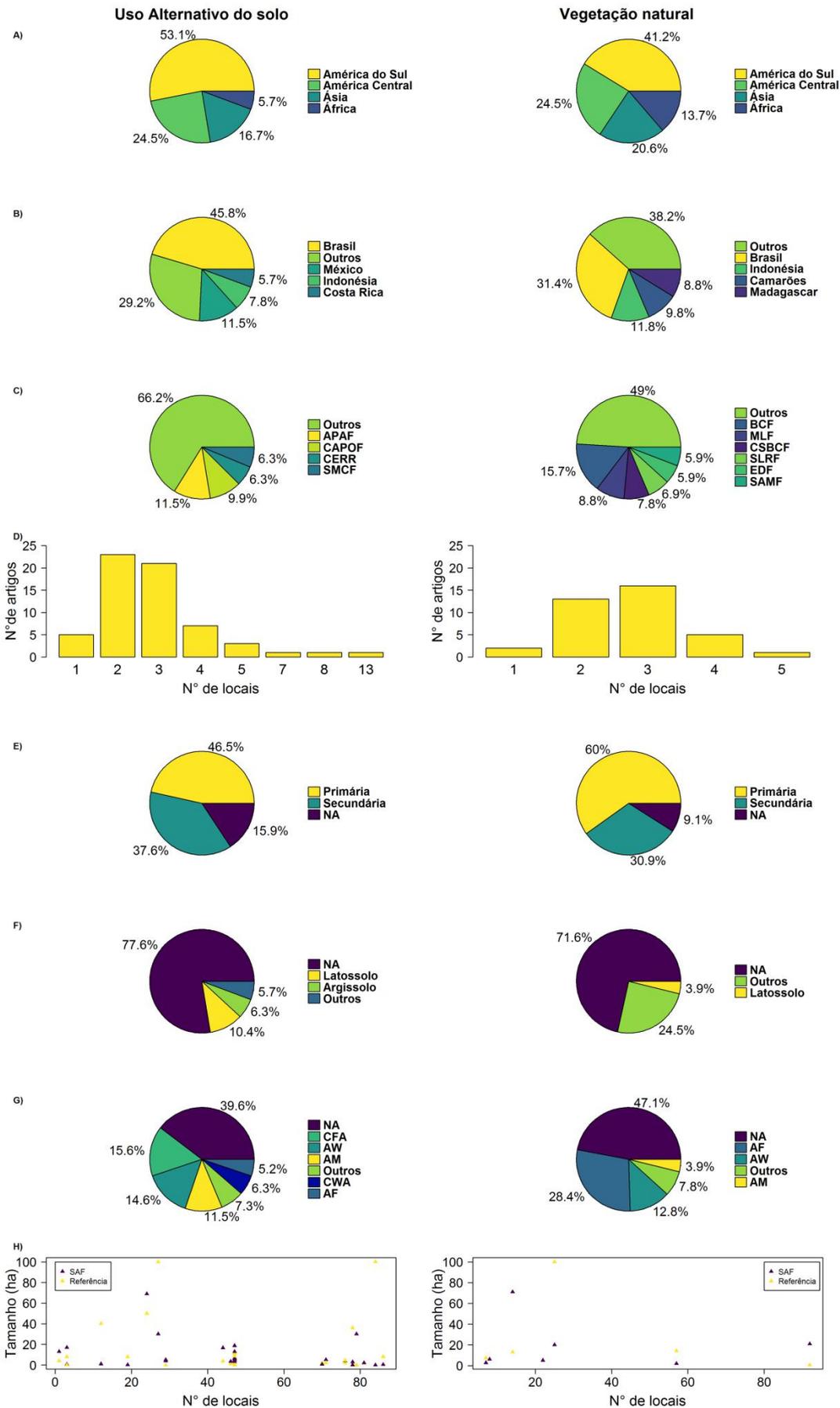


Figura 2: Descrição dos locais de coleta de dados em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais, savanas ou caatinga (vegetação de referência). A coluna da esquerda corresponde a locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). A) Continentes; B) países; C) ecorregiões segundo Olson et al. (2001); D) número de artigos que estudaram diferentes números de locais; E) caracterização da floresta de referência; F) tipo de solo de acordo com a classificação IUSS Working Group (2014); G) tipo de clima de acordo com a classificação de Köppen; H) tamanho dos SAFs e de suas áreas de vegetação de referência correspondentes, apresentado de maneira pareada (cada observação corresponde a um grupo taxonômico ou forma de crescimento estudado em um local). Para uma melhor visualização em H, foram excluídas áreas maiores do que 100 ha (10 SAFs UAS e nove áreas de referência de SAFs UAS; dois SAFs VN e quatro áreas de referência de SAFs VN). NA indica que não há informação nos artigos.

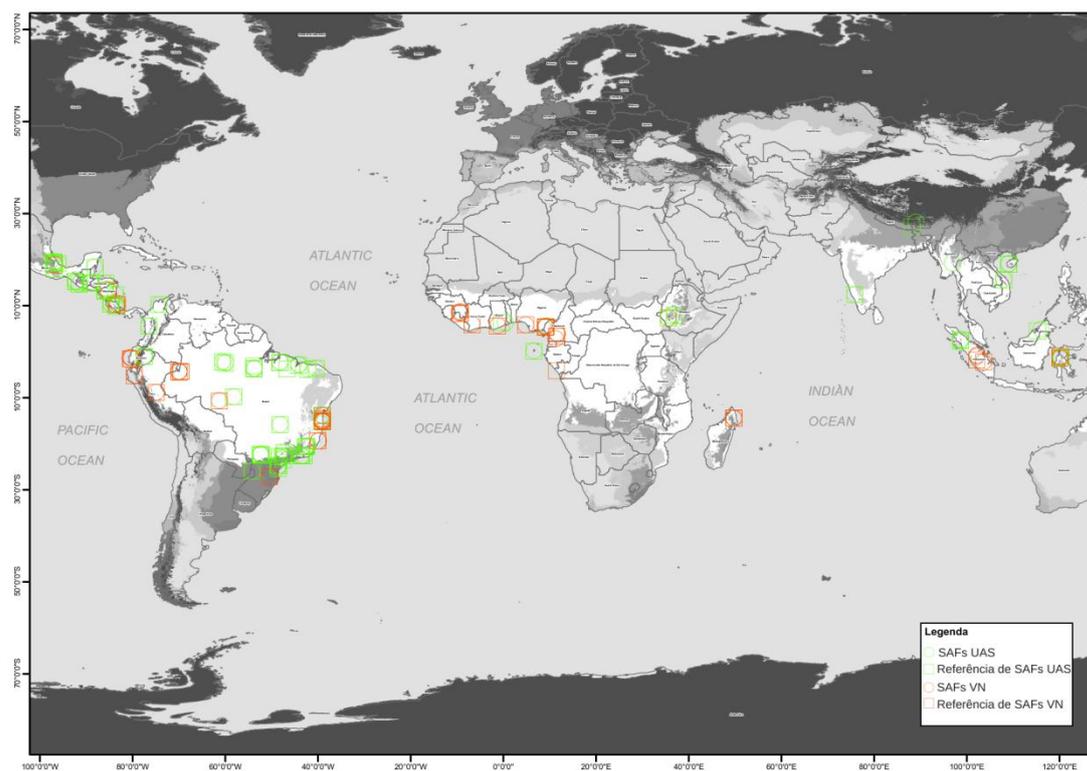


Figura 3: Locais de coleta de dados em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga.

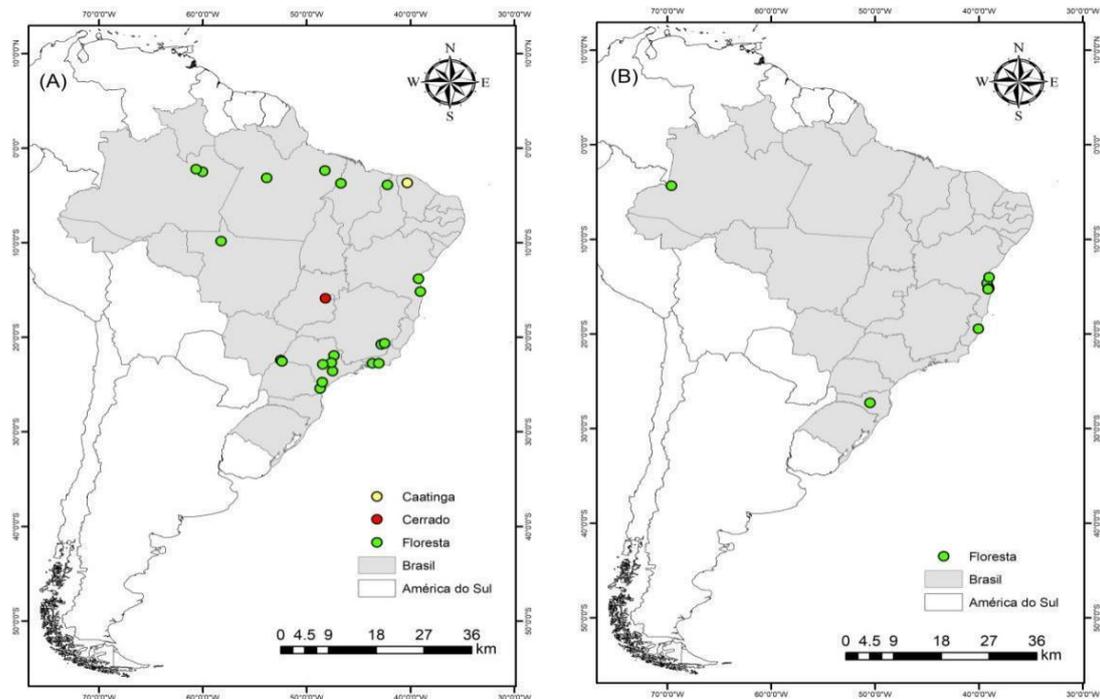


Figura 4: Locais de coleta de dados em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais, savanas ou caatinga no Brasil. A) Locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo; B) locais de coleta de dados em artigos que estudaram SAFs com origem em áreas de vegetação natural.

Mais da metade dos SAFs UAS tem idade inferior a 30 anos, enquanto quase a totalidade dos SAFs VN é mais recente do que 15 anos (Fig. 5A). Os cultivos predominantes foram o café em SAFs UAS (33%) e o cacau em SAFs VN (40%) (Fig. 5B). Entre os SAFs UAS, 63% são biodiversos e quase 31% são simples; já entre os SAFs VN, quase 94% são biodiversos (Fig. 5C). As principais formas de manejo são a poda de árvores em SAFs UAS (78%) e a limpeza de sub-bosque em SAFs VN (86%) (Fig. 5D). Para mais de 60% dos SAFs com os dois tipos de origem, não há indicação sobre a presença de áreas de vegetação natural próximas (Fig. 5E). Quando há, geralmente não é informada a distância entre o SAF e a área de vegetação natural; nos artigos que informam a distância, mais de 16% dos SAFs localizam-se adjacentes à vegetação natural (Fig. 5F). Não há informação sobre a matriz onde se inserem cerca de 38% dos SAFs UAS; para os que têm essa informação, as matrizes predominantes são a agroflorestal e a agrícola. Para quase a totalidade dos SAFs VN, foi informado o tipo de matriz, com quase 42% dos

SAFs VN ocorrendo em matriz predominantemente agroflorestal e 27% em matriz florestal (Fig. 5G).

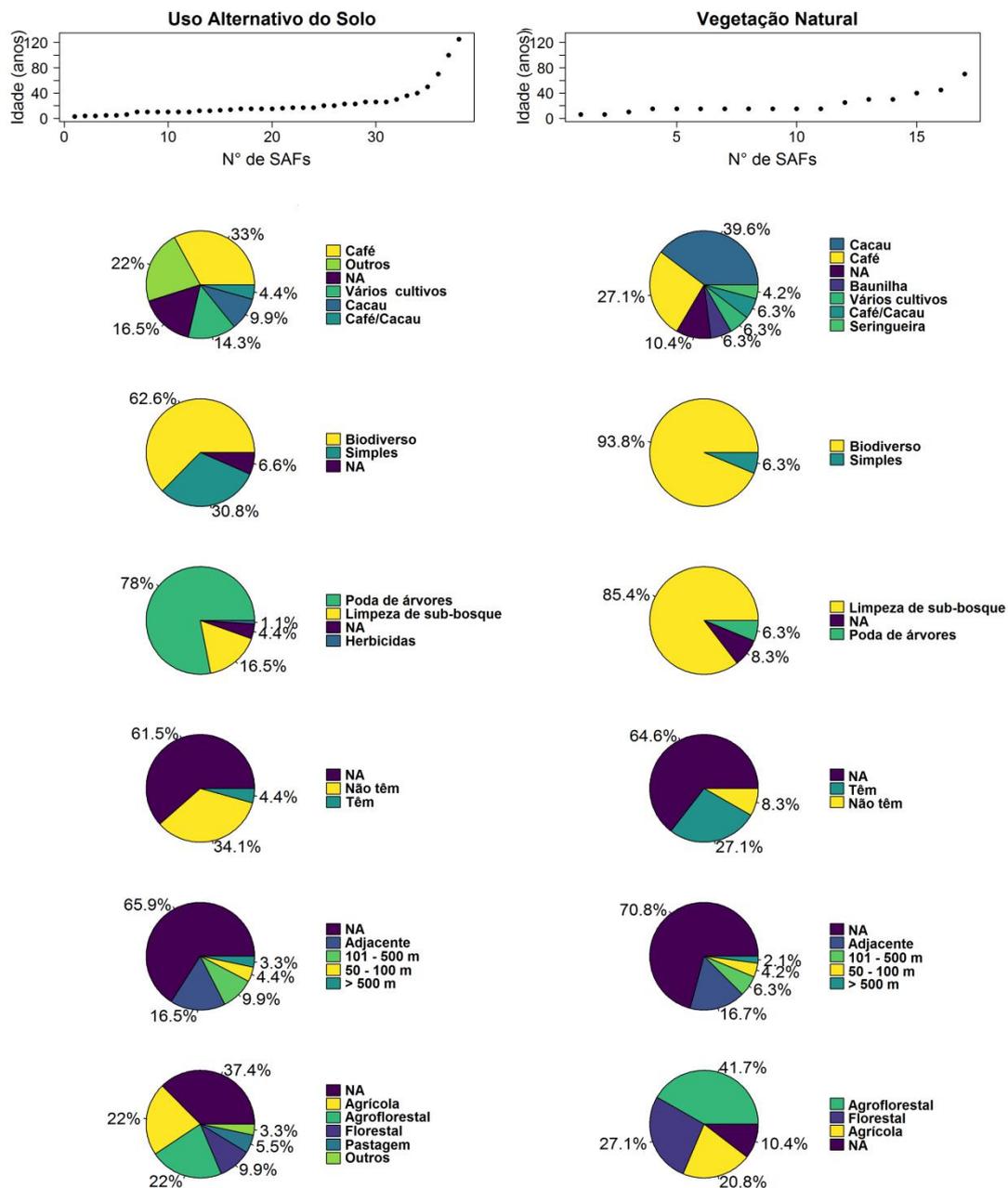


Figura 5: Descrição dos sistemas agroflorestais (SAFs) em artigos que comparam a biodiversidade em SAFs e florestas tropicais, savanas ou caatinga. A coluna da esquerda corresponde a SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). A) Idade; B) cultivo; C) tipo; D) manejo; E) proximidade a áreas de vegetação natural; F) distância até áreas de vegetação natural próximas; G) matriz predominante no entorno. NA indica que não há informação nos artigos.

As parcelas correspondem a 43% e 48% dos métodos de coleta, respectivamente, em SAFs UAS e VN (Fig. 6A). Nos artigos que estudaram SAFs UAS, a riqueza foi avaliada em 100% das observações e a abundância, em 72%; já nos artigos que estudaram SAFs VN, a riqueza foi avaliada em 74% das observações e a abundância, em 72%. Algum índice de diversidade foi calculado em 43% das observações em artigos que estudaram SAFs UAS e em 34% das observações em artigos que estudaram SAFs VN. O índice mais utilizado foi o de Shannon (Fig. 6B).

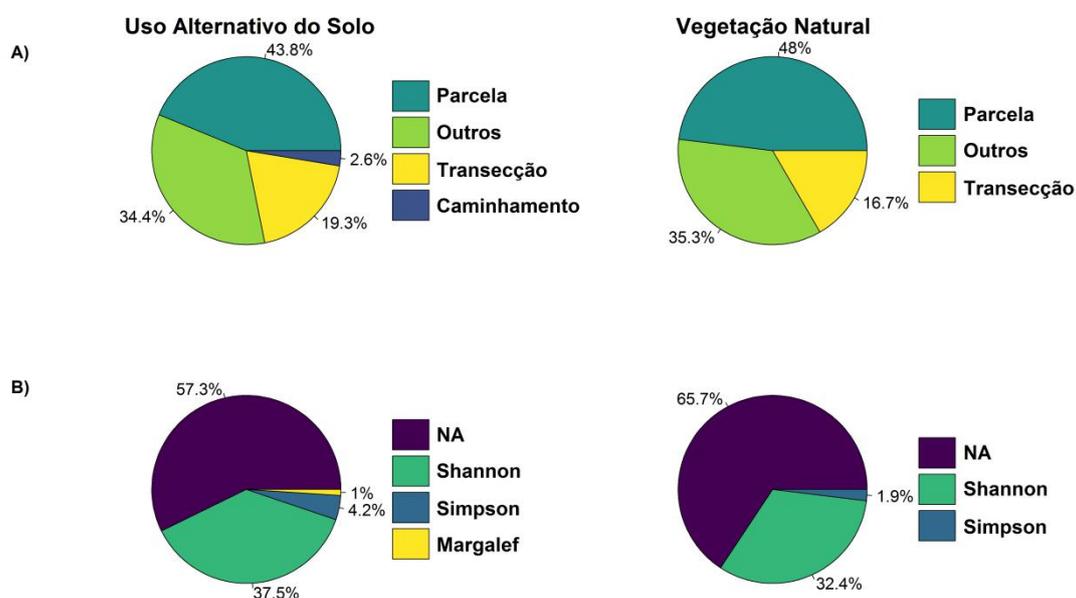


Figura 6: Descrição metodológica de estudos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais, savanas ou caatinga. A coluna da esquerda corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). A) Métodos de amostragem; B) índices de diversidade. NA indica que não há informação nos artigos.

O grupo taxonômico com maior número de observações em SAFs e áreas de vegetação de referência foi a fauna (Fig. 7A), sendo árvores e fauna de solo (Chilopoda, Coleoptera, Collembola, Dictyoptera, Diplopoda, Diptera, Dolichopodidae, Haplotaxida, Hemiptera, Homoptera, Hymenoptera, Isopoda, Oligochaeta, Orthoptera, Paupoda, Pseudoscorpionida, Psocoptera, Thysanoptera e outros invertebrados) os subgrupos mais representativos (Fig.

7B). Na maioria dos locais de coleta de dados, foi estudado apenas um subgrupo taxonômico ou forma de crescimento (Fig. 7C).

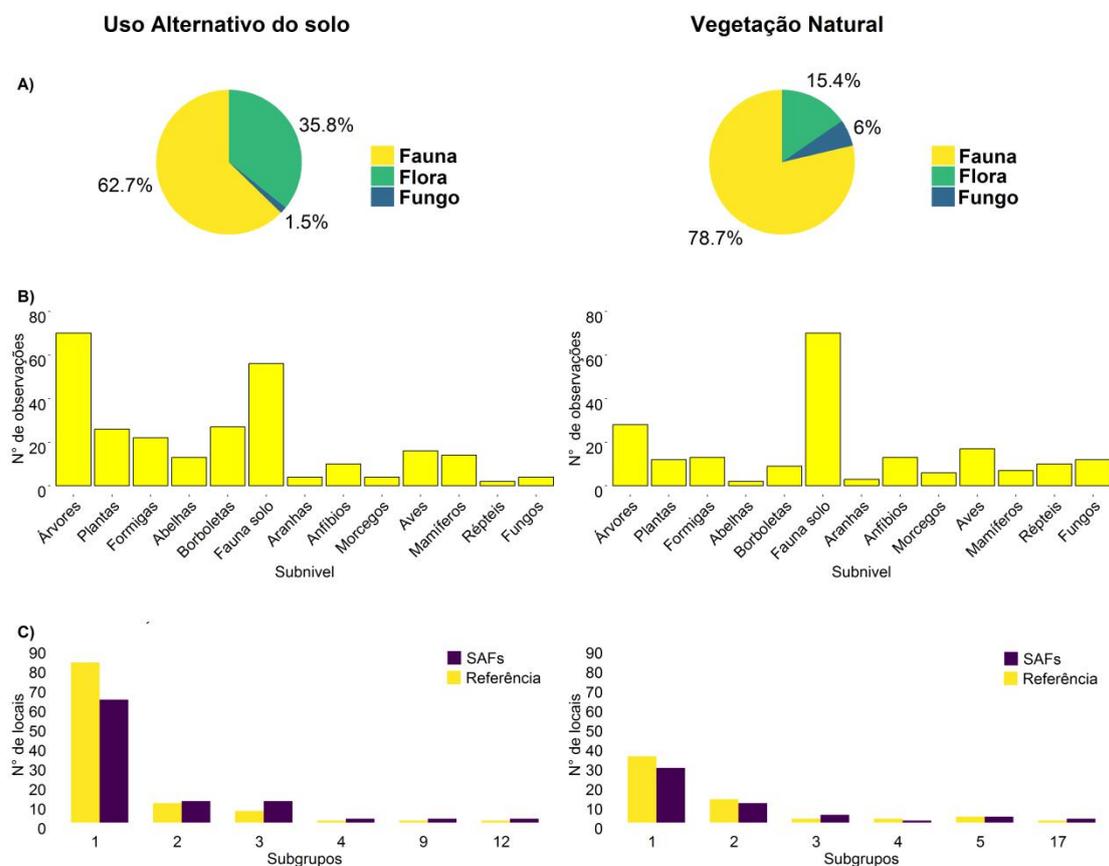
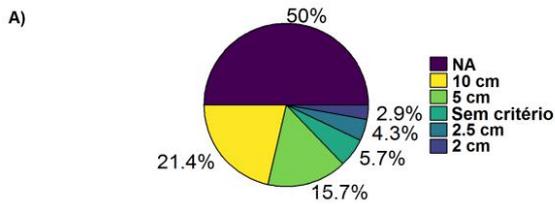


Figura 7: Grupos taxonômicos ou formas de crescimento avaliados em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais, savanas ou caatinga. A coluna da esquerda corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). A) Observações de grupos taxonômicos mais gerais; B) número de observações de subgrupos taxonômicos ou formas de crescimento; C) número de subgrupos taxonômicos ou de formas de crescimento estudados em diferentes locais de coleta de dados. Cada observação corresponde a um grupo taxonômico ou forma de crescimento estudado em um local de coleta de dados.

Para todas as comparações de diversidade de árvores, as áreas de vegetação de referência foram do tipo floresta. Em cerca de metade das 70 observações, não há dados de diâmetro à altura do peito (DAP), e quando há, o DAP foi de 10 cm para a maioria das observações (Fig. 8A). Os valores médios de DAP encontrados foram em sua maioria semelhantes nos SAFs e nas florestas de referência, com os SAFs apresentando valores maiores em

duas comparações e as florestas de referência apresentando valores maiores em uma comparação (Fig. 8B). Para observações em que apenas árvores foram avaliadas, não há dados de área basal em 58% das observações em artigos que estudaram SAFs UAS e em 36% das observações em artigos que estudaram SAFs VN. Quando há dados de área basal, ela foi maior, em geral, nas florestas de referência do que nos SAFs com as duas origens (Fig. 8C). Para observações de diversidade de grupos taxonômicos ou formas de crescimento diferentes de árvores, mas nas quais foi medida a área basal, não há dados de área basal em 59% das observações em artigos que estudaram SAFs UAS e em 50% das observações em artigos que estudaram SAFs VN. Para as observações em que há dados de área basal, ela foi maior, em geral, nas florestas de referência do que nos SAFs com as duas origens (Fig. 8D). Considerando-se apenas as observações nas quais árvores foram avaliadas, não há dados de cobertura de copa para 66% das observações em artigos que estudaram SAFs UAS e para 82% das observações em artigos que estudaram SAFs VN. Quando a cobertura de copa foi medida, os valores encontrados são marcadamente maiores nas florestas de referência do que nos SAFs (Fig. 8E). Apenas dois artigos, os quais estudaram SAFs UAS, determinaram se havia indivíduos regenerantes. Um artigo encontrou valores semelhantes e outro encontrou mais regenerantes na floresta de referência do que no SAF (Fig. 8F). Apenas um artigo, o qual estudou um SAF UAS, classificou as espécies arbóreas em pioneiras e não pioneiras, encontrando domínio de espécies pioneiras no SAF e de espécies não pioneiras na floresta de referência.

**Uso Alternativo do Solo**



**Vegetação Natural**

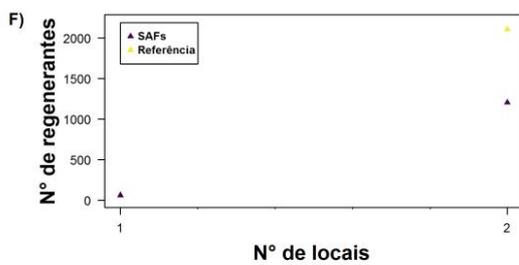
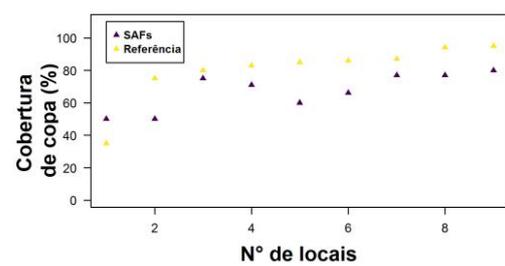
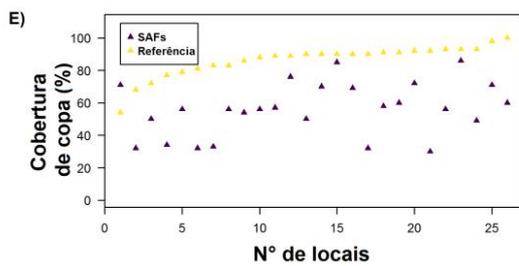
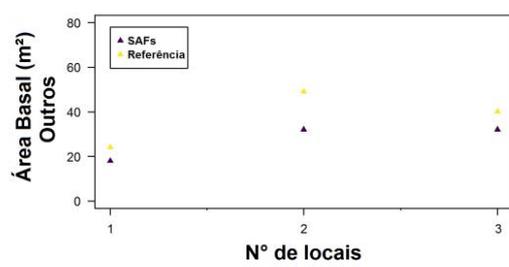
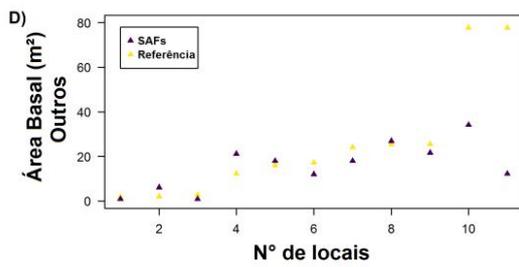
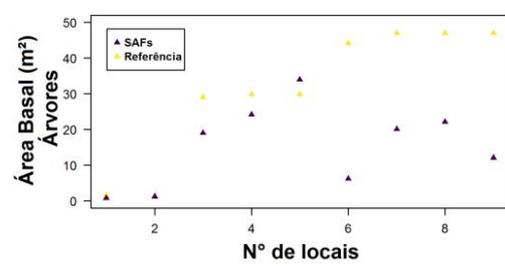
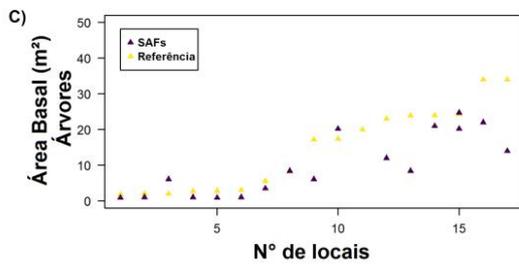
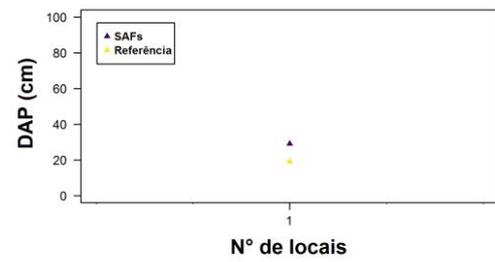
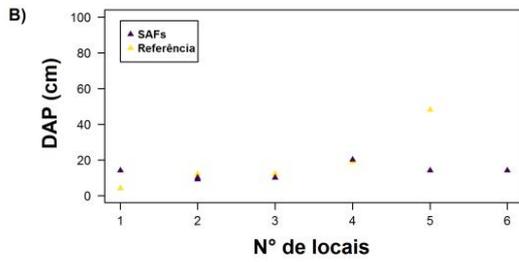
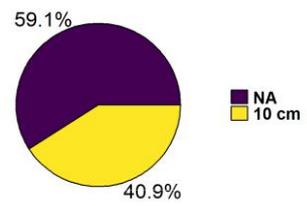


Figura 8: Características da comunidade arbórea em artigos que comparam a biodiversidade em sistemas agroflorestais (SAFs) e florestas tropicais de referência. A coluna da esquerda corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). A) Diâmetro à altura do peito (DAP) mínimo utilizado para inclusão de árvores na amostragem; B) DAP médio das árvores amostradas; C) área basal calculada em observações em que apenas a diversidade de árvores foi estudada; d) área basal calculada em observações em que foi estudada a diversidade de grupos taxonômicos ou formas de crescimento diferentes de árvores; E) cobertura de copa; F) número de indivíduos arbóreos regenerantes (apenas para SAFs UAS e suas áreas de referência correspondentes). Nos gráficos B-F, são apresentados os valores para cada SAF e sua área de referência correspondente de maneira pareada. NA indica que não há informação nos artigos.

### 3.2 Biodiversidade em SAFs

A partir do teste do GLMM sobre o efeito do tipo de local de amostragem (SAF ou floresta de referência) na riqueza de espécies, selecionamos o modelo completo para plantas em SAFs UAS e VN, e para invertebrados em SAFs VN. Nestes casos, a riqueza de espécies foi menor nos SAFs do que nas florestas de referência. Para invertebrados em SAFs UAS, e para vertebrados em SAFs UAS e VN, o GLMM selecionado foi o modelo vazio, indicando que não há efeito do local de amostragem na riqueza de espécies nestes casos (Tabela 3, Fig. 9, Anexo 3).

Tabela 3: Número de observações incluídas em cada amostra para comparação da riqueza de espécies em sistemas agroflorestais (SAFs) e suas florestas de referência correspondentes. As comparações foram feitas utilizando-se o teste GLMM de Poisson. Os SAFs têm origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou de vegetação natural (VN).

| <b>Amostra</b>                                       | <b>Nº observações</b> |
|--|-----------------------|
| Plantas em SAFs UAS                                  | 49                    |
| Plantas em florestas de referência de SAFs UAS       | 44                    |
| Plantas em SAFs VN                                   | 19                    |
| Plantas em florestas de referência de SAFs VN        | 20                    |
| Invertebrados em SAFs UAS                            | 61                    |
| Invertebrados em florestas de referência de SAFs UAS | 66                    |
| Invertebrados em SAFs VN                             | 20                    |
| Invertebrados em florestas de referência de SAFs VN  | 27                    |
| Vertebrados em SAFs UAS                              | 22                    |
| Vertebrados em florestas de referência de SAFs UAS   | 25                    |
| Vertebrados em SAFs VN                               | 23                    |
| Vertebrados em florestas de referência de SAFs VN    | 31                    |

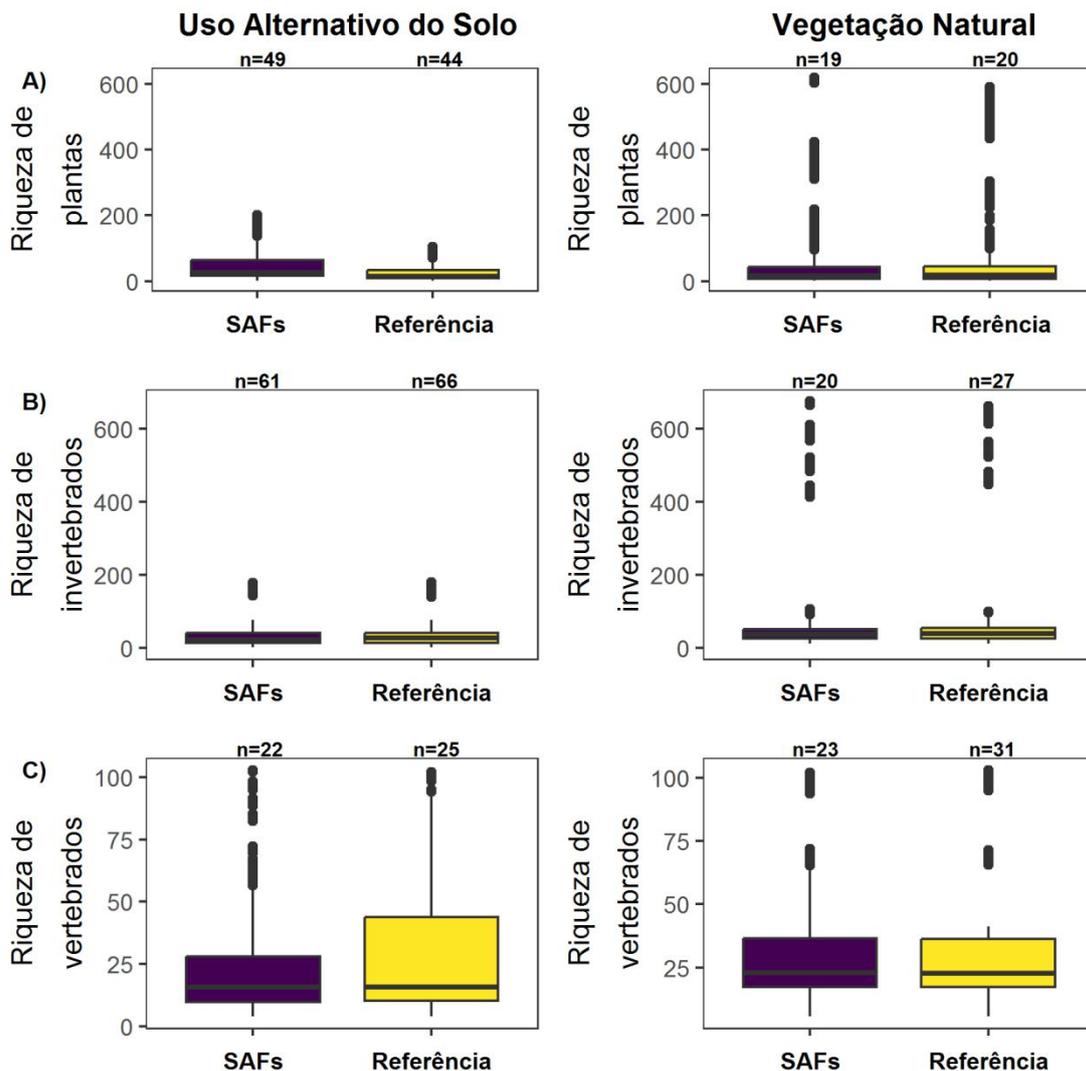


Figura 9: Boxplots ilustrando os quartis da distribuição dos valores da riqueza de espécies em sistemas agroflorestais (SAFs; roxo) e suas florestas de referência (amarelo) correspondentes. A coluna da esquerda corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a estudos compreendendo SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). Os valores do teste de GLMM de Poisson dos resíduos comparou o efeito fixo (local de amostragem) na riqueza de: A) Plantas; B) invertebrados; C) vertebrados, contabilizando o efeito aleatório dos artigos de onde os dados foram extraídos, cujos valores são apresentados para comparação.

A partir do GLMM ou GLM testando os efeitos das variáveis representativas das características, matriz e região biogeográfica dos SAFs sobre a riqueza de espécies, selecionamos os modelos completos em todos os casos (Anexo 4). Para plantas em SAFs UAS, o intercepto do modelo selecionado foi composto por ecorregião florestas úmidas das planícies de São Tomé, Príncipe e Annobon (STPAMLF), método de amostragem em

transecção, tipo de SAF simples, manejo do SAF com limpeza do sub-bosque e cultivo de banana. Em relação ao intercepto, os SAFs biodiversos, os manejados com poda de árvores e os localizados em cinco ecorregiões apresentaram maior riqueza, sendo o maior efeito positivo observado para o manejo com poda de árvores. Outras quatro ecorregiões e o cultivo de *Styrax* spp. apresentaram efeito negativo, e seis ecorregiões não apresentaram efeito importante (i.e., erro padrão de SES se sobrepõe a 0) sobre a riqueza de plantas em SAFs UAS (Fig. 10A). Para plantas em SAFs VN, o intercepto do modelo selecionado foi composto por ecorregião manguezais da África Central (CAM), método de amostragem em transecção, cultivo de seringueira e matriz agrícola onde se inserem os SAFs. Em relação ao intercepto, método de amostragem em parcela, matriz agroflorestal, matriz florestal e quatro ecorregiões tiveram efeito positivo sobre a riqueza, sendo o maior efeito positivo observado para o método de parcela. Por outro lado, outros métodos de amostragem e duas ecorregiões apresentaram efeito negativo sobre a riqueza, sendo o maior efeito negativo observado para outros métodos de amostragem. Três ecorregiões e o cultivo de cacau não apresentaram efeito importante sobre a riqueza de plantas em SAFs VN (Fig. 10A).

Para invertebrados em SAFs UAS, o intercepto do modelo selecionado foi composto por ecorregião tropicais montanhosas de Sulawesi (SMRF), método de amostragem em transecção, tipo de SAF simples, manejo do SAF com limpeza do sub-bosque e cultivo de banana. Em relação ao intercepto, o tipo de SAF biodiverso, outros métodos de amostragem, manejo com controle químico, cultivo de café e sete ecorregiões tiveram efeito positivo sobre a riqueza, sendo o maior efeito positivo observado para SAFs biodiversos. Por outro lado, método de amostragem em parcela, SAFs de seringueira/café e de banana/jussara, e dez ecorregiões tiveram efeito negativo sobre a riqueza, com SAFs de seringueira/café apresentando o maior efeito negativo (Fig. 10B). Para invertebrados em SAFs VN, o intercepto do modelo selecionado foi composto por ecorregião tropicais montanhosas de Sulawesi (SMRF), método de amostragem em transecção, manejo do SAF com limpeza do sub-bosque, cultivo de seringueira e matriz agrícola onde se inserem os SAFs. Em relação ao intercepto, a matriz agroflorestal e seis ecorregiões tiveram

efeito positivo sobre a riqueza. Por outro lado, o método de amostragem em parcelas, outros métodos de amostragem e três ecorregiões apresentaram efeito negativo sobre a riqueza. Uma ecorregião e o cultivo de cacau não apresentaram efeito importante sobre a riqueza de invertebrados em SAFs VN (Fig. 10B).

Para vertebrados em SAFs UAS, o intercepto do modelo selecionado foi composto por ecorregião florestas úmidas das planícies de São Tomé, Príncipe e Annobon (STPAMLF), método de amostragem em transecção, tipo do SAF simples, manejo do SAF com limpeza do sub-bosque, cultivo de banana e matriz agrícola onde se inserem os SAFs. Em relação ao intercepto, a matriz agroflorestal e seis ecorregiões tiveram efeito positivo sobre a riqueza, sendo o maior efeito positivo observado para a matriz agroflorestal. Por outro lado, outros métodos de amostragem e uma ecorregião tiveram efeito negativo, e o tipo do SAF biodiverso e duas ecorregiões não tiveram efeito importante sobre a riqueza de vertebrados em SAFs UAS (Fig. 10C). Para vertebrados em SAFs VN, o intercepto do modelo foi composto por ecorregião florestas tropicais montanhosas de Sulawesi (SMRF), método de amostragem em transecção, cultivo de baunilha e matriz agrícola onde se inserem os SAFs. Em relação ao intercepto, todos os fatores tiveram efeito positivo sobre a riqueza, com exceção de outros métodos de amostragem, que tiveram efeito negativo, e do método de amostragem em parcela, que não teve efeito importante sobre a riqueza de vertebrados em SAFs VN (Fig. 10C).

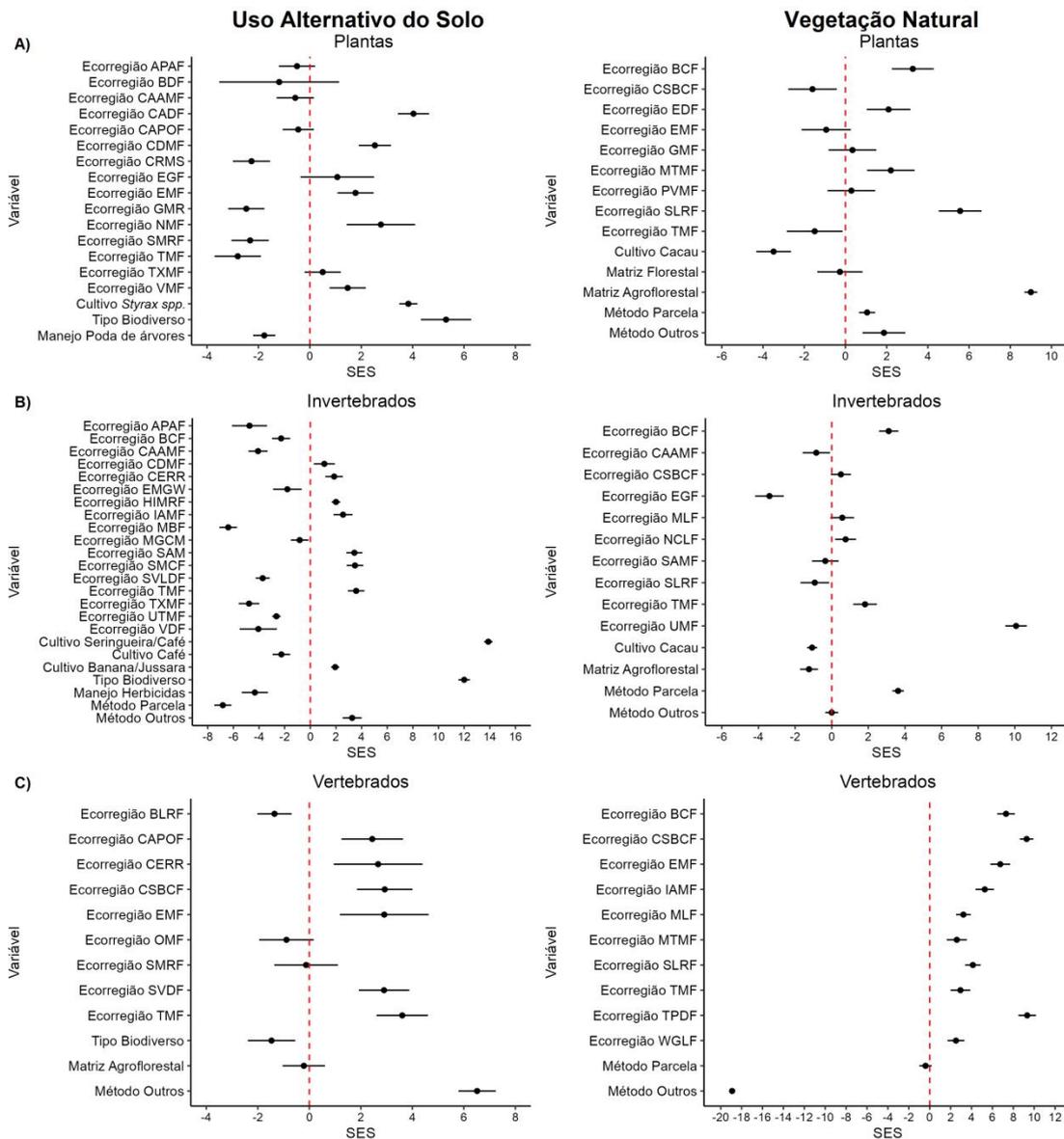


Figura 10: Tamanhos de efeito estandardizados (SES) dos coeficientes das variáveis dos modelos GLMM de Poisson com menor  $\Delta AIC$  da riqueza de espécies em: A) Plantas, B) Invertebrados e C) Vertebrados. A coluna da esquerda corresponde a modelos compreendendo SAFs com origem em áreas com uso alternativo do solo (UAS); a coluna da direita corresponde a modelos compreendendo SAFs com origem em áreas de vegetação natural (VN). Para descrição completa das variáveis preditoras incluídas nos modelos, consulte o Anexo 2.

#### 4 Discussão

Neste estudo, fornecemos uma extensa caracterização dos sistemas agroflorestais (SAFs) implantados em áreas com uso alternativo do solo (SAFs UAS) e em áreas com vegetação natural (SAFs VN), e suas áreas de vegetação de referência correspondentes na região tropical. Nossa revisão

sistemática incluindo 92 artigos científicos nos permitiu identificar alguns padrões claros e algumas lacunas de conhecimento que são importantes para a avaliação da biodiversidade em SAFs para que esses sistemas sejam utilizados na gestão ambiental de paisagens agrícolas. Diferentemente do esperado, não encontramos efeito dos SAFs sobre a riqueza de vertebrados e, curiosamente, apenas SAFs VN têm efeito negativo sobre a riqueza de invertebrados. Já a riqueza de plantas é menor nos SAFs, tanto em UAS como VN, como esperado. Os fatores que afetam a riqueza de espécies variam entre SAFs UAS e VN, e entre plantas, invertebrados e vertebrados. Porém, de forma geral, encontramos efeitos positivos de SAFs biodiversos, tipos de culturas que formam uma estrutura da vegetação mais complexa, manejos menos intensivos (i.e., poda de árvores) e matrizes mais permeáveis (i.e., agroflorestal e florestal). Por outro lado, o efeito das ecorregiões não segue o esperado de acordo com a riqueza de espécies naturalmente encontrada.

#### 4.1 Caracterização dos SAFs e suas áreas de vegetação de referência

A crescente implantação de SAFs na região tropical (Perfecto & Vandermeer, 2008) vem acompanhada por um grande número de artigos científicos que comparam a biodiversidade entre SAFs e áreas de vegetação de referência, bem como por um aparente aumento no número de artigos publicados anualmente. Observamos que 100% dos artigos que foram analisados, quase 22% focavam nesta comparação, sendo que os anos de 2016 e 2021 foram os anos com maiores números de artigos publicados. Isso demonstra o interesse dos cientistas em entender o papel dos SAFs na conservação da biodiversidade, em um cenário global de necessidade de se conciliar a produtividade agrícola com a conservação das espécies em paisagens agrícolas (Schroth et al., 2004).

Dentro do escopo do presente estudo, i.e., quando a biodiversidade em SAFs são comparadas a vegetação de referência, o Brasil foi o país que apresentou maior número de estudos/artigos publicados, destacando o interesse do país nesse campo no cenário internacional. No entanto, nosso estudo também destaca uma grande lacuna espacial dos estudos de SAFs no Brasil, ao evidenciar uma predominância dos estudos de SAFs UAS e

SAFs VN, respectivamente, nas ecorregiões da Mata Atlântica do alto Paraná (APAF) e florestas costeiras da Bahia (BCF). Essas ecorregiões apresentam grande potencial para a restauração ecológica (i.e., mostram maior potencial de retorno dos benefícios socioambientais e viabilidade de restauração) (Brancalion et al., 2019), sendo que SAFs é uma dessas formas de implantar esta restauração (Oliveira et al., 2016). Esse resultado provavelmente reflete políticas de restauração florestal no estado de São Paulo, sudeste do Brasil, já em SAFs VN está relacionado ao incentivo a produtos comercializados como sustentáveis, como o cacau produzido em *cabruças* na região da Costa do Cacau no estado da Bahia, nordeste do Brasil. Nos parágrafos seguintes, discutimos as características gerais dos SAFs UAS do sudeste e dos SAFs VN do nordeste brasileiro.

O estado de São Paulo possui legislação própria (Resolução SMA-SP 189, de 20 de dezembro de 2018) que incentiva a implantação de SAFs como forma de restauração da vegetação em Áreas de Preservação Permanente (APPs) e em áreas de Reserva Legal (RLs) para adequação ambiental das propriedades rurais e também permite em alguns casos, o manejo agroflorestal sustentável em vegetações com estádios inicial e médio de regeneração (Anexo 6), os quais aqui incluímos nos SAFs UAS. Como os SAFs UAS visam a restauração em áreas agrícolas, apresentam menor tamanho do que os SAFs VN e ocorrem em matrizes predominantemente agrícola ou agroflorestal. O principal cultivo nos SAFs UAS é o café, que tem importância econômica histórica no sudeste do Brasil, como exemplo, o estado de São Paulo que com o povoamento, a organização das lavouras cafeeiras nos planaltos interiores e com a construção do porto para comercialização, tudo isso favoreceu a este estado, ser em mais de meio século (1890-1950), o maior produtor do país contribuindo para o seu desenvolvimento econômico (Araújo Filho, 2017). A principal forma de manejo de SAFs de café é a poda de árvores visando maior incidência luminosa sobre o cultivo (Beer et al., 1997), como encontrado para os SAFs UAS aqui analisados. Segundo a legislação do estado de São Paulo, os SAFs implantados para restauração devem ser biodiversos, o que encontramos em cerca de dois terços dos SAFs UAS, mostrando o potencial dos SAFs na conversão de áreas degradadas em sistemas lucrativos com

melhores características ecológicas (Perfecto et al., 2005; Harvey & Villalobos, 2007; Simioni et al., 2022). É possível que os SAFs UAS simples encontrados visem principalmente outros benefícios que não a adequação ambiental das propriedades rurais, como a agricultura de subsistência e o comércio dos produtos. Porém, um terço dos SAFs UAS aqui analisados são simples, de forma que recomendamos que esses SAFs e outros a serem futuramente implantados apoiem-se na legislação como forma de auxiliar na conservação da biodiversidade.

Já os SAFs VN da Costa do Cacau no estado da Bahia têm como principal cultivo o cacau, caracterizando-se por cabruças. De fato, o cacau já foi o principal produto de exportação da Bahia e têm importância histórica no desenvolvimento econômico (Nogueira et al., 2019). O cacaueiro é uma espécie arbórea, *Theobroma cacao*, fonte do chocolate, originária do norte da América do Sul e América Central, com ocorrência em regiões úmidas em climas tropicais e que se adaptou bem no estado da Bahia (Motamayor et al., 2003). É uma espécie que necessita de sombreamento em sua fase inicial e se torna mais fácil e menos oneroso implantar nas florestas remanescentes em relação ao plantio de árvores para o seu sombreamento e além das cabruças, os SAFs de café rústico também são implantados em grandes extensões de florestas primárias (Clough et al. 2009), o que explica a alta porcentagem aqui encontrada de SAFs VN biodiversos, de grande tamanho e inseridos em matriz florestal e agroflorestal (floresta já convertida em SAF). Cabruças e SAFs de café rústico são constantemente manejados, com limpeza do sub-bosque que implica na remoção de regenerantes de espécies arbóreas nativas e em alguns casos, poda de árvores (Sambuichi, 2002; Perfecto et al., 2005). Recomendações de manejo de cabruças, em alguns casos, incluem também o corte de árvores grandes do dossel (maiores que 30 metros) para a maior incidência luminosidade no sub-bosque (Sambuichi, 2002). Como consequência, SAFs VN podem ter menor densidade de árvores adultas e riqueza de espécies de sub-bosque em relação a florestas primárias (Rolim & Chiarello, 2004; Sambuichi et al., 2012). Além disso, cabruças antigas e manejadas têm maior proporção de espécies arbóreas pioneiras devido a alteração do dossel e as recomendações agronômicas visando o lucro e a alta produtividade dos cacaueiros (Sambuichi &

Haridasan, 2007) e menor diversidade de fauna edáfica do que cabruças recentes, pouco manejadas, pois possuem a camada de serrapilheira com maior qualidade oriunda do dossel florestal mais conservado que as cabruças antigas (Moço et al., 2010).

Além dos impactos negativos resultantes do manejo dos SAFs VN, é comum que as áreas de cabruças e de SAFs de café rústico se expandam dentro das florestas (Perfecto, 1996; Clough et al., 2009), como tem ocorrido com os SAFs de baunilha em Madagascar (Llopis et al., 2019), maior produtor do mundo (FAO, 2020). A expansão destes SAFs VN dentro das florestas leva à modificação de grandes extensões de vegetação nativa anteriormente preservada. Além disso, à medida que ocorre a desaceleração do mercado de cacau produzido em cabruças e de café rústico, as características dos SAFs vão sendo modificadas (Clough et al., 2009). Por exemplo, nas cabruças, conforme as árvores nativas morrem, indivíduos regenerantes com potencial madeireiro ou frutífero são selecionados para ocupar os espaços abertos (Sambuichi, 2002). Em alguns casos, os SAFs acabam sendo convertidos em monoculturas a pleno sol (Clough et al., 2009). Assim, a implantação de SAFs, mesmo os considerados biodiversos, em áreas de vegetação preservada é uma ameaça à conservação da biodiversidade. Sugerimos expressamente que a implantação de SAFs não seja mais realizada em áreas de vegetação nativa preservada, restringindo-se a áreas com uso alternativo do solo.

Apesar dos nossos resultados mostrarem padrões claros entre SAFs UAS e VN, também identificamos algumas lacunas de conhecimento sobre características de SAFs que são importantes para a avaliação da biodiversidade e que devem, portanto, ser foco de estudos futuros. Por exemplo, apesar de haver estudos sobre a biodiversidade em SAFs e suas áreas de vegetação de referência em toda a região tropical (América, África e Ásia), quase a totalidade dos artigos publicados realizaram comparações entre SAFs e florestas, principalmente as primárias. Detectamos uma grande lacuna de conhecimento para diferentes ecorregiões que possuem vegetação diferente de floresta como campos rupestres savana montana (CRMS), Caatinga (CATT) e mosaico de floresta-savana do Congo Ocidental (WCFSM), detentoras de alta biodiversidade (Durigan, 2020; Alves et al.,

2009). Também faltam estudos em diferentes tipos de clima e solo dentro da região tropical, de forma que, no momento, não é possível compreender a relação entre a biodiversidade em SAFs e o ambiente abiótico onde eles se localizam. Por último, é necessário considerar em estudos futuros a conectividade entre SAFs e outras manchas de vegetação, visto que a conectividade entre habitats permite que as espécies se movam através da paisagem e colonizem novas áreas (Mansourian, 2021), potencialmente aumentando a biodiversidade em SAFs.

O principal descritor de diversidade utilizado nos artigos incluídos nesta revisão sistemática foi a riqueza de espécies, considerado o mais determinante para entender o funcionamento de ecossistemas (Loreau et al., 2001). O principal método empregado para a avaliação da biodiversidade em SAFs e suas áreas de vegetação de referência foi o de parcela, que é o mais utilizado para inventariar florestas (Farias et al., 2002). Em estudos com árvores, o critério de inclusão adotado na maioria dos casos foi o diâmetro na altura do peito (DAP) maior ou igual a 10 cm, valor comumente adotados em inventários florestais (e.g., Phillips et al., 2021), mas que exclui árvores menores já estabelecidas (Felfili, 1997). A inclusão de árvores com DAP < 10 cm em sua amostragem e que também estratégias de manejo menos intensivas sejam adotadas para permitir que SAFs apresentem estrutura mais semelhante a florestas quando sua implantação visar o manejo ambiental.

Estudos que comparam a biodiversidade entre SAFs e suas áreas de vegetação de referência na região tropical englobam uma boa variedade de grupos taxonômicos ou formas de crescimento. Porém, dentre os animais, há uma super-representação de invertebrados de solo e, dentre as plantas, as árvores são mais estudadas do que outras formas de crescimento. Os fungos foram, até o momento, pouco estudados e outros grupos, como os microorganismos, importantes para serviços ecossistêmicos como a decomposição e a ciclagem de nutrientes (Liu et al., 2023), não foram ainda avaliados. Assim, ainda não é possível entender como os diversos grupos taxonômicos ou formas de crescimento que compõem uma comunidade são afetados em SAFs em relação a áreas de vegetação de referência.

A partir dos artigos que estudaram árvores em SAFs e suas florestas de referência, mostramos que o tamanho das árvores e a cobertura de copa

são, em geral, maiores nas florestas do que nos SAFs. Para SAFs UAS, esses resultados podem decorrer da idade dos SAFs, já que muitos dos SAFs estudados têm idade de até 20 anos. Porém, para SAFs VN, os menores tamanho das árvores e cobertura de copa indicam uma desestruturação da floresta onde os SAFs foram implantados. Estratégias de manejo menos intensivas são especialmente importantes em SAFs VN já estabelecidos, para os quais já foi relatada a desestruturação da floresta onde esses SAFs foram implantados (e.g., Sambuichi, 2002; Rolim & Chiarello, 2004; Sambuichi et al., 2012). Como os SAFs VN estudados são mais recentes do que os SAFs UAS, é possível que a desestruturação das florestas onde eles se localizam acentue-se com o tempo. Assim, reforçamos que a implantação de SAFs não seja mais realizada em áreas de vegetação natural.

Conceitualmente, há a intenção dos SAFs seguirem o funcionamento, dinâmica e sucessão ecológica de uma floresta (Penereiro, 1999), mas apenas um único artigo classificou as espécies arbóreas quanto ao estágio sucessional, encontrando que o SAF estudado apresentava domínio de pioneiras, enquanto a floresta de referência apresentava domínio de espécies não pioneiras (Viéguas et al., 2019); apenas dois artigos estudaram a regeneração de espécies arbóreas, um encontrando número similar de regenerantes entre SAFs e florestas de referência (Froufe et al., 2011) e outro encontrado mais regenerantes nas florestas do que nos SAFs estudados (Badari et al., 2020). Assim, observamos uma mensuração florestal insuficiente nos artigos para entendermos se, de fato, SAFs apresentam características análogas a florestas. Por exemplo, apesar da falta de dados e de resultados que apoiem que SAFs têm características análogas a florestas, algumas certificações, como as de café criadas para promover a biodiversidade (Claudil, 2016), e a legislação do estado de São Paulo (Resolução SMA-SP 189 de 20 de dezembro de 2018) utilizam parâmetros da vegetação para atestar o papel dos SAFs na conservação da biodiversidade. Por exemplo, a legislação estadual declara que é necessário que SAFs implantados visando a regeneração da vegetação tenham no mínimo 50% de cobertura de copa. 19 de 26 SAFs UAS estudados atingiram este valor. Porém, apenas dois SAFs UAS estudados nos artigos aqui

incluídos atingiram o valor de 80% recomendados pela legislação estadual SMA/SP 32/2014 que estabelece diretrizes sobre a restauração ecológica, indicando que em ambos os casos, é necessário que os SAFs melhor se adequem aos parâmetros estipulados.

De fato, Viégas et al. (2019) encontraram que houve recomposição da vegetação em SAFs após um período de quatro anos mas de maneira inferior em comparação a áreas onde foi feita a restauração florestal convencional. Por outro lado, SAFs de café sombreado levaram à recomposição da vegetação considerando regenerantes de maneira superior e considerando árvores adultas de maneira semelhante à restauração florestal convencional com alta diversidade (Badari et al., 2020). Assim, há uma lacuna de conhecimento sobre o potencial dos SAFs na restauração, o que deve ser explorado em novos estudos. Os custos da restauração são altos e os SAFs podem reduzi-los com a produção de cultivos agrícolas nas entre-linhas, trazendo um retorno econômico para diminuir os custos de manutenção que correspondem a maior parte dos gastos durante a restauração (Rodrigues et al., 2007; Martins et al., 2019). Por outro lado, os custos iniciais na implantação de SAFs são maiores do que os da restauração convencional e os benefícios econômicos dependem da disponibilidade de mercados para a venda dos produtos agroflorestais (Murniati et al., 2022).

#### 4.2 Biodiversidade em SAFs

A riqueza similar encontrada para vertebrados em SAFs UAS e VN, e suas florestas de referência, e para invertebrados em SAFs UAS e suas florestas de referência sugere que SAFs são um habitat ou área de passagem favorável para animais. Esse resultado apoia que SAFs UAS podem transformar as paisagens alteradas em um ambiente mais favorável para a biodiversidade (Cambui et al., 2017) e que SAFs VN não impactam a riqueza de vertebrados. Porém, a riqueza de invertebrados é menor nos SAFs VN do que em suas florestas de referência, resultado diferente do encontrado por Moço et al. (2010) para a fauna de solo e serapilheira em cabucas. Assim, ainda se faz necessário compreender o porquê a riqueza de invertebrados é alterada em alguns SAFs VN e não em outros.

Por outro lado, a riqueza de plantas foi menor nos SAFs do que nas suas florestas de referência, com maior diferença encontrada para SAFs UAS do que para SAFs VN. A menor riqueza nos SAFs UAS era esperada, já que os SAFs UAS aqui estudados foram implantados em áreas rurais e são relativamente recentes. Já a menor riqueza de plantas em SAFs VN do que em suas florestas de referência provavelmente decorre do manejo desses SAFs, reforçando que, por exemplo, as cabruças introduzidas nos SAFs VN com as práticas agrícolas adotadas não favorecem a conservação da biodiversidade (Sambuichi, 2002; Sambuichi & Haridasan, 2007). Além do manejo prejudicar árvores e plantas no sub-bosque (Sambuichi & Haridasan, 2007; Rolim & Chiarello, 2004; Sambuichi et al., 2012) a poda de árvores aumenta a abertura do dossel com conseqüente aumento de temperatura e luminosidade, e diminuição de umidade, o que prejudica outras formas de crescimento, como as epífitas (Richards, 2020). Por último, a menor riqueza de plantas nos SAFs do que nas suas florestas de referência pode ser explicada pelo fato dos SAFs UAS serem sistemas inteiramente implementados por ação humana em áreas rurais e os SAFs VN serem manejados principalmente com limpeza do sub-bosque, como discutido anteriormente.

Para determinar os efeitos das características, matriz e região biogeográfica dos SAFs na riqueza de espécies, encontramos desafios relativos à falta de informações sobre as variáveis que julgamos importantes para a análise da biodiversidade (e.g., clima e solo onde localizam-se as áreas estudadas, idade e tamanho dos SAFs, se há ou não área de vegetação natural próxima e, se sim, qual sua distância até o SAF, e dados sobre a estrutura da comunidade arbórea). Como resultado, nossos modelos incluíram um número de observações e variáveis substancialmente reduzido em relação ao nosso conjunto de dados original. Recomendamos que pesquisas futuras em SAFs considerem as variáveis aqui propostas para uma melhor compreensão dos fatores que podem influenciar a biodiversidade em SAFs.

Considerando as variáveis possíveis de inclusão em nossos modelos, encontramos que, em SAFs UAS, o tipo biodiverso, implementado com um maior número de espécies de plantas e com estrutura mais complexa do que

SAFs simples (Devide et al., 2019), tem efeito positivo sobre a riqueza de plantas e invertebrados. Além disso, a riqueza de plantas e invertebrados é maior nos SAFs UAS de café do que nos SAFs UAS de banana, já que o primeiro forma uma estrutura de vegetação mais complexa do que o último (Perfecto et al., 1996; Schroth et al., 2004). Outras culturas têm um efeito negativo na riqueza de plantas e invertebrados nos SAFs UAS, o que pode ser explicado pela interação entre as características dos SAFs que, em última análise, impactam a estrutura da vegetação. Por exemplo, SAFs de benjoim (*Styrax* spp.) são manejados com poda e corte de árvores visando o aumento da produtividade de resina devido à maior incidência luminosa sobre o cultivo (García-Fernández & Casado, 2005). Já os SAF de banana/jussara e os de seringueira/café aqui estudados (e.g., Römbke & Höfer 2009; Cambui et al., 2017) não são consorciados com outras espécies arbóreas. Além do efeito negativo sobre a riqueza de plantas, SAFs com menores cobertura de copa e diversidade de espécies arbóreas devem afetar negativamente os invertebrados devido à menor oferta de recursos, como já demonstrado para alguns grupos de besouros (e.g., Harvey et al., 2006; Rodríguez et al., 2017).

Para a riqueza de vertebrados, o tipo dos SAFs UAS não é importante, mas a matriz onde eles se inserem é, com a matriz agroflorestal apresentando efeito positivo em relação à matriz agrícola. Isso sugere que os vertebrados não usam os SAFs como habitat em paisagens agrícolas, mas sim como local de passagem, que é facilitada pela matriz agroflorestal. Para plantas e invertebrados em SAFs VN, matrizes mais permeáveis ao movimento de animais e propágulos (i.e., agroflorestal e florestal) também têm efeito positivo sobre a riqueza em relação à matriz agrícola, demonstrando a importância das características da paisagem para a conservação da biodiversidade (Uezu & Metzger, 2011).

Para plantas, o manejo dos SAFs UAS apenas com poda de árvores, o qual não remove novas espécies que possam estar entrando nos SAFs como a limpeza do sub-bosque (Sambuichi & Haridasan, 2007; Koelemeijer et al., 2021), tem efeito positivo sobre a riqueza. Curiosamente, o manejo com controle químico dos SAFs UAS, realizado em SAFs de seringueira, tem efeito positivo sobre a riqueza de invertebrados em comparação ao manejo com limpeza do sub-bosque. Isso pode ser explicado pelo fato do herbicida

ser aplicado apenas nas linhas de plantio das seringueiras, sem manejo nas entrelinhas, que podem atuar como áreas de refúgio aos invertebrados (Cambui et al., 2017). Assim, a estratégia de manejo adotada nos SAFs pode ser pensada de forma a ser mais amigável à conservação da biodiversidade.

Para plantas, o método de amostragem em parcela, que é o mais utilizado para inventariar florestas, conhecidamente inclui um maior número de espécies do que o método de transecção ou do que outros métodos (Farias et al., 2002), explicando o efeito positivo aqui encontrado da amostragem em parcela sobre a riqueza de plantas em SAFs VN. Porém, para a riqueza de animais, a amostragem em parcela ou por outros métodos em geral apresenta um efeito negativo em relação ao método de amostragem em transecção. Isso pode ser explicado pelo fato de, nos estudos com animais aqui incluídos, as transecções serem utilizadas para a distribuição de armadilhas (e.g., Pineda et al., 2005; Novais et al., 2016; Cambui et al., 2017), pontos de avistamento (e.g., Harvey et al., 2006; de Lima et al., 2014; Konopik et al., 2015; Sharma et al., 2020) e de coleta (e.g., Jones et al., 2003). Nossos resultados mostram que o método de amostragem da biodiversidade em SAFs tem efeito importante sobre a riqueza encontrada para diferentes grupos taxonômicos, de forma que a elaboração de protocolos seria importante para estudos futuros.

Como selecionamos a ecorregião com a menor riqueza de espécies naturais como categoria de referência em cada um dos nossos modelos, esperávamos efeitos positivos de todas as ecorregiões incluídas como fatores se a riqueza dos SAFs seguisse a riqueza natural da ecorregião. No entanto, nossos resultados mostram efeitos tanto positivos como negativos das ecorregiões incluídas como fatores nos modelos, indicando que a riqueza de espécies nos SAFs não segue o esperado segundo a riqueza natural das ecorregiões. Além disso, uma mesma ecorregião teve efeito positivo ou negativo sobre a riqueza de diferentes grupos taxonômicos em SAFs UAS e NV. Dessa forma, o efeito das ecorregiões sobre a riqueza de diferentes grupos taxonômicos nos SAFs deve ser mais bem investigada em estudos futuros. A riqueza natural das diferentes ecorregiões incluídas no presente estudo pode ser consultada no Anexo 5.

## 5 Conclusões

Este estudo mostra que SAFs UAS e VN apresentam menores área basal, cobertura de copa e riqueza de plantas em relação a florestas de referência. Apesar disso, SAFs UAS são capazes de manter a riqueza de invertebrados e vertebrados, de forma que os SAFs UAS biodiversos representam uma boa alternativa para a melhoria ambiental, como já proposto por outros autores (e.g., Perfecto et al., 2005; Harvey & Villalobos, 2007; Oliveira et al., 2016; Cambui et al., 2017; Simioni et al., 2022). No entanto, recomendamos que estratégias de manejo que não alterem muito a estrutura da comunidade de plantas e a oferta de recursos aos animais sejam adotadas para que esses SAFs sejam mais eficientes na conservação da biodiversidade. Também mostramos que é importante que os SAFs possam ser colonizados por animais e propágulos vindos de outras comunidades, de forma que o tipo de matriz e a conexão com áreas de vegetação natural devem ser pensados para a gestão ambiental de paisagens agrícolas. Por outro lado, devido aos efeitos negativos sobre a comunidade de plantas e de invertebrados, recomendamos que a implantação de SAFs em áreas com vegetação nativa seja terminantemente proibida.

Uma ressalva importante deste estudo é que utilizamos a riqueza de espécies para compreender os padrões de biodiversidade nos SAFs, mas não consideramos a identidade das espécies amostradas (ou seja, a composição da comunidade). As espécies podem ser nativas ou exóticas, e tal distinção é fundamental para entender se os SAFs podem desempenhar um papel importante na conservação da biodiversidade nativa, especialmente em paisagens agrícolas. Portanto, é fundamental que estudos futuros classifiquem as espécies amostradas nos SAFs como nativas ou exóticas. Além disso, uma grande variedade de grupos taxonômicos e formas de crescimento precisam ser estudados para melhor entendermos se SAFs UAS podem ser utilizados como estratégia de restauração, como proposto por Oliveira et al. (2016). Sugerimos que os novos estudos sejam realizados em diferentes ecorregiões, que parecem ter um efeito dependente de contexto sobre a riqueza de espécies, e meçam as variáveis aqui propostas como importantes para a avaliação da biodiversidade nos SAFs.

## Referências bibliográficas

- Almeida-Gomes, M. & Rocha, C. F. D., 2014. Diversity and Distribution of Lizards in Fragmented Atlantic Forest Landscape in Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*. 48, 423–429. <https://doi.org/10.1670/12-187>.
- Alves, J. J. A., de Araújo, M. A., & do Nascimento, S. S., 2009. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga*. 22, 126-135. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=237117837020> (Acessado em 20 de dezembro de 2023).
- Amador, D. B.; Viana, V. M., 1998. Sistemas agroflorestais para recuperação de fragmentos florestais. *Série técnica IPEF*. 12, 105-110.
- Araújo Filho, J. R. D., 2017. O café em São Paulo. *Boletim Paulista de Geografia*. 50, 57–82. <https://publicacoes.agb.org.br/boletim-paulista/article/view/1122> (Acessado em 10 de janeiro de 2024).
- Badari, C. G., Bernardini, L. E., de Almeida, D. R. A., Brancalion, P. H. S., César, R. G., Gutierrez, V., Chazdon, R. L., Gomes, H. B. & Viani, R. A. G., 2020. Ecological outcomes of agroforests and restoration 15 years after planting. *Restoration Ecology*. 28, 1135–1144. <https://doi.org/10.1111/rec.13171>.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M. & Walker, S. C., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*. 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Beer, J., Muschler, R., Kass, D. & Somarriba, E., 1997. Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry systems*. 38, 139–164. <https://doi.org/10.1023/A:1005956528316>.
- Bertacchi, M.I.F., Amazonas, N.T., Brancalion, P.H.S., Brondani, G.E., Oliveira, A.C.S., Pascoa, M.A.R., Rodrigues, R.R., 2016. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings, *Restoration ecology*. 24, 100–108. <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1111/rec.12290>.
- Bhagwat, S. A., Willis, K. J., Birks, H. J. B. & Whittaker, R. J., 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution*. 23, 261–267. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(08\)00108-0](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(08)00108-0).
- Bos, M.M., Höhn, P., Saleh, S., Büche, B., Buchori, D., Steffan-Dewenter, I., Tschamtké, T., 2007. Insect diversity responses to forest conversion and

- agroforestry management. *Stability of Tropical Rainforest Margins*. Springer, Berlin, Heidelberg, 277–294. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-30290-2\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-540-30290-2_14).
- Brancalion, P.H.S., Chazdon, R.L., 2017. Beyond hectares: four principles to guide reforestation in the context of tropical forest and landscape restoration. *Restoration Ecology*. 25, 491–492. <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1111/rec.12519>.
- Brancalion, P. H. S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F. S. M., Zambrano, A. M. A., Baccini, A., Aronson, J., Goetz, S., Reid, J. L., Strassburg, B. B. N., Wilson, S. & Chazdon, R. L., 2019. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*. 5, eaav3223. <https://doi:10.1126/sciadv.aav3223>.
- BRASIL, Lei 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a Proteção da Vegetação Nativa. <http://www.planalto.gov.br> (Acessado em 30 de janeiro de 2024).
- Cambui, E. C. B., de Vasconcelos, R. N., Mariano-Neto, E., Viana, B. F. & Cardoso, M. Z., 2017. Positive forestry: The effect of rubber tree plantations on fruit feeding butterfly assemblages in the Brazilian Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*. 397, 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.043>.
- Caudill, S. A., Vaast, P. & Husband, T. P., 2014. Assessment of small mammal diversity in coffee agroforestry in the Western Ghats, India. *Agroforestry Systems*. 88, 173–186. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9664-3>.
- Caudill, A.S., Rice R.A., 2016. Do Bird Friendly® Coffee Criteria Benefit Mammals? Assessment of Mammal Diversity in Chiapas, Mexico. *PLoS one*. 11, e0165662. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165662>.
- Clough, Y., Faust, H. & Tschardtke, T., 2009. Cacao boom and bust: sustainability of agroforests and opportunities for biodiversity conservation. *Conservation Letters*. 2, 197–205. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2009.00072.x>.
- Devide, A. C. P., de Castro, C. M. & Ribeiro, R. D. L. D., 2019. Crescimento do guanandi e produção de mandioca e araruta em sistemas agroflorestais.

- Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável. 14, 303–311. <https://doi.org/10.18378/rvads.v14i2.6306>.
- Dobrovolski, R., Diniz-Filho, J. A. F., Loyola, R. D., & De Marco Júnior, P., 2011. Agricultural expansion and the fate of global conservation priorities. *Biodiversity and Conservation*. 20, 2445–2459. <https://doi.org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10531-011-9997-z>.
- Dossa, D., 2000. A decisão econômica num sistema agroflorestal. Colombo: Embrapa Floresta. 39, 24p.
- Durigan, G., 2020. Zero-fire: Not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. *Flora*. 268, e151612. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151612>.
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP et WHO, 2019. The State of Food Security and Nutrition in the World 2020. Transforming food systems for affordable healthy diets. Roma, Itália. 2020, 320pp. <https://doi.org/10.4060/ca9692en>.
- ESRI, R., 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Farias, C. A. D., Soares, C. P. B., Souza, A. L. D. & Leite, H. G., 2002. Comparação de métodos de amostragem para análise estrutural de florestas ineqüiâneas. *Revista Árvore*. 26, 541–548. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622002000500003>.
- Feld, C. K., Segurado, P. & Gutiérrez-Cánovas, C., 2016. Analysing the impact of multiple stressors in aquatic biomonitoring data: A ‘cookbook’ with applications in R. *Science of the Total Environment*. 573, 1320–1339. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.243>.
- Felfili, J. M., 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Management Forest Ecology and Management*. 91, 235–245. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03862-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03862-5).
- Fernandes Nogueira, R., Roitman, I., Alvim Carvalho, F., Taboada Soldati, G., & Baiocchi Jacobson, T. K., 2019. Challenges for agroecological and organic management of Cabruca cocoa agroecosystems in three rural settlements in south Bahia, Brazil: perceptions from local actors. *Agroforestry Systems*. 93, 1961–1972. <https://doi.org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10457-018-0303-x>.
- Field, A. Descobrimo a estatística usando o SPSS. Porto Alegre, Artmed, 2009.

- Franco, F. S., 2000. Sistemas agroflorestais: uma contribuição para a conservação dos recursos naturais na Zona da Mata de Minas Gerais. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- Froufe, L. C. M. & Seoane, C. E. S., 2011. Levantamento fitossociológico comparativo entre sistema agroflorestal multiestrato e capoeiras como ferramenta para a execução da reserva legal. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 31, 203–225. <https://doi.org/10.4336/2011.pfb.31.67.203>.
- García-Fernández, C. & Casado, M. A., 2005. Forest recovery in managed agroforestry systems: The case of benzoin and rattan gardens in Indonesia. *Forest Ecology and Management*. 214, 158–169. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.04.013>.
- Gonzalez, D. C., Cajaiba, R. L., Périco, E., da Silva, W. B., Brescovite, A. D., Crespi, A. M. L., & Santos, M., 2021. Assessing ecological disturbance in neotropical forest landscapes using high-level diversity and high-level functionality: Surprising outcomes from a case study with spider assemblages. 10, 758. <https://doi.org/10.3390/land10070758>.
- Greenberg, R., Bichier, P., Angon, A. C. & Reitsma, R., 1997. Bird populations in shade and sun coffee plantations in central Guatemala. *Conservation Biology*. 11, 448–459. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95464.x>.
- Harvey, C. A., Gonzalez, J. & Somarriba, E., 2006. Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation*. 15, 555–585. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-2088-2>.
- Harvey, C. A. & González Villalobos, J. A., 2007. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and Conservation*. 16, 2257–2292. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9194-2>.
- IUSS Working Group WRB, 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. World Soil Resources Reports. 106, Rome: FAO.

- Jones, D. T., Susilo, F. X., Bignell, D. E., Hardiwinoto, S., Gillison, A. N. & Eggleton, P., 2003. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*. 40, 380–391. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00794.x>.
- Kaplan J., 2020. FastDummies: Fast Creation of Dummy (Binary) Columns and Rows from Categorical Variables. <https://github.com/jacobkap/fastDummies> (accessed on 30 April 2024).
- Kier, G., Mutke, J., Dinerstein, E., Ricketts, T. H., Küper, W., Kreft, H., & Barthlott, W., 2005. Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. *Journal of Biogeography*. 32, 1107–1116. <https://doi-org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1111/j.1365-2699.2005.01272.x>.
- Koelemeijer, I. A., Tack, A. J. M., Zewdie, B., Nemomissa, S. & Hylander, K., 2021. Management intensity and landscape configuration affect the potential for woody plant regeneration in coffee agroforestry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 313. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107384>.
- Lassau, S. A. & Hochuli, D. F., 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*. 27, 157–164. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03675.x>.
- Lattari, A.C.S., Huther, C.M., Correia, D.M., Ferreira, V.F., Corrêa, E.R., Almeida, G.C.A., 2023. Effect of normal, double and densified spacing on soil chemistry and productivity of an agroforestry system, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 54, 1547–1563. <https://doi.org/10.1080/00103624.2023.2177303>.
- Liu, L., Gao, Y., Yang, W., Liu, J. & Wang, Z., 2023. Community metagenomics reveals the processes of nutrient cycling regulated by microbial functions in soils with P fertilizer input. *Plant and Soil*. 1–16. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-05875-1>.
- Llopis, J. C., Harimalala, P. C., Bär, R., Heinimann, A., Rabemananjara, Z. H. & Zaehring, J. G., 2019. Effects of protected area establishment and cash crop price dynamics on land use transitions 1990–2017 in north-eastern Madagascar. *Journal of Land Use Science*. 14, 52–80. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2019.1625979>.

- Longino, J., Coddington, J., Colwell, R., (2002). The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways, *Ecology* 83, 689–702.
- Mansourian, S., 2021. From landscape ecology to forest landscape restoration. *Landscape Ecology*. 36, 2443–2452. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01175-6>.
- Martin, D. A., Osen, K., Grass, I., Hölscher, D., Tschardtke, T., Wurz, A. & Kreft, H. 2020. Land-use history determines ecosystem services and conservation value in tropical agroforestry. *Conservation Letters*. 13, e12740. <https://doi.org/10.1111/conl.12740>.
- Martins, E. M., Silva, E. R. D., Campello, E. F. C., Lima, S. S. D., Nobre, C. P., Correia, M. E. F., & Resende, A. S. D., 2019. Agroforestry system used for restoration at the Atlantic Forest. *Ciência Florestal*. 29, 632–648. <https://doi.org/10.5902/1980509829050>.
- Moço, M. K. S., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Machado, R. C. R. & Baligar, V. C., 2010. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. *Applied Soil Ecology*. 46, 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.10.006>.
- Moorhead, L. C., Philpott, S. M. & Bichier, P., 2010. Biodiversidad de epífitas en la matriz agrícola de café: Estratificación del dosel y distancia a los fragmentos de bosque. *Conservation Biology*. 24, 737–746. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01430.x>.
- Motamayor, J. C., Risterucci, A. M., Heath, M., and Lanaud, C. 2003. Cacao domestication II: Progenitor germplasm of the Trinitario cacao cultivar. *Heredity*. 91, 322–330. <https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6800298>.
- Murniati; Suharti, S.; Minarningsih; Nuroniah, H.S.; Rahayu, S.; Dewi, S., 2022. What Makes Agroforestry a Potential Restoration Measure in a Degraded Conservation Forest? *Forests*. 13, 267. <https://doi.org/10.3390/f13020267>.
- Nair, P.K.R., Gordon, A.M., and Mosquera-Losada, M-R., 2008. Agroforestry. *Encyclopedia of Ecology*. Oxford. 101–110. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00038-0>.

- Nair, P. K. R., Kumar, B. M. & Nair, V. D., 2021. Definition and Concepts of Agroforestry. An Introduction to Agroforestry: Four Decades of Scientific Developments, second edition. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-75358-0>.
- Ngaji, A. U. K., Baiquni, M., Suryatmojo, H., & Haryono, E., 2020. Sustaining subsistence culture in Mamar agroforestry management in West Timor, is it possible?. E3S Web of Conferences. 200, e02023. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202020002023>.
- Nogueira, R. F., Roitman, I., Carvalho, F. A., Soldati, G. T. & Jacobson, T. K. B., 2019. Challenges for agroecological and organic management of Cabruca cocoa agroecosystems in three rural settlements in south Bahia, Brazil: perceptions from local actors. *Agroforestry Systems*. 93, 1961–1972. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0303-x>.
- Ocampo-Ariza, C. et al., 2019. Extinction thresholds and negative responses of Afrotropical antfollowing birds to forest cover loss in oil palm and agroforestry landscapes. *Basic and Applied Ecology*. 39, 26–37. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.06.008>.
- Oliveira, V. R. D., e Silva, P. S. L., de Paiva, H. N., Pontes, F. S. T. & Antonio, R. P., 2016. Crescimento de leguminosas arbóreas e rendimento do milho em sistemas agrofloretais. *Revista Árvore*. 40, 679–688. <https://doi.org/10.1590/0100-67622016000400011>.
- Oliveira, A. T. M., Bernardo, C. S. S., de Melo, F. R., dos Santos-Filho, M., Peres, C. A. & Canale, G. R., 2019. Primate and ungulate responses to teak agroforestry in a southern Amazonian landscape. *Mammalian Biology*. 96, 45–52. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.03.015>.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. & Kassem, K. R., 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*. 51, 933–938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2).
- Osen, K., Soazafy, M. R., Martin, D. A., Wurz, A., März, A., Ranarijaona, H. L. T. & Holscher, D., 2021. Land-use history determines stand structure and

- tree diversity in vanilla agroforests of northeastern Madagascar. *Applied Vegetation Science*. 24, e12563. <https://doi.org/10.1111/avsc.12563>.
- Peneireiro, F. M., 1999. *Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, Brasil.
- Peneireiro, F. M., 2003. *Fundamentos da agrofloresta sucessional*. II Simpósio sobre Agroflorestas Sucessionais. Embrapa/Petrobrás. Sergipe.
- Perfecto, I., Rice, R. A., Greenberg, R. & Van der Voort, M. E., 1996. Shade Coffee: A Disappearing Refuge for Biodiversity. *BioScience*. 46, 598–608. <https://doi.org/10.2307/1312989>.
- Perfecto, I., Vandermeer, J., Mas, A. & Pinto, L. S., 2005. Biodiversity, yield, and shade coffee certification. *Ecological Economics*. 54, 435–446. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.009>.
- Perfecto, I. & Vandermeer, J., 2008. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1134, 173–200. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.011>.
- Phillips, O., Baker, T., Feldpausch, T., Brien, R., Almeida, S., Arroyo, L., Aymard, G., Chave, J., Cardozo, D., Chao, K.-J., Higuchi, N., Honorio, E., Jiménez, E., Lewis, S. L., Lloyd, J., López-González, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Neill, D. & Vásquez, R., 2021. RAINFOR Field Manual for Plot Establishment and Remeasurement. [https://forestplots.net/upload/ManualsEnglish/RAINFOR\\_field\\_manual\\_EN.pdf](https://forestplots.net/upload/ManualsEnglish/RAINFOR_field_manual_EN.pdf). (accessed on 15 January 2024).
- Pineda, E., Moreno, C., Escobar, F. & Halffter, G., 2005. Frog, Bat, and Dung Beetle Diversity in the Cloud Forest and Coffee Agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology*. 19, 400–410. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00531.x>.
- R Core Team., 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. (accessed on 15 January 2024).
- Rappole, J. H., King, D. I., Vega Rivera, J. H., 2003. Coffee and conservation. *Conservation Biology*. 17, 334–336. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01548.x>.

- Richards, J.H., Luna, I.M.T., Waller D.M., 2020. Tree longevity drives conservation value of shade coffee farms for vascular epiphytes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 301, e107025. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107025>.
- Rodrigues, E. R., Cullen Jr, L., Beltrame, T. P., Moscoliato, A. V., & Silva, I. C. D., 2007. Avaliação econômica de sistemas agroflorestais implantados para recuperação de reserva legal no Pontal do Paranapanema, São Paulo. *Revista Árvore*. 31, 941–948.
- Rodríguez, C.S., Cognato, A. I. & Righi, C. A., 2017. Bark and Ambrosia Beetle (Curculionidae: Scolytinae) Diversity Found in Agricultural and Fragmented Forests in Piracicaba-SP, Brazil. *Environmental Entomology*. 46, 1254–1263. <https://doi.org/10.1093/ee/nvx160>.
- Rolim, S. G. & Chiarello, A. G., 2004. Slow death of Atlantic forest trees in cocoa agroforestry in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 13, 2679–2694. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-2142-5>.
- Römbke, J., Schmidt, P. & Höfer, H., 2009. The earthworm fauna of regenerating forests and anthropogenic habitats in the coastal region of Paraná. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 44, 1040–1049. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000800037>.
- Santos, M. J. C.; Paiva, S. N., 2002. Os sistemas agroflorestais como alternativa econômica em pequenas propriedades rurais: estudo de caso. *Ciência Florestal*. 12, 135–141. <https://doi.org/10.5902/198050981707>.
- SÃO PAULO, 2014. Secretaria de Meio Ambiente. Resolução SMA Nº 32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. *Diário Oficial do Estado de São Paulo - Meio Ambiente*.
- SÃO PAULO, 2018. Secretaria de Meio Ambiente. Resolução SMA 189, de 20 de Dezembro de 2018. Estabelece critérios e procedimentos para exploração sustentável de espécies nativas do Brasil no Estado de São Paulo.
- Sambuichi, R. H. R., 2002. Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (Mata Atlântica raleada sobre plantação de cacau)

- na região sul da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 16, 89–101. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000100011>.
- Sambuichi, R. H. R. & Haridasan, M., 2007. Recovery of species richness and conservation of native Atlantic forest trees in the cacao plantations of southern Bahia in Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 16, 3681–3701. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9017-x>.
- Sambuichi, R. H. R., Vidal, D. B., Piasentin, F. B., Jardim, J. G., Viana, T. G., Menezes, A. A., Mello, D. L. N., Ahnert, D., & Baligar, V. C., 2012. *Cabruca* agroforests in southern Bahia, Brazil: Tree component, management practices and tree species conservation. *Biodiversity and Conservation*. 21, 1055–1077. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0240-3>.
- Schroth, G., Fonseca, G. A. B., Harvey, C. A., Gasco, N. C., Vasconcelos, H. & Izac, A. N., 2004. Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes. *Biological Conservation*. 124, 555–557. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.03.006>.
- Sharma, K., Acharya, B. K., Sharma, G., Valente, D., Pasimeni, M. R., Petrosillo, I. & Selvan, T., 2020. Land use effect on butterfly alpha and beta diversity in the Eastern Himalaya, India. *Ecological Indicators*. 110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105605>.
- Simioni, G. F., Schmitt Filho, A. L., Joner, F., Farley, J., Fantini, A. C. & Moreira, A. P. T., 2022. Response of birds to high biodiversity silvopastoral systems: Integrating food production and biodiversity conservation through applied nucleation in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 324. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107709>.
- Sistla, S. A., Roddy, A. B., Williams, N. E., Kramer, D. B., Stevens, K. & Allison, S. D., 2016. Agroforestry practices promote biodiversity and natural resource diversity in atlantic Nicaragua. *PLoS ONE*. 11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162529>.
- Somarriba, E., 1992. Revisiting the past: an essay on agroforestry definition, Agroforestry system. 19, 233–240. <https://doi.org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/BF00118781>.
- Storch, D., 2016. The theory of the nested species–area relationship: geometric foundations of biodiversity scaling. *Journal of Vegetation Science*. 27, 880–891. <https://doi.org/10.1111/jvs.12428>.

- Tabarelli, M. et al., 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*. 143, 2328–2340. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>.
- Tejeda-Cruz, C., E. Silva-Rivera, J. R. Barton, and W. J. Sutherland., 2010. Why shade coffee does not guarantee biodiversity conservation. *Ecology & Society*. 15. <http://doi:10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x>.
- Thom, G., Capela, C, Kato, O. R., Takamatsu, J. A., Sugaya, C.T., Suzuki, E. K., (2011). Avaliação da avifauna em sistemas agroflorestais com Dendê (*Elaeis guineensis*) no município de Tomé Açu (PA). <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/910566> (acessado em 12 de janeiro de 2024).
- Uezu, A. & Metzger, J. P., 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: Relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation*. 20, 3627–3643. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0154-5>.
- Verbesselt, J., Zeileis, A. & Herold, M., 2012. Near real-time disturbance detection using satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*. 123, 98–108. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.02.022>.
- Viéguas, L. B., da Silva, J. M. S., Pala, M. de C., & Piña-Rodrigues, F. C. M., 2019. Restoring ecological functions using agroforestry systems in riparian forests. *Floresta e Ambiente*. 26, e20170830. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.083017>.
- Zar, J. H., 1999. *Biostatistical Analysis*, fourth ed. Prentice Hall, 663 p.
- Zhu H., 2022. KableExtra: Construct Complex Table with “kable” and Pipe Syntax. <https://haozhu233.github.io/kableExtra/> (accessed on 30 April 2024).
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. & Smith, G. M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York, 563p.

**Anexo 1** Lista de artigos incluídos na revisão sistemática sobre biodiversidade em sistemas agroflorestais e florestas tropicais, savanas ou caatinga.

- Ackerman, I. L., Constantino, R., Gauch, H. G., Lehmann, J., Riha, S. J. & Fernandes, E. C. M., 2009. Termite (Insecta: Isoptera) species composition in a primary rain forest and agroforests in central Amazonia. *Biotropica*. 41, 226–233. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00479.x>.
- Amaral, G. C., Vargas, A. B. & Almeida, F. S., 2019. Effects of environmental attributes on the biodiversity of ants under different land uses. *Ciência Florestal*. 29, 660–672. <https://doi.org/10.5902/1980509833811>.
- Angarita, O., Montes-Correa, A.C. & Renjifo, J. M., 2014. Amphibians and reptiles of an agroforestry system in the Colombian Caribbean. *Amphibian and Reptile Conservation*. 8, e92, 34–52.
- Arias, R. M. & Abarca, G. H., 2014. Fungal diversity in coffee plantation systems and in a tropical montane cloud forest in Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*. 88, 921–933. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9736-z>.
- Arnold, H., Deacon, A. E., Hulme, M. F., Sansom, A., Jaggernauth, D. & Magurran, A. E., 2021. Contrasting trends in biodiversity of birds and trees during succession following cacao agroforest abandonment. *Journal of Applied Ecology*. 58, 1248–1260. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13869>.
- Asase, A. & Tetteh, D. A., 2010. The role of complex agroforestry systems in the conservation of forest tree diversity and structure in southeastern Ghana. *Agroforestry Systems*. 79, 355–368. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9311-1>.
- Badari, C. G., Bernardini, L. E., de Almeida, D. R. A., Brancalion, P. H. S., César, R. G., Gutierrez, V., Chazdon, R. L., Gomes, H. B. & Viani, R. A. G., 2020. Ecological outcomes of agroforests and restoration 15 years after planting. *Restoration Ecology*. 28, 1135–1144. <https://doi.org/10.1111/rec.13171>.
- Bieng, M. A. N., Delgado-Rodríguez, D., Vilchez-Mendoza, S., López-Sampson, A., García, E., Sepúlveda, N. & Somarriba, E., 2022. Tree diversity in a tropical agricultural-forest mosaic landscape in Honduras. *Scientific Reports*. 12, e18544. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-21280-7>.

- Bobo, K. S., Waltert, M., Fermon, H., Njokagbor, J. & Mühlenberg, M., 2006. From forest to farmland: Butterfly diversity and habitat associations along a gradient of forest conversion in Southwestern Cameroon. *Journal of Insect Conservation*. 10, 29–42. <https://doi.org/10.1007/s10841-005-8564-x>.
- Cambui, E. C. B., de Vasconcelos, R. N., Mariano-Neto, E., Viana, B. F. & Cardoso, M. Z., 2017. Positive forestry: The effect of rubber tree plantations on fruit feeding butterfly assemblages in the Brazilian Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*. 397, 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.043>.
- Cassano, C. R., Barlow, J. & Pardini, R., 2012. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*. 44, 818–825. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00870.x>.
- Caudill, S. A. & Rice, R. A., 2016. Do Bird Friendly® coffee criteria benefit mammals? Assessment of mammal diversity in Chiapas, Mexico. *PLoS ONE*. 11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165662>.
- Cesar, R. M., Vezzani, F. M., Schwiderke, D. K., Gaiad, S., Brown, G. G., Seoane, C. E. S. & Froufe, L. C. M., 2015. Soil biological properties in multistrata successional agroforestry systems and in natural regeneration. *Agroforestry Systems*. 89, 1035–1047. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9833-7>.
- Chandler, R. B., King, D. I., Raudales, R., Trubey, R., Chandler, C. & Arce Chávez, V. J., 2013. A small-scale land-sparing approach to conserving biological diversity in tropical agricultural landscapes. *Conservation Biology*. 27, 785–795. <https://doi.org/10.1111/cobi.12046>.
- Correia, M., Diabaté, M., Beavogui, P., Guilavogui, K., Lamanda, N. & de Foresta, H., 2010. Conserving forest tree diversity in Guinée forestière (Guinea, West Africa): The role of coffee-based agroforests. *Biodiversity and Conservation*. 19, 1725–1747. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9800-6>.
- DaRocha, W. D., Antoniazzi, R., Delabie, J. H. C., Schroth, G., Fernandes, G. W. & Neves, F. S., 2021. Disentangling the factors that shape bromeliad and ant communities in the canopies of cocoa agroforestry and preserved Atlantic Forest. *Biotropica*. 53, 1698–1709. <https://doi.org/10.1111/btp.13018>.

- DaRocha, W. D., Neves, F. S., Dáttilo, W. & Delabie, J. H. C., 2016. Epiphytic bromeliads as key components for maintenance of ant diversity and ant-bromeliad interactions in agroforestry system canopies. *Forest Ecology and Management*. 372, 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.011>.
- de Aguiar, M. I., Fialho, J. S., de Araújo, F. d. C. S., Campanha, M. M. & de Oliveira, T. S., 2013. Does biomass production depend on plant community diversity? *Agroforestry Systems*. 87, 699–711. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9590-9>.
- de Lima, R. F., Viegas, L., Solé, N., Soares, E., Dallimer, M., Atkinson, P. W. & Barlow, J., 2014. Can management improve the value of shade plantations for the endemic species of São Tomé Island? *Biotropica*. 46, 238–247. <https://doi.org/10.1111/btp.12092>.
- de Souza, H. N., de Goede, R. G. M., Brussaard, L., Cardoso, I. M., Duarte, E. M. G., Fernandes, R. B. A., Gomes, L. C. & Pulleman, M. M., 2012. Protective shade, tree diversity and soil properties in coffee agroforestry systems in the Atlantic Rainforest biome. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 146, 179–196. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.007>.
- Eggleton, P., Bignell, D. E., Hauser, S., Dibog, L., Norgrove, L. & Madong, B., 2002. Termite diversity across an anthropogenic disturbance gradient in the humid forest zone of West Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 90. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00206-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00206-7).
- Etana, B., Atickem, A., Tsegaye, D., Bekele, A., de Beenhouwer, M., Hundera, K., Lens, L., Fashing, P. J. & Stenseth, N. C., 2021. Traditional shade coffee forest systems act as refuges for medium- and large-sized mammals as natural forest dwindles in Ethiopia. *Biological Conservation*. 260, e109219. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109219>.
- Faria, D., Paciencia, M. L. B., Dixo, M., Laps, R. R. & Baumgarten, J., 2007. Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 16, 2335–2357. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9189-z>.
- Francesconi, W., Nair, P. K. R., Levey, D. J., Daniels, J. & Cullen, L., 2013. Butterfly distribution in fragmented landscapes containing agroforestry

- practices in Southeastern Brazil. *Agroforestry Systems*. 87, 1321–1338. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9640-y>.
- Froufe, L. C. M. & Seoane, C. E. S., 2011. Levantamento fitossociológico comparativo entre sistema agroflorestal multiestrato e capoeiras como ferramenta para a execução da reserva legal. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 31, e67, 203–225. <https://doi.org/10.4336/2011.pfb.31.67.203>.
- Fulgence, T. R., Martin, D. A., Randriamanantena, R., Botra, R., Befidimanana, E., Osen, K., Wurz, A., Kreft, H., Andrianarimisa, A. & Ratsoavina, F. M., 2022. Differential responses of amphibians and reptiles to land-use change in the biodiversity hotspot of north-eastern Madagascar. *Animal Conservation*. 25, 492–507. <https://doi.org/10.1111/acv.12760>.
- García-Fernández, C. & Casado, M. A., 2005. Forest recovery in managed agroforestry systems: The case of benzoin and rattan gardens in Indonesia. *Forest Ecology and Management*. 214, 158–169. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.04.013>.
- Geraert, L., Aerts, R., Jordaens, K., Dox, I., Wellens, S., Couri, M., Berecha, G. & Honnay & O., 2019. Intensification of Ethiopian coffee agroforestry drives impoverishment of the Arabica coffee flower visiting bee and fly communities. *Agroforestry Systems*. 93, 1729–1739. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0280-0>.
- Gonzalez, D. C., Cajaiba, R. L., Périco, E., da Silva, W. B., Brescovite, A. D., Crespi, A. M. L. & Santos, M., 2021. Assessing ecological disturbance in neotropical forest landscapes using high-level diversity and high-level functionality: Surprising outcomes from a case study with spider assemblages. *Land*. 10, e7. <https://doi.org/10.3390/land10070758>.
- Gomes, D. S., Almeida, F. S., Vargas, A. B. & Queiroz, J. M., 2013. Resposta da assembleia de formigas na interface solo-serapilheira a um gradiente de alteração ambiental. *Iheringia Série Zoologia*. 103, e2, 104–109. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212013000200004>.
- González-Zamora, A., Esperón-Rodríguez, M. & Barradas, V. L., 2016. Mountain cloud forest and grown-shade coffee plantations: A comparison of tree biodiversity in central Veracruz, Mexico. *Forest Systems*. 25, e055. <https://doi.org/10.5424/fs/2016251-07538>.

- Gómez, V. C. G., Verdú, J. R., Gómez-Cifuentes, A., Vaz-de-Mello, F. Z. & Zurita, G. A., 2018. Influence of land use on the trophic niche overlap of dung beetles in the semideciduous Atlantic forest of Argentina. *Insect Conservation and Diversity*. 11, 554–564. <https://doi.org/10.1111/icad.12299>.
- Greenler, M. S. & Ebersole, J. J., 2015. Bird communities in tropical agroforestry ecosystems: an underappreciated conservation resource. *Agroforestry Systems*. 89, 691–704. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9805-y>.
- Guillemot, J., le Maire, G., Munishamappa, M., Charbonnier, F. & Vaast, P., 2018. Native coffee agroforestry in the Western Ghats of India maintains higher carbon storage and tree diversity compared to exotic agroforestry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 265, 461–469. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.002>.
- Gutiérrez, J. A. M., Rousseau, G. X., Andrade-Silva, J. & Delabie, J. H. C., 2017. Taxones superiores de hormigas como sustitutos de la riqueza de especies, en una cronosecuencia de bosques secundarios, bosque primario y sistemas agroforestales en la Amazonía Oriental, Brasil. *Revista de Biología Tropical*. 65, 279–291. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v65i1.23526>.
- Haggar, J., Pons, D., Saenz, L. & Vides, M., 2019. Contribution of agroforestry systems to sustaining biodiversity in fragmented forest landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 283. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.06.006>.
- Harterreiten-Souza, É. S., Pujol-Luz, J. R., Capellari, R. S., Bickel, D. & Sujii, E. R., 2020. Diversity and Spatial Distribution of Predacious Dolichopodidae (Insecta: Diptera) on Organic Vegetable Fields and Adjacent Habitats in Brazil. *Florida Entomologist*. 103, 197–205. <https://doi.org/10.1653/024.103.0207>.
- Harvey, C. A., Gonzalez, J. & Somarriba, E., 2006. Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. *Biodiversity and Conservation*. 15, 555–585. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-2088-2>.

- Hernandez, S. M., Mattsson, B. J., Peters, V. E., Cooper, R. J. & Carroll, C. R., 2013. Coffee Agroforests Remain Beneficial for Neotropical Bird Community Conservation across Seasons. *PLoS ONE*. 8, e65101. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065101>.
- Hoehn, P., Steffan-Dewenter, I. & Tschardtke, T., 2010. Relative contribution of agroforestry, rainforest and openland to local and regional bee diversity. *Biodiversity and Conservation*. 19, 2189–2200. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9831-z>.
- Jones, D. T., Susilo, F. X., Bignell, D. E., Hardiwinoto, S., Gillison, A. N. & Eggleton, P., 2003. Termite assemblage collapse along a land-use intensification gradient in lowland central Sumatra, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*. 40, 380–391. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00794.x>.
- Júnior, P. P., Moreira, B. C., da Silva, M. de C. S., Reis Veloso, T. G., Stürmer, S. L., Fernandes, R. B. A., Mendonça, E. de S. & Kasuya, M. C. M., 2019. Agroecological coffee management increases arbuscular mycorrhizal fungi diversity. *PLoS ONE*. 14, e0209093. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209093>.
- Kessler, M., Abrahamczyk, S., Bos, M., Buchori, D., Putra, D. D., Robbert Gradstein, S., Höhn, P., Kluge, J., Orend, F., Pitopang, R., Saleh, S., Schulze, C. H., Sporn, S. G., Steffan-Dewenter, I., Tjitrosoedirdjo, S. S. & Tschardtke, T., 2011. Cost-effectiveness of plant and animal biodiversity indicators in tropical forest and agroforest habitats. *Journal of Applied Ecology*. 48, 330–339. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01932.x>.
- Laurindo, L. K., de Souza, T. A. F., da Silva, L. J. R., Casal, T. B., Pires, K., de J., C., Kormann, S., Schmitt, D. E. & Siminski, A., 2021. Arbuscular mycorrhizal fungal community assembly in agroforestry systems from the Southern Brazil. 76, 1099–1107. <https://doi.org/10.1007/s11756-021-00700-5>.
- Konopik, O., Steffan-Dewenter, I. & Grafe, T. U., 2015. Effects of Logging and Oil Palm Expansion on Stream Frog Communities on Borneo, Southeast Asia. *Biotropica*. 47, 636–643. <https://doi.org/10.1111/btp.12248>.
- Korasaki, V., Braga, R. F., Zanetti, R., Moreira, F. M. S., Vaz-de-Mello, F. Z. & Louzada, J., 2013. Conservation value of alternative land-use systems for

- dung beetles in Amazon: Valuing traditional farming practices. *Biodiversity and Conservation*. 22, 1485–1499. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0487-3>.
- Lacerda, F., Miranda, I., Lima, T. T. S., Mafra, N. A., Leão, F. M., do Vale, I., Bispo, C. J. C. & Kato, O. R., 2016. Origin of and resulting floristic composition from seedbanks in agroforestry systems of Tomé-Açu, Eastern Amazon. *Weed Research*. 56, 219–228. <https://doi.org/10.1111/wre.12201>.
- Lee, R. H., Wang, C. L. W. & Guénard, B., 2020. The ecological implications of rubber-based agroforestry: Insect conservation and invasion control. *Journal of Applied Ecology*. 57, 1605–1618. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13642>.
- Lima, S., de Aquino, M. A., Carvalho, F., Velásquez, E. & Lavelle, P., 2010. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 45, 322–331. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2010000300013>.
- Lozada, T., de Koning, G. H. J., Marché, R., Klein, A. M. & Tschardtke, T., 2007. Tree recovery and seed dispersal by birds: Comparing forest, agroforestry and abandoned agroforestry in coastal Ecuador. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 8, 131–140. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2006.10.001>.
- Machado, D. L., Engel, V. L., Podadera, D. S., Sato, L. M., de Goede, R. G. M., de Moraes, L. F. D. & Parrotta, J. A., 2021. Site and plant community parameters drive the effect of vegetation on litterfall and nutrient inputs in restored tropical forests. *Plant and Soil*. 464, 405–421. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-04964-3>.
- Mertens, J. E. J., Emsens, W. J., Jocqué, M., Geeraert, L. & de Beenhouwer, M., 2020. From natural forest to coffee agroforest: Implications for communities of large mammals in the Ethiopian highlands. *ORYX*. 54, 715–722. <https://doi.org/10.1017/S0030605318000844>.
- Milder, J. C., Declerck, F. A. J., Sanfiorenzo, A., Sanchez, D. M., Tobar, D. E. & Zuckerberg, B., 2010. Effects of farm and landscape management on bird and butterfly conservation in western Honduras. *Ecosphere*. 1. <https://doi.org/10.1890/ES10-00003.1>.

- Moço, M. K. S., Gama-Rodrigues, E. F., Gama-Rodrigues, A. C., Machado, R. C. R. & Baligar, V. C., 2010. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. *Applied Soil Ecology*. 46, 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.10.006>.
- Moorhead, L. C., Philpott, S. M. & Bichier, P., 2010. Biodiversidad de epífitas en la matriz agrícola de café: Estratificación del dosel y distancia a los fragmentos de bosque. *Conservation Biology*. 24, 737–746. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01430.x>.
- Mulia, R., van Hoang, S., Dinh, V. M., Duong, N. B. T., Nguyen, A. D., Lam, D. H., Hoang, D. T. T. & van Noordwijk, M., 2021. Earthworm diversity, forest conversion and agroforestry in Quang Nam Province, Vietnam. *Land*. 10, 1–19. <https://doi.org/10.3390/land10010036>.
- Murrieta-Galindo, R., González-Romero, A., López-Barrera, F. & Parra-Olea, G., 2013. Coffee agrosystems: An important refuge for amphibians in central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*. 87, 767–779. <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9595-z>.
- Neita, J. C. & Escobar, F., 2012. The potential value of agroforestry to dung beetle diversity in the wet tropical forests of the Pacific lowlands of Colombia. *Agroforestry Systems*. 85, 121–131. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9445-9>.
- Novais, S. M. A., Macedo-Reis, L. E., Darocha, W. D. & Neves, F. S., 2016. Effects of habitat management on different feeding guilds of herbivorous insects in cacao agroforestry systems. *Revista de Biología Tropical*. 64, 763–777. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i2.19100>.
- Ocampo-Ariza, C., Maas, B., Castro-Namuche, J. P., Thomas, E., Vansynghel, J., Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T., 2022. Trait-dependent responses of birds and bats to season and dry forest distance in tropical agroforestry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 325. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107751>.
- Oke, D. O. & Odebiyi, K. A., 2007. Traditional cocoa-based agroforestry and forest species conservation in Ondo State, Nigeria. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 122, 305–311. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.022>.

- Oliveira, A. T. M., Bernardo, C. S. S., Melo, F. R. de, Santos-Filho, M. dos, Peres, C. A. & Canale, G. R., 2019. Primate and ungulate responses to teak agroforestry in a southern Amazonian landscape. *Mammalian Biology*. 96, 45–52. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.03.015>.
- Ottonetti, L., Tucci, L., Frizzi, F., Chelazzi, G. & Santini, G., 2010. Changes in ground-foraging ant assemblages along a disturbance gradient in a tropical agricultural landscape. *Ethology Ecology and Evolution*. 22, 73–86. <https://doi.org/10.1080/03949370903516024>.
- Oussou, K. H., Assemian, N. G. E., Kouadio, A. L., Tiédoué, M. R. & Rödel, M. O., 2022. The anuran fauna in a protected West African rainforest and surrounding agricultural systems. *Amphibian & Reptile Conservation*. 16, e298, 1–13.
- Pérez-García, O., Benjamin, T. J. & Enrique Tobar, D. L., 2018. Los agroecosistemas cafetaleros modernos y su relación con la conservación de mariposas en paisajes fragmentados. *Revista de Biología Tropical*. 66, 394–402. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i1.29013>.
- Perry, J., Lojka, B., Ruiz, L. G. Q., Van Damme, P., Houška, J. & Cusimamani, E. F., 2016. How natural forest conversion affects insect biodiversity in the Peruvian Amazon: Can agroforestry Help? *Forests*. 7, 1–13. <https://doi.org/10.3390/f7040082>.
- Pineda, E., Moreno, C., Escobar, F. & Halffter, G., 2005. Frog, Bat, and Dung Beetle Diversity in the Cloud Forest and Coffee Agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conservation Biology*. 19, 400–410. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00531.x>.
- Prabowo, W. E., Darras, K., Clough, Y., Toledo-Hernandez, M., Arlettaz, R., Mulyani, Y. A. & Tschardtke, T., 2016. Bird responses to lowland rainforest conversion in Sumatran smallholder landscapes, Indonesia. *PLoS ONE*. 11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154876>.
- Quansah, G. W., Adu-Bredu, S., Logah, V., Malhi, Y., Eggleton, P. & Parr, C. L., 2022. Termite diversity is resilient to land-use change along a forest-cocoa intensification gradient in Ghana, West Africa. *Biotropica*. 54, 988–1002. <https://doi.org/10.1111/btp.13123>.
- Rakotomalala, A. A. N. A., Wurz, A., Grass, I., Martin, D. A., Osen, K., Schwab, D., Sozafy, M. R., Tschardtke, T. & Raveloson Ravaomanarivo,

- L. H., 2021. Tropical land use drives endemic versus exotic ant communities in a global biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation*. 30, 4417–4434. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02314-4>.
- Rembold, K., Mangopo, H., Tjitrosoedirdjo, S. S. & Kreft, H., 2017. Plant diversity, forest dependency, and alien plant invasions in tropical agricultural landscapes. *Biological Conservation*. 213, 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.07.020>.
- Rendón-Sandoval, F. J., Casas, A., Moreno-Calles, A. I., Torres-García, I. & García-Frapolli, E., 2020. Traditional agroforestry systems and conservation of native plant diversity of seasonally dry tropical forests. *Sustainability*. 12, e4600. <https://doi.org/10.3390/su12114600>.
- Richards, J. H., 2021. Assessing the strength of climate and land-use influences on montane epiphyte communities. *Conservation Biology*. 35, 1496–1506. <https://doi.org/10.1111/cobi.13679>.
- Rodríguez, C.S., Cognato, A. I. & Righi, C. A., 2017. Bark and Ambrosia Beetle (Curculionidae: Scolytinae) Diversity Found in Agricultural and Fragmented Forests in Piracicaba-SP, Brazil. *Environmental Entomology*. 46, 1254–1263. <https://doi.org/10.1093/ee/nvx160>.
- Rolim, S. G., Sambuichi, R. H. R., Schroth, G., Nascimento, M. T. & Gomes, J. M. L., 2017. Recovery of Forest and Phylogenetic Structure in Abandoned Cocoa Agroforestry in the Atlantic Forest of Brazil. *Environmental Management*. 59, 410–418. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0800-5>.
- Römbke, J., Schmidt, P. & Höfer, H., 2009. The earthworm fauna of regenerating forests and anthropogenic habitats in the coastal region of Paraná. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 44, 1040–1049. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000800037>.
- Saleh, S., Schulze, C. H. & Tschardtke, T., 2005. Changes of dung beetle communities from rainforests towards agroforestry systems and annual cultures in Sulawesi (Indonesia). *Biodiversity and Conservation*. 14, 863–877. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0654-7>.
- dos Santos, A. M. G., Gatto, A., Oliveira, E. P., Ribeiro, F. P., Hodecker, B. E. R., Bussinguer, A. P. & Ferreira, N. C. d. F., 2022. Diversidade de invertebrados em diferentes usos do solo na floresta da Amazônia. *Nativa*. 10, 341–350. <https://doi.org/10.31413/nativa.v10i3.13020>.

- Schüepp, C., Rittiner, S. & Entling, M. H., 2012. High Bee and Wasp Diversity in a Heterogeneous Tropical Farming System Compared to Protected Forest. *PLoS ONE*. 7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0052109>.
- Sharma, K., Acharya, B. K., Sharma, G., Valente, D., Pasimeni, M. R., Petrosillo, I. & Selvan, T., 2020. Land use effect on butterfly alpha and beta diversity in the Eastern Himalaya, India. *Ecological Indicators*. 110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105605>.
- Silva, A. E. T., Rocha, V. J. & de Figueiredo, R. A., 2018. Diversidade, similaridade e riqueza de morcegos em área nativa e de sistema agroflorestal na Mata Atlântica, Brasil. *Revista Brasileira de Agroecologia*. 13, 6–16.
- Sistla, S. A., Roddy, A. B., Williams, N. E., Kramer, D. B., Stevens, K. & Allison, S. D., 2016. Agroforestry practices promote biodiversity and natural resource diversity in atlantic Nicaragua. *PLoS ONE*, 11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162529>.
- Stürmer, S. L. & Siqueira, J. O., 2011. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. *Mycorrhiza*. 21, 255–267. <https://doi.org/10.1007/s00572-010-0330-6>.
- Teodoro, A. V., Muñoz, A., Tschardtke, T., Klein, A. M. & Tylianakis, J. M., 2011. Early succession arthropod community changes on experimental passion fruit plant patches along a land-use gradient in Ecuador. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 140, 14–19. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.006>.
- Vera-Velez, R., Cota-Sánchez, J. H. & Grijalva, J., 2017. Biodiversity, dynamics, and impact of chakras on the Ecuadorian Amazon. *Journal of Plant Ecology*. 12, 34–44. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtx060>.
- Vieira, A. L. M., Pires, A. S., Nunes-Freitas, A. F., Oliveira, N. M., Resende, A. S. & Campello, E. F. C., 2014. Efficiency of small mammal trapping in an Atlantic Forest fragmented landscape: The effects of trap type and position, seasonality and habitat. *Brazilian Journal of Biology*. 74, 538–544. <https://doi.org/10.1590/bjb.2014.0075>.

- Viégas, L. B., da Silva, J. M. S., Pala, M. de C. & Piña-Rodrigues, F. C. M., 2019. Restoring ecological functions using agroforestry systems in riparian forests. *Floresta e Ambiente*. 26. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.083017>.
- Villavicencio-Enríquez, L. & Valdez-Hernández, J. I., 2003. Analysis of tree structure in the traditional coffee agroforestry system in San Miguel, Vera Cruz, México. *Agrociência*. 37, 413–423.
- Waltert, M., Bobo, K. S., Kaupa, S., Montoya, M. L., Nsanyi, M. S. & Fermon, H., 2011. Assessing conservation values: Biodiversity and endemism in tropical land use systems. *PLoS ONE*. 6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0016238>.
- Waltert, M., Bobo, K. S., Sainge, N. M., Fermon, H. & Mühlenberg, M., 2005. From forest to farmland: Habitat effects on afro-tropical forest bird diversity. *Ecological Applications*. 15, 1351–1366. <https://doi.org/10.1890/04-1002>.
- Wanger, T. C., Iskandar, D. T., Motzke, I., Brook, B. W., Sodhi, N. S., Clough, Y. & Tscharntke, T., 2010. Efectos del cambio de uso de suelo sobre la composición de la comunidad de anfibios y reptiles en Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*. 24, 795–802. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01434.x>.
- Wurz, A., Grass, I., Lees, D. C., Rakotomalala, A. A. N. A., Sáfián, S., Martin, D. A., Osen, K., Loos, J., Benasoavina, E., Alexis, T. & Tscharntke, T., 2022. Land-use change differentially affects endemic, forest and open-land butterflies in Madagascar. *Insect Conservation and Diversity*. 15, 606–620. <https://doi.org/10.1111/icad.12580>.

**Anexo 2** Descrição dos modelos lineares mistos generalizados completos (GLMM) e modelos lineares generalizados (GLM) testando os efeitos de variáveis representativas de características, matriz e região biogeográfica de sistemas agroflorestais (SAFs) na riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). No GLMM, o efeito aleatório foram os artigos dos quais os dados foram extraídos. A descrição de cada variável pode ser encontrada na Tabela 1 e a descrição dos acrônimos das ecorregiões podem ser encontrados no Anexo 5.

| Plantas em SAFs UAS  |  |  |
|--|--|--|
| Variáveis preditoras iniciais  |  | 16 variáveis: incluindo ecorregião, clima, solo, tamanho, idade, cultivo, tipo do SAF, estratégia de manejo, se há ou não área de vegetação natural próxima, distância até a área de vegetação natural, matriz, método de amostragem, DAP mínimo para amostragem de árvores, DAP médio, área basal e cobertura de copa. Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação |
| Número inicial de observações  |  | 48   |
| Variáveis preditoras excluídas e porcentagem de valores ausentes (NA)                |  | 11 variáveis: clima (62,5%), solo (83,3%), tamanho (60,4%), idade (39,6%), se há ou não área de vegetação natural próxima (50%), distância até a área de vegetação natural (54,2%), matriz (33,3%), DAP mínimo para amostragem de árvores (54,2%), DAP médio (89,6%), área basal (60,4%) e cobertura de copa (47,9%). Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação   |
| Número de observações excluídas devido a valores ausentes (NA)                       |  | 9  |
| Variáveis preditoras categóricas nominais excluídas por apresentarem apenas um nível |  | 0  |
| Fatores incluídos no modelo cheio  |  | Ecorregião: AHFCA, APAF, BDF, CADF, CAPOF, CDMF, EGF, EMF, GMR, MSRF, NMF, SMRF, STPAMLF, TMF, TXMF e VMF; cultivo: <i>Alibertia patinoi</i> , banana, cacau, cacau/café, café, <i>Salix spp.</i> , <i>Styrax spp.</i> , vários cultivos, tipo do SAF: biodiverso e simples; estratégia de manejo: limpeza do sub-bosque e poda de árvores; método de amostragem: parcela e transecção                 |
| Número de observações incluídas no modelo cheio                                      |  | 39   |
| Plantas em SAFs VN   |  |  |
| Variáveis preditoras iniciais  |  | 16 variáveis: ecorregião, clima, solo, tamanho, idade, cultivo, tipo do SAF, estratégia de manejo, se há ou não área de vegetação natural próxima, distância até a área de vegetação natural, matriz, método de amostragem, DAP mínimo para amostragem de árvores, DAP médio, área basal e cobertura de copa. Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação           |
| Número inicial de observações  |  | 19   |
| Variáveis preditoras excluídas e porcentagem de valores ausentes (NA)                |  | 10 variáveis: clima (31,6%), solo (78,9%), tamanho (42,1%), idade (63,2%), se há ou não área de vegetação natural próxima (47,4%), distância até a área de vegetação natural (47,4%), DAP mínimo para amostragem de árvores (63,2%), DAP médio (94,7%), área basal (57,9%) e cobertura de copa (89,5%). Os   |

**Anexo 2** (continuação) Descrição dos modelos lineares mistos generalizados completos (GLMM) e modelos lineares generalizados (GLM) testando os efeitos de variáveis representativas de características, matriz e região biogeográfica de sistemas agroflorestais (SAFs) na riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). No GLMM, o efeito aleatório foram os artigos dos quais os dados foram extraídos. A descrição de cada variável pode ser encontrada na Tabela 1 e a descrição dos acrônimos das ecorregiões podem ser encontrados no Anexo 5.

|  |   |
|--|---|
|  | níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação   |
| Número de observações excluídas devido a valores ausentes (NA)                       | 1   |
| Variáveis preditoras categóricas nominais excluídas por apresentarem apenas um nível | Duas variáveis: tipo do SAF e estratégia de manejo. Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação  |
| Fatores incluídos no modelo cheio  | Ecorregião: BCF, CAM, CSBCF, EDF, EMF, GMF, MTMF, PVMF, SLRF e TMF; cultivo: cacau, café, cacau/café, seringueira e vários cultivos; matriz: agrícola, agroflorestal e florestal; método de amostragem: parcela, transeção e outros   |
| Número de observações incluídas no modelo cheio                                      | 18  |
| <b>Invertebrados em SAFs UAS</b>   |   |
| Variáveis preditoras iniciais  | 14 variáveis: incluindo ecorregião, clima, solo, tamanho, idade, cultivo, tipo do SAF, estratégia de manejo, se há ou não área de vegetação natural próxima, distância até a área de vegetação natural, matriz, método de amostragem, área basal e cobertura de copa. Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação  |
| Número inicial de observações  | 61  |
| Variáveis preditoras excluídas e porcentagem de valores ausentes (NA)                | 9 variáveis: clima (44,3%), solo (82%), tamanho (75,4%), idade (47,5%), se há ou não área de vegetação natural próxima (55,7%), distância até a área de vegetação natural (60,7%), matriz (42,6%), área basal (96,7%) e cobertura de copa (67,2%). Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação   |
| Número de observações excluídas devido a valores ausentes (NA)                       | 11  |
| Variáveis preditoras categóricas nominais excluídas por apresentarem apenas um nível | 0   |
| Fatores incluídos no modelo cheio  | Ecorregião: APAF, BCF, CAAMF, CDMF, Cerrado, EMGW, HIMRF, IAMF, MBF, MGCM, SAM, SMCF, SMRF, SVLDF, TMF, TXMF, UTMF e VDF; cultivo: banana, banana/jussara, borojó, cacau, cacau/café, café, seringueira, seringueira/cacau, seringueira/café e vários cultivos, tipo do SAF: biodiverso e simples; estratégia de manejo: controle químico, poda de árvores e limpeza do sub-bosque; método de amostragem: parcela, transeção e outros |
| Número de observações incluídas no modelo cheio                                      | 50  |

**Anexo 2** (continuação) Descrição dos modelos lineares mistos generalizados completos (GLMM) e modelos lineares generalizados (GLM) testando os efeitos de variáveis representativas de características, matriz e região biogeográfica de sistemas agroflorestais (SAFs) na riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). No GLMM, o efeito aleatório foram os artigos dos quais os dados foram extraídos. A descrição de cada variável pode ser encontrada na Tabela 1 e a descrição dos acrônimos das ecorregiões podem ser encontrados no Anexo 5.

| Invertebrados em SAFs VN                                       |                          |  |
|--|--------------------------|--|
| Variáveis iniciais   | preditoras               | 14 variáveis: ecorregião, clima, solo, tamanho, idade, cultivo, tipo do SAF, estratégia de manejo, se há ou não área de vegetação natural próxima, distância até a área de vegetação natural, matriz, método de amostragem, área basal e cobertura de copa. Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação           |
| Número de observações  | inicial                  | 20   |
| Variáveis excluídas e de valores ausentes (NA)                 | preditoras e porcentagem | 8 variáveis: clima (45%), solo (85%), tamanho (65%), idade (80%), se há ou não área de vegetação natural próxima (75%), distância até a área de vegetação natural (75%), área basal (90%) e cobertura de copa (70%). Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação  |
| Número de observações excluídas devido a valores ausentes (NA) |                          | 2  |
| Variáveis excluídas por apresentarem apenas um nível           | preditoras nominais      | Uma variável: tipo do SAF. Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação  |
| Fatores incluídos no modelo cheio                              |                          | Ecorregião: BCF, CAAMF, CSBCF, EGF, MLF, NCLF, SAMF, SL RF, SMRF, TMF e UMF; cultivo: baunilha, cacau, cacau/café, seringueira e vários cultivos; estratégia de manejo: limpeza de sub-bosque e poda de árvores; matriz: agrícola, agroflorestal e florestal; método de amostragem: parcela, transeção e outros                                      |
| Número de observações incluídas no modelo cheio                |                          | 18   |
| Vertebrados em SAFs UAS  |                          |  |
| Variáveis iniciais   | preditoras               | 14 variáveis: incluindo ecorregião, clima, solo, tamanho, idade, cultivo, tipo do SAF, estratégia de manejo, se há ou não área de vegetação natural próxima, distância até a área de vegetação natural, matriz, método de amostragem, área basal e cobertura de copa. Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação |
| Número de observações  | inicial                  | 22   |
| Variáveis excluídas e de valores ausentes (NA)                 | preditoras e porcentagem | 8 variáveis: clima (59,1%), solo (100%), tamanho (54,5%), idade (59,1%), se há ou não área de vegetação natural próxima (59,1%), distância até a área de vegetação natural (63,6%), área basal (72,7%) e cobertura de copa (41%). Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação                                     |
| Número de observações excluídas devido a valores ausentes (NA) |                          | 4  |
| Variáveis excluídas por apresentarem apenas um nível           | preditoras nominais      | 0  |

**Anexo 2** (continuação) Descrição dos modelos lineares mistos generalizados completos (GLMM) e modelos lineares generalizados (GLM) testando os efeitos de variáveis representativas de características, matriz e região biogeográfica de sistemas agroflorestais (SAFs) na riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). No GLMM, o efeito aleatório foram os artigos dos quais os dados foram extraídos. A descrição de cada variável pode ser encontrada na Tabela 1 e a descrição dos acrônimos das ecorregiões podem ser encontrados no Anexo 5.

|  |  |
|--|--|
| Fatores incluídos no modelo cheio  | Ecorregião: BLRF, CAPOF, Cerrado, CSBCF, EMF, OMF, SMRF, STPAMLF, SVDF e TMF; cultivo: banana, cacau, café, café/cacau, dendê, teca, vários cultivos; tipo do SAF: biodiverso e simples; estratégia de manejo: limpeza do sub-bosque e poda de árvores; matriz: agrícola, agroflorestal e florestal; método de amostragem: caminhamento, parcela, transeção e outros |
| Número de observações incluídas no modelo cheio                                      | 18   |
| <b>Vertebrados em SAFs VN</b>  |  |
| Variáveis preditoras iniciais  | 14 variáveis: ecorregião, clima, solo, tamanho, idade, cultivo, tipo do SAF, estratégia de manejo, se há ou não área de vegetação natural próxima, distância até a área de vegetação natural, matriz, método de amostragem, área basal e cobertura de copa. Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação                           |
| Número inicial de observações  | 23   |
| Variáveis preditoras excluídas e porcentagem de valores ausentes (NA)                | 8 variáveis: clima (39,1%), solo (95,7%), tamanho (47,8%), idade (87%), se há ou não área de vegetação natural próxima (43,5%), distância até a área de vegetação natural (34,8%), área basal (100%) e cobertura de copa (82,6%). Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação   |
| Número de observações excluídas devido a valores ausentes (NA)                       | 0  |
| Variáveis preditoras categóricas nominais excluídas por apresentarem apenas um nível | Dois variáveis: tipo do SAF e estratégia de manejo. Os níveis das variáveis categóricas nominais foram omitidos para simplificação   |
| Fatores incluídos no modelo cheio  | Ecorregião: BCF, CSBCF, EMF, IAMF, MLF, MTMF, SLRF, SMRF, TMF, TPDF e WGLF; cultivo: baunilha, cacau, café, café/cacau; matriz: agrícola, agroflorestal e florestal; método de amostragem: parcela, transeção e outros   |
| Número de observações incluídas no modelo cheio                                      | 23   |

**Anexo 3** Resultados de modelos lineares mistos generalizados com distribuição de Poisson dos resíduos testando o efeito do tipo de local de amostragem (sistema agroflorestal - SAF - ou floresta tropical de referência) na riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados, contabilizando o efeito aleatório dos artigos de onde os dados foram extraídos. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). Construímos modelos completos (com efeito fixo) e nulos (sem efeito fixo).

**GLMM completo para plantas em SAFs UAS – AIC = 1323.6**

| Efeito aleatório     |          |                |                    |
|----------------------|----------|----------------|--------------------|
|                      | Variance |                | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 0.72     |                | 0.85               |
| Efeitos fixos        |          |                |                    |
|                      | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto           | 4.02     | 0.17           | 23.79              |
| SAFs                 | -0.47    | 0.03           | -14.72             |

**GLMM nulo para plantas em SAFs UAS – AIC = 1542.5**

| Efeito aleatório     |          |                |                    |
|----------------------|----------|----------------|--------------------|
|                      | Variance |                | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 0.76     |                | 0.87               |
| Efeitos fixos        |          |                |                    |
|                      | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto           | 3.82     | 0.18           | 21.75              |

**GLMM completo para plantas em SAFs VN – AIC = 447.3**

| Efeito aleatório     |          |                |                    |
|----------------------|----------|----------------|--------------------|
|                      | Variance |                | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 1.15     |                | 1.07               |
| Efeitos fixos        |          |                |                    |
|                      | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto           | 3.96     | 0.29           | 13.72              |
| SAFs                 | -0.35    | 0.04           | -9.09              |

**GLMM nulo para plantas em SAFs VN – AIC = 528.7**

| Efeito aleatório     |          |                |                    |
|----------------------|----------|----------------|--------------------|
|                      | Variance |                | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 1.15     |                | 1.07               |
| Efeitos fixos        |          |                |                    |
|                      | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto           | 3.80     | 0.29           | 13.18              |

**GLMM completo para invertebrados em SAFs UAS – AIC = 1140.6**

| Efeito aleatório     |          |                |                    |
|----------------------|----------|----------------|--------------------|
|                      | Variance |                | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 0.85     |                | 0.92               |
| Efeitos fixos        |          |                |                    |
|                      | Estimate | Standard error | z value            |

**Anexo 3** (continuação) Resultados de modelos lineares mistos generalizados com distribuição de Poisson dos resíduos testando o efeito do tipo de local de amostragem (sistema agroflorestal - SAF - ou floresta tropical de referência) na riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados, contabilizando o efeito aleatório dos artigos de onde os dados foram extraídos. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). Construímos modelos completos (com efeito fixo) e nulos (sem efeito fixo).

|            |       |      |       |
|------------|-------|------|-------|
| Intercepto | 3.19  | 0.17 | 18.30 |
| SAFs       | -0.05 | 0.04 | -1.35 |

**GLMM nulo para invertebrados em SAFs UAS – AIC = 1140.4**

Efeito aleatório

|                      |          |                    |
|----------------------|----------|--------------------|
|                      | Variance | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 0.85     | 0.92               |

Efeitos fixos

|            |          |                |         |
|------------|----------|----------------|---------|
|            | Estimate | Standard error | z value |
| Intercepto | 3.16     | 0.17           | 18.26   |

**GLMM completo para invertebrados em SAFs VN – AIC = 518.4**

Efeito aleatório

|                      |          |                    |
|----------------------|----------|--------------------|
|                      | Variance | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 0.67     | 0.82               |

Efeitos fixos

|            |          |                |         |
|------------|----------|----------------|---------|
|            | Estimate | Standard error | z value |
| Intercepto | 3.95     | 0.21           | 19.13   |
| SAFs       | -0.07    | 0.03           | -2.14   |

**GLMM nulo para invertebrados em SAFs VN – AIC = 520.9**

Efeito aleatório

|                      |          |                    |
|----------------------|----------|--------------------|
|                      | Variance | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 0.67     | 0.82               |

Efeitos fixos

|            |          |                |         |
|------------|----------|----------------|---------|
|            | Estimate | Standard error | z value |
| Intercepto | 3.92     | 0.21           | 19.07   |

**GLMM completo para vertebrados em SAFs UAS – AIC = 348.8**

Efeito aleatório

|                      |          |                    |
|----------------------|----------|--------------------|
|                      | Variance | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 0.83     | 0.91               |

Efeitos fixos

|            |          |                |         |
|------------|----------|----------------|---------|
|            | Estimate | Standard error | z value |
| Intercepto | 2.98     | 0.23           | 12.85   |
| SAFs       | -0.05    | 0.06           | -0.82   |

**GLMM nulo para vertebrados em SAFs UAS – AIC = 347.5**

Efeito aleatório

**Anexo 3** (continuação) Resultados de modelos lineares mistos generalizados com distribuição de Poisson dos resíduos testando o efeito do tipo de local de amostragem (sistema agroflorestal - SAF - ou floresta tropical de referência) na riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados, contabilizando o efeito aleatório dos artigos de onde os dados foram extraídos. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). Construímos modelos completos (com efeito fixo) e nulos (sem efeito fixo).

|   | Variance | Standard deviation |         |
|---|----------|--------------------|---------|
| Artigos (intercepto)  | 0.83     | 0.92               |         |
| Efeitos fixos   |          |                    |         |
|   | Estimate | Standard error     | z value |
| Intercepto  | 2.96     | 0.23               | 12.79   |
| <b>GLMM completo para vertebrados em SAFs VN – AIC = 1223.3</b> |          |                    |         |
| Efeito aleatório  |          |                    |         |
|   | Variance | Standard deviation |         |
| Artigos (intercepto)  | 0.48     | 0.69               |         |
| Efeitos fixos   |          |                    |         |
|   | Estimate | Standard error     | z value |
| Intercepto  | 3.26     | 0.20               | 16.64   |
| SAFs  | -0.02    | 0.05               | -0.42   |
| <b>GLMM nulo para vertebrados em SAFs VN – AIC = 1221.5</b>     |          |                    |         |
| Efeito aleatório  |          |                    |         |
|   | Variance | Standard deviation |         |
| Artigos (intercepto)  | 0.48     | 0.69               |         |
| Efeitos fixos   |          |                    |         |
|   | Estimate | Standard error     | z value |
| Intercepto  | 3.25     | 0.19               | 16.68   |

**Anexo 4** Resultados de modelos lineares mistos generalizados (GLMM) e modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de Poisson dos resíduos testando os efeitos de variáveis representativas de características, matriz e região biogeográfica de sistemas agroflorestais (SAFs) sobre a riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). No GLMM, o efeito aleatório foram os artigos dos quais os dados foram extraídos. Tanto no GLMM quanto no GLM, construímos modelos completos (com preditores) e vazios (sem preditores – efeitos fixos no GLMM). Os tamanhos de efeito padrão das estimativas dos preditores de cada modelo completo podem ser encontrados na Figura 10.

| <b>GLMM completo para plantas em SAFs UAS – AIC = 345.7</b>      |          |                |                    |
|--|----------|----------------|--------------------|
| Efeito aleatório   |          |                |                    |
|  | Variance |                | Standard deviation |
| Artigos (intercepto)   | 0.03     |                | 0.16               |
| Efeitos fixos  |          |                |                    |
|  | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto   | 0.72     | 0.56           | 1.29               |
| <b>GLMM nulo para plantas em SAFs UAS – AIC = 390.5</b>          |          |                |                    |
| Efeito aleatório   |          |                |                    |
|  | Variance |                | Standard deviation |
| Artigos (intercepto)   | 1.53     |                | 1.24               |
| Efeitos fixos  |          |                |                    |
|  | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto   | 3.30     | 0.29           | 11.42              |
| <b>GLM completo para plantas em SAFs VN – AIC = 134.1</b>        |          |                |                    |
|  | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto   | 1.53     | 0.60           | 2.54               |
| <b>GLM nulo para plantas em SAFs VN – AIC = 1435.7</b>           |          |                |                    |
|  | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto   | 4.06     | 0.03           | 131.50             |
| <b>GLM completo para invertebrados em SAFs UAS – AIC = 481.2</b> |          |                |                    |
|  | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto   | 2.17     | 0.33           | 6.57               |
| <b>GLM nulo para invertebrados em SAFs UAS – AIC = 1241.7</b>    |          |                |                    |
|  | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto   | 3.06     | 0.03           | 100.4              |
| <b>GLM completo para invertebrados em SAFs VN – AIC = 171.1</b>  |          |                |                    |
|  | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto   | 3.42e+00 | 3.35e-01       | 10.21              |
| <b>GLM nulo para invertebrados em SAFs VN – AIC = 1701.5</b>     |          |                |                    |
|  | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto   | 4.35     | 0.03           | 162.1              |

**Anexo 4** (continuação) Resultados de modelos lineares mistos generalizados (GLMM) e modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de Poisson dos resíduos testando os efeitos de variáveis representativas de características, matriz e região biogeográfica de sistemas agroflorestais (SAFs) sobre a riqueza de espécies de plantas, invertebrados e vertebrados. Os SAFs são originários de áreas com uso alternativo do solo (UAS) ou vegetação natural (VN). No GLMM, o efeito aleatório foram os artigos dos quais os dados foram extraídos. Tanto no GLMM quanto no GLM, construímos modelos completos (com preditores) e vazios (sem preditores – efeitos fixos no GLMM). Os tamanhos de efeito padrão das estimativas dos preditores de cada modelo completo podem ser encontrados na Figura 10.

**GLMM completo para vertebrados em SAFs UAS – AIC = 129.4**

| Efeito aleatório     |          |                |                    |
|----------------------|----------|----------------|--------------------|
|                      | Variance |                | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 0.02     |                | 0.12               |
| Efeitos fixos        |          |                |                    |
|                      | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto           | 0.99     | 0.43           | 2.28               |

**GLMM nulo para vertebrados em SAFs UAS – AIC = 149.1**

| Efeito aleatório     |          |                |                    |
|----------------------|----------|----------------|--------------------|
|                      | Variance |                | Standard deviation |
| Artigos (intercepto) | 0.99     |                | 1.00               |
| Efeitos fixos        |          |                |                    |
|                      | Estimate | Standard error | z value            |
| Intercepto           | 3.06     | 0.28           | 10.82              |

**GLM completo para vertebrados em SAFs VN – AIC = 262.0**

|            | Estimate | Standard error | z value |
|------------|----------|----------------|---------|
| Intercepto | 1.73     | 0.43           | 3.97    |

**GLM nulo para vertebrados em SAFs VN – AIC = 904.1**

|            | Estimate | Standard error | z value |
|------------|----------|----------------|---------|
| Intercepto | 3.52     | 0.04           | 97.92   |

**Anexo 5:** Acrônimos das ecorregiões incluídas como fatores (variáveis) em modelos lineares mistos generalizados e modelos lineares generalizados, mostrados da menor para a maior riqueza de espécies vegetais. A classificação da ecorregião segue Olson et al. (2001) e a riqueza de espécies vegetais foi extraída de Kier et al., 2005.

| Acrônimos | Nome   | Riqueza de espécies |
|-----------|--|---------------------|
| APAF      | Mata Atlântica do Alto Paraná                                | 3.500               |
| BCF       | Florestas costeiras da Bahia                                 | 6.000               |
| BDF       | Florestas secas de Balsas                                    | 5.100               |
| BLRF      | Florestas tropicais da planície de Bornéu                    | 10.000              |
| CAAMF     | Florestas úmidas atlânticas da América Central               | 5.000               |
| CADF      | Florestas secas da América Central                           | 4.000               |
| CAM       | Manguezais da África Central                                 | 400                 |
| CAPOF     | Florestas de pinheiros e carvalhos da América Central        | 6.000               |
| CDMF      | Florestas úmidas Chocó-Darién                                | 9.000               |
| CERR      | Cerrado e Llanos   | 8.000               |
| CRMS      | Campos Rupestres Savana montana                              | 2.000               |
| CSBCF     | Florestas costeiras Cross-Sanaga-Bioko                       | 4.400               |
| EDF       | Florestas secas equatorianas                                 | 2.500               |
| EGF       | Florestas da Guiné Oriental                                  | 3.500               |
| EMF       | Florestas montanhosas da Etiópia                             | 5.000               |
| EMGW      | Pastagens e florestas montanhosas da Etiópia                 | 2.500               |
| GMF       | Florestas montanhosas guineenses                             | 3.000               |
| GMR       | Florestas tropicais montanhosas de Ghats                     | 3.800               |
| HIMRF     | Florestas tropicais de monções da Ilha de Hainan             | 3.800               |
| IAMF      | Florestas úmidas Istmo-Atlânticas                            | 8.000               |
| MBF       | Floresta Maranhense de Babaçu                                | 4.000               |
| MGCM      | Manguezais mesoamericanos do Golfo-Caribe                    | 400                 |
| MLF       | Florestas de planície de Madagascar                          | 7.000               |
| MTMF      | Florestas úmidas Madeira-Tapajós                             | 7.000               |
| NCLF      | Florestas de planície do noroeste do Congo                   | 5.000               |
| NMF       | Florestas úmidas do Napo                                     | 7.000               |
| OMF       | Florestas montanhosas de Oaxaca                              | 3.700               |
| PVMF      | Florestas úmidas Petén-Veracruz                              | 8.000               |
| SAM       | Manguezais do Atlântico Sul                                  | 400                 |
| SAMF      | Florestas úmidas do sudoeste da Amazônia                     | 9.000               |
| SLRF      | Florestas tropicais da planície de Sumatra                   | 8.500               |
| SMCF      | Florestas costeiras da Serra do Mar                          | 9.000               |
| SMRF      | Florestas tropicais montanhosas de Sulawesi                  | 3.500               |
| STPAMLF   | Florestas húmidas de planície de São Tomé, Príncipe e Anobon | 1.100               |
| SVDF      | Florestas secas do Vale do Sinú                              | 1.500               |
| SVLDF     | Florestas secas das planícies do sul do Vietnã               | 2.500               |

**Anexo 5:** (continuação) Acrônimos das ecorregiões incluídas como fatores (variáveis) em modelos lineares mistos generalizados e modelos lineares generalizados, mostrados da menor para a maior riqueza de espécies vegetais. A classificação da ecorregião segue Olson et al. (2001) e a riqueza de espécies vegetais foi extraída de Kier et al., 2005.

|      |  |       |
|------|--|-------|
| TMF  | Florestas montanhosas de Talamancan      | 8.500 |
| TPDF | Florestas secas de Tumbes-Piura          | 1.000 |
| TXMF | Florestas úmidas Tapajós-Xingu           | 6.000 |
| UMF  | Florestas úmidas de Ucayali              | 6.000 |
| UTMF | Florestas úmidas de Uatuma-Trombetas     | 8.000 |
| VDF  | Florestas secas de Veracruz              | 2.000 |
| VMF  | Florestas úmidas de Veracruz             | 7.000 |
| WGLF | Florestas de planície da Guiné Ocidental | 3.600 |

**Anexo 6** Legislação brasileira e do estado de São Paulo relacionada à implantação de sistemas agroflorestais.

A Legislação Ambiental Brasileira, por meio da Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e define a Área de Preservação Permanente (APP) e a Reserva Legal (RL). As APPs têm “a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”, sendo, portanto, alocadas em locais específicos, como no entorno de corpos d’água e terrenos íngremes. As APPs são cobertas por vegetação nativa ou não nativa. Já as RLs têm “a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa”. As RLs precisam necessariamente estar presentes em propriedades rurais, respeitando-se uma área mínima obrigatória de acordo com o tamanho e a localização geográfica da propriedade. Propriedades rurais irregulares quanto a APPs e RLs devem restaurar a vegetação nativa de acordo com a mesma Lei nº 12.651. Para a restauração de RLs, é permitida a implantação de SAFs, desde que não sejam ultrapassados 50% de espécies exóticas na área. A Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 ainda define que a exploração agroflorestal e o manejo florestal sustentável, comunitário e familiar são permitidos em APPs e RLs se forem de interesse social e ocorrerem eventualmente ou tiverem baixo impacto ambiental. Essa exploração agroflorestal ou manejo florestal, incluindo a extração de produtos florestais não madeireiros, pode apenas ser realizada por agricultores familiares ou empreendedores familiares rurais, desde que não descaracterize a cobertura vegetal nativa existente nem prejudique a função ambiental da área.

Já no estado de São Paulo, a Resolução SMA-SP 189, de 20 de dezembro de 2018, permite que APPs e RLs sejam restauradas por meio da implantação de SAFs compostos por espécies nativas e exóticas, multiestratificados, sucessionais e biodiversos, e explorados seguindo os

princípios agroecológicos, com baixo impacto ambiental, e somente por agricultores familiares ou empreendedores familiares rurais. A Resolução estabelece 4 indicadores e valores de referência para exploração agroflorestal praticadas por agricultores familiares em APP e RL:  $\geq 50\%$  de cobertura de copa,  $\geq 10$  números de espécies nativas regionais,  $\geq 80\%$  de cobertura de solo e  $\geq 200$  números de indivíduos nativos regionais/hectare, valores de referência para  $\geq 10$  anos. A Resolução diz ainda que é admitido, mediante autorização de órgãos ambientais ou do órgão gestor da unidade de conservação onde se encontra a área, o manejo agroflorestal sustentável de florestas secundárias que se encontram em estágios inicial e médio de regeneração, sendo proibido o manejo em estágio avançado, de acordo com a Lei Federal nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006, conhecida como Lei da Mata Atlântica. A Resolução SMA-SP 189 estipula que a prática do manejo agroflorestal sustentável de florestas secundárias em estágios inicial e médio de regeneração no estado de São Paulo só é permitida a povos e comunidades tradicionais ou em pequenos imóveis rurais com até 4 módulos fiscais, desde que a vegetação natural ocupe no mínimo 50% do imóvel rural, a área contínua de manejo não supere mais que 1 hectare, a distância entre as áreas sob manejo seja no mínimo de 100 metros, a soma das áreas de manejo agroflorestal sustentável não ocupe mais que 20% da área total de vegetação natural e que sejam mantidos, na floresta, um mínimo de 80% de cobertura de copa, 3000 indivíduos regenerantes pertencentes a espécies arbóreas nativas por hectare, 30 espécies nativas regenerantes e 90% de cobertura de solo com vegetação viva ou morta. Este manejo poderá ser realizado dentro ou fora de RLs mas em APPs só será admitido após esgotadas as possibilidades de uso nas demais áreas do imóvel.