

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS NA  
APA DO RIO SÃO JOÃO/ MICO-LEÃO-DOURADO

**PAOLA MAIA LO SARDO**

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE  
DARCY RIBEIRO

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

Fevereiro - 2021

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS NA  
APA DO RIO SÃO JOÃO/ MICO-LEÃO-DOURADO

**PAOLA MAIA LO SARDO**

Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Marcelo Trindade Nascimento

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

Fevereiro - 2021

**FICHA CATALOGRÁFICA**

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

S244

Sardo, Paola Maia Lo.

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS NA APA DO RIO SÃO JOÃO/  
MICO-LEÃO-DOURADO / Paola Maia Lo Sardo. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2021.

204 f. : il.  
Inclui bibliografia.

Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte  
Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2021.  
Orientador: Marcelo Trindade Nascimento.

1. regeneração natural. 2. funcionalidade ecológica. 3. Floresta Ombrófila Densa. 4. Mata  
Atlântica. 5. Agrofloresta. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II.  
Título.

CDD - 577

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM SISTEMAS  
AGROFLORESTAIS NA APA DO RIO SÃO JOÃO/ MICO-LEÃO-  
DOURADO

PAOLA MAIA LO SARDO

Tese apresentada ao Centro de  
Biotecnologias e Biotecnologias da  
Universidade Estadual do Norte  
Fluminense Darcy Ribeiro, como  
parte das exigências para  
obtenção do título de Doutora em  
Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 10 de fevereiro de 2021.

Comissão Examinadora:



---

Deborah Guerra Barroso (D.Sc., Silvicultura) – UENF



---

Fátima Conceição Marquez Piña-Rodrigues – (D.Sc., Ecologia) - UFSCar



---

Fernando Silveira Franco – (D.Sc., Ciência Florestal) - UFSCar



---

Luiz Fernando Duarte de Moraes (D.Sc., Ciências do Solo) - Embrapa



---

Marcelo Trindade Nascimento (D.Sc., Ecologia) – UENF  
Orientador



Governo do Estado do Rio de Janeiro  
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro  
Pré-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

## DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Tese intitulada "Restauração Ecológica em Sistemas Agroflorestais na APA do Rio São João / Mico-Leão-Dourado" de autoria de Paola Maia Lo Sardo, defendida no dia 10 de fevereiro de 2021.

Campos dos Goytacazes, 07 maio de 2021

Marina Satika Suzuki  
Coordenadora PPG-ERN / UENF  
ID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por **Marina Satika Suzuki, Coordenadora**, em 07/05/2021, às 16:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 21º e 22º do [Decreto nº 46.730, de 9 de agosto de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [http://sei.fazenda.rj.gov.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=8](http://sei.fazenda.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=8), informando o código verificador **16739079** e o código CRC **3579135B**.

Referência: Processo nº SEI-280008/002124/2021

SEI nº 16736771

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602  
Telefone: - [www.uenf.br](http://www.uenf.br)

## AGRADECIMENTOS

Primeiro quero agradecer a oportunidade de concluir meu doutorado em uma instituição de ensino pública, gratuita e de qualidade. Orgulho-me de poder contribuir, mesmo que como uma parte bem pequenina, com a Ciência Brasileira.

Agradeço à Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN) e ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) pela oportunidade de pesquisa e apoio logístico para a realização dos estudos.

À Faperj (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro) e à Capes (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil) (Código de Financiamento 001) pelas bolsas concedidas para realização deste trabalho.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Marcelo Trindade Nascimento, por me acolher no seu grupo de pesquisa, pelas ricas discussões ecológicas, foram de muito aprendizado para mim, e pelas comemorações e confraternizações (até mesmo virtuais).

Aos professores e à Coordenação do PPGERN, às coordenadoras Profa. Dra. Ilana Rozental Zalmon, Profa. Dra. Angela Pierre Vitória e Profa. Dra. Marina Satika Suzuki e à secretária Elizabete Costa, sempre atenciosas e competentes.

A todo o grupo de pesquisa de Ecologia Vegetal e Herbário UENF pelo apoio e aprendizado durante todo o meu tempo na universidade.

À Associação Mico-Leão-Dourado, pelo apoio na definição das áreas de estudos, aproximação com as/os agricultoras/es e informações da região. Agradeço ao Luís Paulo Marques Ferraz e toda a equipe, que sempre me recebeu muito bem. Obrigada à Angela Maria Besen de Souza e Claudionéia Müller pela ajuda na logística das refeições. Agradeço especialmente ao amigo Nelson Barbosa dos Santos que ajudou do início ao fim, que me apoiou em tudo mais que eu precisasse por lá.

Um agradecimento mais do que especial às cinco famílias de agricultores, que, não só permitiram a realização da pesquisa em seus SAFs, mas me receberam de forma sempre carinhosa durante mais de dois anos. Obrigada Marlene e Neinha, Dona Neusa e Sr. João, Sr. Ataliba (Bigode), Sr. Evely (Gaúcho) e Dona Ângela e Sr. Cajá.

A todos os que me ajudaram nas coletas de dados em campo: João, meu esposo, agricultora e amiga Neinha, Gerson da Purificação (técnico do LCA), Rodolpho de Moraes Pinto (AMLD), agricultor Paulo, e amigos Herick e Marcelita. À Rebio Poço das Antas pela infraestrutura de alojamento.

À Cíntia Camila Angelieri pelos mapas e métricas de paisagem e ao Professor Ismail Haddade pela colaboração nas análises estatísticas do Capítulo 2.

Aos membros da banca avaliadora, pela disponibilidade em participar deste momento e pelas contribuições.

Às amigas e amigos que fiz durante o doutorado: Aline, Bianca, Dani, Igor, Juliano, Mariana, Natalie, Nilson e Marcelita.

Agradeço muito ao João Eduardo Avila, meu querido companheiro, pela paciência, incentivo, carinho, por todo apoio durante esta caminhada do doutorado. Agradeço pela benção da maternidade, Guido nasceu na reta final do doutorado, chegou a participar das últimas coletas de dados em campo.

Agradeço a toda minha família que sempre me apoiou, por todo amor e compreensão. Em especial a minha mãe Bia e meu pai Mário (*in memoriam*), que me proporcionaram toda estrutura para que eu chegasse até aqui, e meus irmãos Camila e Felipe, pelo companheirismo de sempre. À Elaine, minha sogra, e Sérgio, meu sogro, por todo apoio e dedicação à nossa família.

Por fim, agradeço a Deus oportunidade de aprender sempre!

## SUMÁRIO

RESUMO.....	vi
ABSTRACT .....	viii
INTRODUÇÃO GERAL .....	1
CONTEXTO DA PESQUISA .....	6
QUESTÕES DE PESQUISA .....	8
OBJETIVO GERAL .....	9
OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	9
LITERATURA CITADA.....	9
CAPÍTULO 1 .....	14
Diversidade funcional na Restauração Ecológica: uma revisão de literatura nos trópicos.....	14
RESUMO.....	14
ABSTRACT .....	16
INTRODUÇÃO .....	16
MÉTODOS .....	19
RESULTADOS.....	21
DISCUSSÃO .....	29
LITERATURA CITADA.....	36
CAPÍTULO 2 .....	45
Potencial de regeneração natural da comunidade arbustivo-arbórea em Sistemas Agroflorestais na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado .....	45
RESUMO.....	45
ABSTRACT .....	46
INTRODUÇÃO .....	47
MÉTODOS .....	52
RESULTADOS.....	59
CONCLUSÕES .....	82
LITERATURA CITADA.....	83
CAPÍTULO 3 .....	93
Avaliação da funcionalidade ecológica em Sistemas Agroflorestais na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado .....	93
RESUMO.....	93



ABSTRACT .....	94
INTRODUÇÃO .....	95
MÉTODOS .....	99
RESULTADOS .....	109
DISCUSSÃO .....	115
CONCLUSÕES .....	123
LITERATURA CITADA.....	124
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	133
APÊNDICE 1 .....	137
APÊNDICE 2 .....	141
APÊNDICE 3.....	155

## RESUMO

LO SARDO, Paola Maia. D. Sc. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Outubro, 2021. Restauração Ecológica em Sistemas Agroflorestais na APA do Rio São João/ MICO-LEÃO-DOURADO. Orientador: Prof. Marcelo Trindade Nascimento.

Os sistemas agroflorestais (SAFs) são uma alternativa para conciliar a produção agrícola e a conservação ambiental, já que permitem agregar aspectos ecológicos, sociais, econômicos e culturais. O presente estudo avaliou o desempenho de cinco SAFs em relação restauração ecológica, considerando o potencial de regeneração natural e a funcionalidade ecológica, em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas no Estado do Rio de Janeiro. No primeiro capítulo, buscou-se compreender como a diversidade funcional está sendo utilizada e contribui para as pesquisas empíricas sobre restauração ecológica em florestas tropicais. Foi realizada uma revisão sistemática da literatura, 1.166 artigos foram amostrados e desses, selecionou-se 316. Apesar da inserção do componente funcional e seu crescente uso como uma nova perspectiva nos estudos de restauração, a diversidade taxonômica foi predominante nas pesquisas. No segundo capítulo, verificou-se o potencial de regeneração natural nos SAFs. Foram realizadas duas coletas de dados da vegetação, nos quais foram amostrados indivíduos arbustivos-arbóreos, plantados e regenerantes, em três estratos: superior (DAP  $\geq 5\text{cm}$ ), intermediário (DAP  $\leq 5\text{cm}$  e altura  $\geq 50\text{cm}$ ) e inferior (altura  $< 50\text{cm}$ ). O estrato superior apresentou predominância de indivíduos plantados, já no estrato intermediário os regenerantes foram a maioria e no inferior a totalidade foi de regenerantes. Entre os regenerantes, as espécies alóctones aos SAFs, ou seja, que não foram plantadas, estão se estabelecendo nas áreas, principalmente no estrato intermediário. No terceiro e último capítulo, verificou-se a recuperação da funcionalidade ecológica dos SAFs por meio da aplicação de um protocolo com 20 indicadores. Os SAFs recuperaram em média o correspondente a 53,3% da funcionalidade ecológica em relação aos cenários positivos e referenciais, sobretudo pela contribuição da diversidade funcional, componente chave para a fornecimento e manutenção dos serviços ecossistêmicos. Os resultados aqui obtidos indicam o uso potencial dos SAFs como uma estratégia de restauração ecológica, que concilia

objetivos conservacionistas com as necessidades dos agricultores envolvidos, principalmente para o fornecimento e manutenção de serviços ecossistêmicos.

**Palavras-chave:** regeneração natural, funcionalidade ecológica, Floresta Ombrófila Densa, Mata Atlântica, agrofloresta, SAF sucessional, diversidade funcional.

## ABSTRACT

LO SARDO, Paola Maia. D. Sc. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. February, 2021. Ecological restoration in agroforestry systems in the EPA region of São João/Mico-Leão-Dourado. River. Advisor: Prof. Marcelo Trindade Nascimento.

The agroforestry systems (AFSs) are an alternative to conciliate the agricultural production and the environmental conservation, since they allow aggregating ecological, social, economic and cultural aspects. This study evaluated the performance of five AFS regarding ecological restoration, considering the natural regeneration potential and the ecological functionality, in the Dense Ombrophile lowland forest of the state of Rio de Janeiro. In the first chapter, we sought to understand how functional diversity is being used and contributes to empirical research on ecological restoration in tropical forests. A systematic literature review was performed, 1166 articles were sampled and from these 316 were selected. Despite the insertion of the functional component and its growing use as a new perspective in restoration studies, the species diversity was predominant in the researches. In the second chapter, the natural regeneration potential in the AFSs was verified. Vegetation data collections were performed in which planted and regenerating individuals were sampled in three strata: superior (DBH  $\geq$  5cm), intermediate (DBH  $\leq$  5 cm and height  $\geq$  50 cm) and lower (height  $<$ 50cm). The superior stratum presented predominance of planted individuals, already in the intermediate stratum the regenerating were the majority and at the lower the totality was of regenerating individuals. Among the regenerating, unnative species to the AFSs, that is, they were not planted, are establishing themselves in the areas, especially in the intermediate stratum. In the third and last chapter, the recovery of ecological functionality of the AFSs was verified through the application of a protocol with 20 indicators. The AFSs recovered on average the corresponding to 53.3% of the ecological functionality regarding the positive and reference scenarios, especially by the functional diversity contribution, key component for the supply and maintenance of ecosystem services. The results here indicate the potential use of the AFSs as an ecological restoration strategy, which conciliates conservationist

objectives with the needs of the farmers involved, especially for the supply and maintenance of ecosystem services.

**Keywords:** ecological restoration, Dense Ombrophile Forest, Atlantic forest, agroforest, successional AFS, functional diversity.

## INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil a cobertura de florestas nativas reduziu 12% entre os anos de 1985 a 2018, ameaçando a biodiversidade e o fornecimento de serviços ecossistêmicos (Project Map Biomas, 2020). Neste cenário, a conservação e manejo adequado de remanescentes de vegetação nativa, inclusive os pequenos (Carvalho *et al.*, 2009; Gibson *et al.*, 2013), as áreas protegidas e as florestas secundárias em regeneração (Poorter *et al.*, 2016, Matos *et al.*, 2020) são essenciais, mas não suficientes (Crouzeilles *et al.*, 2015). A restauração de áreas degradadas (Chazdon, 2008; Shimamoto *et al.*, 2018), a implantação de corredores ecológicos e a promoção de matrizes mais permeáveis, como o incentivo às práticas de uso da terra mais sustentáveis, são cruciais como parte multifuncional das paisagens (Crouzeilles *et al.*, 2015; Thorn *et al.*, 2016).

Assim, o desafio é a restauração de paisagens e de florestas, ou seja, a restauração da funcionalidade florestal, entendida como produtos, serviços e processos ecológicos das florestas em um nível mais amplo da paisagem (Troya & Kumar, 2014). Nesta perspectiva, os objetivos para a restauração da paisagem podem ser de três tipos: objetivos ecossistêmicos (conectividade para fauna silvestre, valorização de áreas protegidas, proteger flora e fauna endêmicas, resiliência de ecossistemas, habitat e alimento para espécies-chave); objetivos ecossistêmicos e socioeconômicos (proteção da água, estabilização do solo, sequestro de carbono) e objetivos socioeconômicos (fonte alternativa de renda, melhoria na produção agrícola e agroflorestal, valores culturais, conhecimentos das espécies nativas e restauração, conscientização e educação) (Mansourian & Vallauri, 2014).

Em locais onde a matriz florestal foi altamente degradada e fragmentada, como é o caso da Mata Atlântica (Almeida, 1998; Ribeiro *et al.*, 2009; Rezende *et al.*, 2018) e a densidade populacional é alta, a possibilidade de regeneração natural pode ser baixa ou até inexistente, dependendo do grau de fragmentação e de degradação das condições locais, tornando necessárias ações de restauração (Chazdon, 2008; Holl & Aide, 2011). A restauração florestal é um caminho para melhorar o funcionamento dos ecossistemas, a resiliência ecológica e a qualidade de vida das populações humanas (Lamb *et al.*, 2005).

As ações de restauração devem focar no restabelecimento de um ecossistema que tenha diversidade e funcionamento adequados, até um ponto que a recuperação da sua estrutura garanta seu funcionamento e manutenção (Naeem, 2006; Wright et al., 2009). O funcionamento do ecossistema está relacionado aos processos ecológicos, que, por sua vez, dependem do papel que cada uma das espécies desempenha no sistema. Desta forma, o componente funcional da diversidade e não apenas a diversidade de espécies irá determinar o nível de funcionamento do ecossistema (Aronson, 2011).

Brancalion et al (2015) dividem o processo de Restauração Ecológica em fases, nas quais se espera que determinados processos ecológicos aconteçam, resultando em uma composição, estrutura e dinâmica específicas. Processos importantes devem ocorrer como: chegada e estabelecimento de espécies novas (alóctones), acumulação de biomassa, aumento da ciclagem de nutrientes pela produção e decomposição de serapilheira, maturidade reprodutiva das espécies (polinização e dispersão), surgimento de regenerantes autóctones e alóctones, aumento da estratificação, maior presença de formas de vida não arbustivo-arbóreas, maior presença de fauna residente e aumento das interações biológicas e de sua complexidade (Brancalion et al, 2015).

A restauração ecológica é definida como uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema em relação à sua saúde, integridade e sustentabilidade (SER, 2004). A Saúde Ecológica está relacionada à resiliência ao estresse e habilidade para manter sua organização e autonomia ao longo do tempo. A Integridade Ecológica é o grau no qual um conjunto de organismos mantém sua composição de espécies, estrutura da comunidade e função ao longo do tempo (Trombulak *et al.*, 2004). E a sustentabilidade do ecossistema acontece quando a diversidade de espécies e os processos ecológicos podem se manter, sem mais interferência humana (Aronson *et al.*, 2011; SER, 2004).

Para a definição dos objetivos, planejamento das ações e verificação do desempenho do processo de restauração é preciso selecionar uma área como referência, para informações quanto à composição, estrutura e funcionamento do ecossistema (Aronson, 2011, Brancalion et al, 2015) e conciliar, se houverem, com os objetivos socioeconômicos, para que as expectativas em relação aos resultados da restauração estejam bem definidas. O objetivo é alcançar uma

grande similaridade com a área de referência ou a maior possível, ou ainda estar na direção desta referência. Ou seja, o importante é verificar se a trajetória do processo de restauração em curso sugere, ou não, que irá alcançar o estado de referência escolhido. O entendimento atual é de que existem diversas trajetórias que podem levar uma comunidade vegetal a diferentes níveis de organização e estruturação (Isernhagen *et al.*, 2009; Brancalion *et al.*, 2015).

Um ecossistema restaurado deve apresentar as seguintes condições: (1) conjunto de espécies que ocorrem nos ecossistemas de referência e que promovam uma estrutura da comunidade apropriada; (2) espécies nativas na maior extensão possível, e em ecossistemas culturais restaurados, podem ser permitidas espécies exóticas domesticadas; (3) grupos funcionais necessários para seu desenvolvimento e estabilidade; (4) ambiente físico capaz de sustentar populações reprodutivas; (5) ausência de sinais de disfunção; (6) integração com os demais elementos da paisagem; (7) ausência ou redução ao máximo possível de ameaças; (8) suficientemente resiliente; e (9) autossustentável (SER, 2004).

Um aspecto importante deve ser considerado, a restauração ecológica não deve se restringir somente aos ecossistemas que não serão mais manejados. As práticas culturais e os processos ecológicos devem ser estimulados mutuamente (SER, 2004), ou seja, é fundamental incluir as questões sociais, econômicas e culturais nos projetos de restauração. Caso contrário, os esforços para a restauração podem ser ineficazes se os ecossistemas em processo de restauração, ou restaurados, não ocuparem um lugar na cultura da comunidade local; se não forem planejados a partir das necessidades e dos objetivos locais; e se os atores sociais não acreditarem que possam se beneficiar diretamente e em curto prazo com a restauração (Amador, 2003; Engel & Parrotta, 2008, Miccolis *et al.*, 2016).

Além disso, umas das questões apontadas por diversos autores é que, principalmente em países em desenvolvimento, a questão econômica pode ser um dos principais impeditivos para a realização de ações de restauração, devido aos elevados custos dos projetos. Portanto, para que as ações de restauração sejam concretizadas faz-se necessário desenvolver e promover alternativas que a viabilizem economicamente (Amador, 2003; FAO, 2017; Brancalion *et al.*, 2015).

Neste cenário, surge a necessidade de incentivar práticas de uso da terra que conciliem a agricultura e a conservação ambiental, valorizando saberes locais



e tradicionais e potencializando o envolvimento dos atores sociais. Uma das estratégias é a implantação de Sistemas Agroflorestais (SAFs), um arranjo produtivo que combina espécies lenhosas e perenes com cultivos agrícolas, também podem ter animais, na mesma área ou numa sequência temporal (Nair et al, 2010, Norgrove & Beck, 2016).

Vale salientar que SAF é uma denominação recente dada às práticas muito antigas de uso da terra desenvolvidas por comunidades tradicionais em várias partes do mundo, principalmente nas regiões tropicais. Até o final do século XIX, os SAFs tinham como principal objetivo a produção de alimentos, a partir desta época começam a atender a uma diversidade de objetivos entre a agricultura, silvicultura e questões sociais e econômicas, como resposta às necessidades e condições específicas dos países tropicais em desenvolvimento (Steenbock et al, 2013).

A partir do fim da década de 1990, o conceito de SAF foi ampliado para a integração de árvores em paisagens agrícolas, ou seja, as práticas agroflorestais passaram a ganhar um reconhecimento sobre a importância das árvores, tanto nos sistemas de produção como nas paisagens (Torralba et al, 2016; FAO, 2017). Diante disso, o termo SAF é bastante abrangente, são diversos arranjos praticados no mundo. Devido a esta diversidade de modalidades, os SAFs têm diferentes classificações, segundo sua estrutura no espaço, seu desenvolvimento no tempo, sua importância relativa e a função dos diferentes componentes, e seus objetivos de produção e características socioeconômicas.

Em relação aos aspectos funcionais e estruturais, os SAFs são classificados como: sistemas silviagrícolas, caracterizados pela combinação de árvores, arbustos ou palmeiras com espécies agrícolas; sistemas silvipastoris, composto pela combinação de árvores, arbustos ou palmeiras com plantas forrageiras herbáceas e animais; ou sistemas agrossilvipastoris, que incluem a criação e manejo de animais em consórcios silviagrícolas. Quanto à presença dos componentes dos SAFs ao longo do tempo são classificados como SAFs concomitantes (ou simultâneos), onde todos os componentes são associados ao mesmo tempo, durante todo o ciclo das culturas existentes; ou os SAFs sequenciais, onde os componentes se sucedem no tempo. Em relação à dinâmica dos sistemas, os SAFs podem ser considerados Consórcios Agroflorestais Estáticos, onde o manejo pouco modifica sua composição e estrutura (por

exemplo, os sistemas de “cabruca”, os cafezais sombreados e os sistemas silvipastoris); ou SAFs sucessionais, sistemas multiestratificados, fundamentados nos conceitos da sucessão ecológica (May et al, 2008; Coelho, 2012; Miccolis et al, 2016).

A diversidade de modalidades de SAFs reflete uma variedade na qualidade e quantidade dos seus possíveis benefícios (Jose, 2009, Beenhouwer et al, 2013; Norgrove & Beck, 2016). Guerra (2012) verificou que, apesar dos benefícios trazidos pelos SAFs, existe uma lacuna de informações a respeito destes sistemas e afirma que são indispensáveis pesquisas para verificar as respostas dos SAFs para a conservação ambiental e promoção dos serviços ecossistêmicos almejados. Woda (2009) pesquisou SAFs multiestrato na Amazônia brasileira e encontrou uma grande variedade na qualidade de indicadores relacionados à conservação do solo e da biodiversidade, sugerindo que a diferença entre as distintas modalidades de SAFs deve ser ainda maior. Assim, salienta que quando se discutem os benefícios destes sistemas, poucas vezes são realizadas distinções em relação às suas diferentes modalidades.

De uma forma geral, o que difere os SAFs dos sistemas monoculturais é a presença de maior biodiversidade e, em especial, o componente arbóreo. A presença de árvores nos sistemas produtivos familiares é uma realidade já frequente e colabora de forma decisiva para a sustentabilidade dos sistemas (May et al, 2008; Miccolis et al, 2016). A hipótese geral que permeia os estudos desenvolvidos com SAFs é que estes causam efeitos ecológicos distintos quando comparados com áreas plantadas com cultivos anuais, pastagens ou monoculturas e tal fato se deve, principalmente, ao componente arbóreo. As árvores associadas em um SAF promovem uma grande variedade de benefícios socioambientais, tais como: melhoria da qualidade e fertilidade do solo, manutenção de microclimas, conservação da água, controle de pragas e doenças, controle de erosões, sequestro de carbono, aumento da presença de polinizadores, vários níveis de sombra, além de frutos, lenha, forragem, entre outros bens (Dubois, 2008, May et al, 2008; Miccolis et al, 2016).

Deste modo, os SAFs são reconhecidos como sistemas produtivos sustentáveis ecologicamente, socialmente e economicamente, pois contribuem para a conservação da biodiversidade e fornecimento de serviços ecossistêmicos, (Souza et al, 2012; Barral et al, 2015; Torralba et al, 2016; Shimamoto et al, 2018;

Santos et al, 2019). Ao mesmo tempo em que geram renda, proporcionam a segurança alimentar, a saúde e a qualidade de vida dos povos do campo e da cidade, e podem ainda promover permanência das pessoas no campo (Miccolis et al, 2016; Zomer et al, 2014; FAO, 2017). Outro benefício é o entendimento de seu valor como componente de paisagens multifuncionais, que pode ser de grande relevância à conservação da biodiversidade (Dubois, 2008; Thorn et al, 2016; Torralba et al, 2016; FAO, 2017).

Neste sentido, as pesquisas para avaliação de SAFs como estratégia de restauração ecológica de ecossistemas e paisagens podem oferecer segurança e credibilidade, tanto para os agricultores e proprietários rurais, quanto para as instituições de fomento; auxiliar na tomada de decisões e planejamento de ações de restauração e conservação; além de embasar políticas públicas. Para isso, podem ser utilizados indicadores para avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração.

A estrutura e funcionamento de um ecossistema podem ser estudados por indicadores capazes de avaliar o desenvolvimento da estrutura e como os processos ecológicos estão acontecendo. O uso de indicadores vem da necessidade de avaliar, estimar e calcular as condições para tomada de decisões. Assim, os indicadores são ferramentas que auxiliam na compreensão e avaliação de ecossistemas e têm a capacidade de sintetizar um conjunto de informações sobre um sistema complexo, retendo apenas o significado essencial dos aspectos analisados (Dale & Bayler, 2001).

## **CONTEXTO DA PESQUISA**

A área de estudo está situada na Bacia Hidrográfica do Rio São João e faz parte das baixadas litorâneas do centro-norte do estado do Rio de Janeiro. Em relação ao uso e ocupação do solo, a cobertura vegetal dessa região é constituída principalmente por pastos, monoculturas, áreas urbanizadas, áreas de regeneração florestal e remanescentes de florestas de baixada, sujeitas ou não ao alagamento (Seabra & Cruz, 2013). Desde antes de 1975, a Bacia do Rio São João possui a pastagem como uso predominante, ocupando principalmente as áreas planas ou suavemente onduladas da bacia. E aproximadamente 60%

destas áreas de pastagem continuam presentes na paisagem (Seabra & Cruz, 2013).

A cobertura florestal ocupava originalmente cerca de 66% da extensão da bacia e hoje ocupa cerca de 32%, distribuída em fragmentos, principalmente nas áreas mais íngremes, enquanto que as planícies aluviais e costeiras estão em pior estado de conservação, decorrente do crescimento urbano acelerado e da drenagem artificial. Entre os anos de 1995 e 2010, foi observado um crescimento de áreas com coberturas naturais, pela queda das taxas de desmatamento e pelo aumento das áreas recuperadas, sendo que estas últimas estão nas bordas de fragmentos florestais ou eram clareiras em áreas já florestadas (Seabra & Cruz, 2013).

Segundo Carvalho e colaboradores (2008), a flora arbórea da Bacia do rio São João é detentora de alta diversidade em nível regional e, pode ser considerada como uma das mais ricas entre as de Floresta Atlântica Ombrófila Densa de Baixada do sudeste brasileiro. Além disso, abriga diversas espécies da flora e fauna raras ou vulneráveis à extinção. Esta diversidade regional está relacionada à elevada heterogeneidade florística entre seus remanescentes florestais, devido, principalmente, à variação no estado de conservação dos fragmentos, que, em sua maioria, são pequenos, isolados e imersos em extensas matrizes antrópicas, sofrendo continuamente com perturbações.

A região é reconhecida nacional e internacionalmente pelos estudos e ações conservacionistas, sendo que um dos marcos foi a criação da Reserva Biológica (ReBio) Poço das Antas, em 1974, que apresenta 5.300 hectares. O objetivo principal de criação desta Unidade de Conservação foi proteger e assegurar a sobrevivência do Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*) e da Preguiça-de-Coleira (*Bradypus torquatus*). Depois desta, várias outras UCs foram criadas nas proximidades, como a ReBio União (1998) e 22 Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) (Rambaldi *et al.*, 2003; Associação Mico-Leão-Dourado (2020). Em 2002, visando à uma gestão integrada das UCs e todo o território do entorno, criou-se a Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, que abrange cerca de 150.700 hectares (Brasil, 2002), sendo que a região da APA reúne uma das maiores concentrações de UCs do Brasil.

Na mesma época da criação da ReBio Poço das Antas foram desapropriadas as primeiras terras no seu entorno para a reforma agrária, dando origem a comunidade de Aldeia Velha. Em 1980, também no entorno da ReBio, formou-se o assentamento Cambucais e em 1999, o assentamento Sebastião Lan I (Rambaldi *et al.*, 2003).

A AMLD, que atua na região da APA desde 1992, tem como principal objetivo promover a conservação da Mata Atlântica e toda sua fauna característica, em especial o Mico-Leão-Dourado, e criou um programa de extensão ambiental para orientar e capacitar as comunidades para que sejam parceiras das ações conservacionistas desenvolvidas na região (Rambaldi *et al.*, 2003).

Diante da necessidade de buscar alternativas econômicas e a melhoria na qualidade de vida e, assim, minimizar as pressões sobre os remanescentes florestais na região, a AMLD em seu planejamento estratégico (2012-2016) identificou duas metas relacionadas à agricultura familiar: a recuperação de áreas degradadas prioritárias para a conexão de fragmentos de vegetação nativa, por meio de SAFs, e a implantação de viveiros de mudas nativas da Mata Atlântica nas propriedades (AMLD, 2020). Os cinco SAFs estudados são incentivados e acompanhados pela AMLD.

## **QUESTÕES DE PESQUISA**

Diante do exposto, este estudo pretendeu responder às seguintes questões:

- (1) Como a diversidade funcional está sendo utilizada e contribui para as pesquisas empíricas no campo da Ecologia da Restauração?
- (2) Os SAFs estão em qual estágio da sucessão ecológica?
- (3) Os SAFs estabelecidos se assemelham à fragmentos de vegetação nativa em estágio sucessional médio?
- (4) Há espécies ou grupos funcionais que predominam nas comunidades de regenerantes nos SAFs?
- (5) Qual foi a recuperação da funcionalidade ecológica nos SAFs?
- (6) Quais os descritores e indicadores mais influenciaram nesta recuperação?

## OBJETIVO GERAL

O objetivo desta pesquisa foi avaliar se os Sistemas Agroflorestais estão desempenhando o papel pretendido de restauração ecológica, considerando o potencial de regeneração natural e a funcionalidade ecológica, em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas no Estado do Rio de Janeiro.

## OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- (1) Verificar como a abordagem funcional está sendo utilizada nas pesquisas empíricas em Ecologia da Restauração em florestas tropicais.
- (2) Comparar a estrutura, composição florística e funcional dos SAFs com áreas de referência, fragmentos de vegetação nativa em estágio sucessional médio e áreas em processos de restauração ecológica.
- (3) Quantificar a recuperação da funcionalidade ecológica nos SAFs.

Esta tese foi estruturada em três capítulos: (1) Diversidade funcional na Restauração Ecológica: uma abordagem recente e promissora; (2) Potencial de regeneração natural da comunidade arbustivo-arbórea em Sistemas Agroflorestais na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado; e (3) Avaliação da Funcionalidade Ecológica em Sistemas Agroflorestais na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado.

## LITERATURA CITADA

- Amador, D. B. (2003) Restauração de ecossistemas com sistemas agroflorestais. In: Kageyama, P. Y. et al. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF: 333-340.
- Almeida, D.S. (1998) Restauração ecológica de paisagens fragmentadas. Série Técnica IPEF, 12 (32): 99-104.
- Aronson, J. et al. (2011). Conceitos e Definições Correlatos à Ciência e à Prática da Restauração Ecológica. IF SÉRIE REGISTROS: São Paulo, Instituto Florestal, 44. 44 p.
- Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD), 2020. Disponível em: <http://www.micoleao.org.br/>. Acesso em: 16 out. 2020.

- Beenhouwer M.De, Aerts, R., Honnay O. (2013). A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 175: 1-7.
- Barral MP, Benayas JMR, Meli P, Maceira NO. (2015) Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ* 202: 223–231.
- Brancalion, P.H.S.; Gandolfi, S., Rodrigues R.R. (2015). *Restauração Florestal*. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 431p.
- Brasil. (2002). Decreto sem número de 27 de junho de 2002. Cria a Área de Proteção Ambiental-APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, no Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências.
- Carvalho, F. A. et al. (2008). Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22(4): 929-940.
- Carvalho, F. A. et al. (2009). Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de Floresta Atlântica Ombrófila Submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 60 (3): 695-710.
- Chazdon R.L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320: 1458-1460.
- Coelho, G. C. (2012). *Sistemas Agroflorestais*. São Carlos-SP: Rima Editora. 206p.
- Crouzeilles, R., Beyer, H.L., Milles, M., Grelle, C., Possingham, H.P. (2015). Incorporating habitat availability into systematic planning for restoration: a species-specific approach for Atlantic Forest mammals Diversity and Distributions. *Divers. Distrib.* 21 (11): 1–11.
- Dale, V. H., Beyeler, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators, *Ecological Indicators*. 1 (1): 3-10.
- Dubois, J. C. L. (2008). Classificação e Breve Caracterização de SAFs e Práticas Agroflorestais. Manual Agroflorestal para a Mata Atlântica. In: May, P. H. Trovatto, C. M.M. (Coord.), Deitenbach, A. et al (Org). Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, Secretaria de Agricultura Familiar, 15-62.
- Engel, V. L.; Parrotta, J. A. (2008). Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: Kageyama, P. Y. et al. (Org.). *Restauração*

- ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF, 1-26.
- FAO (2017). Agroforestry for landscape restoration. Exploring the potential of agroforestry to enhance the sustainability and resilience of degraded landscapes. Rome.
- Gibson, L. et al. (2013). Near-Complete Extinction of Native Small Mammal Fauna 25 Years After Forest Fragmentation, *Science*, 341: 1508-1510.
- Guerra, C. S. (2012). O novo código florestal brasileiro e os sistemas agroflorestais: implicações e considerações sobre as áreas de preservação permanente e reservas legais. *Anais II Congresso Brasileiro de Reflorestamento Ambiental*, 1-3.
- Holl K.D., Aide T.M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10): 1558-1563.
- Isernhagen, I. (2009). Fase 4: abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela re-construção de uma floresta (fase atual). In.: Rodrigues, R. R et al. (Org.). *Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 31-37.
- Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforest Syst* 76: 1–10.
- Lamb, D, Erskine, Parrota, J. A.(2005). Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science* 310 ( 5754): 1628-1632.
- Matos, F. A. R. et al. (2020) Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. *Glob. Chang. Biol.* 26: 509–522.
- May, P. H., Trovatto, C.M.M. (2008). *Manual Agroflorestal para a Mata Atlântica*. Ministério do Desenvolvimento Agrário. Brasil. 196 p.
- Miccolis, A., Peneireiro, F.M., Marques, H.R., Vieira, D.L.M., Arco-verde, M.F., Hoffmann, M.R., Pereira, A.V.B. (2016). *Restauração ecológica com Sistemas Agroflorestais. Como conciliar conservação com produção*. Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal – ICRAF.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). (2008). Instituto Chico mendes de Conservação da biodiversidade (ICMBIO). *Plano de manejo da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico Leão- Dourado*. 349p.
- Mansourian, S., Vallauri, D. (2014). *Restoring Forest Landscapes: Important*



- Lessons Learnt. *Environmental Management* 53: 241–251.
- Naeem, S. (2006). Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: Falk, D. A.; Palmer, M. A.; Zedler, J.B. (Eds). *Foundations of Restoration Ecology*. Washington, Island Press: 210-237.
- Nair, P. K. R.; Nair, V. D.; Mohan Kumar, B.; Showalter, J. M. (2010). Carbon sequestration in agroforestry systems. In: *Advances in Agronomy*, 5: 237–307.
- Norgrove, L., Beck, J. (2016). Biodiversity Function and Resilience in Tropical Agroforestry Systems Including Shifting Cultivation. *Curr Forestry* 2: 62–80.
- Poorter, L. et al. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530: 211–214.
- Projeto MapBiomias (2020). Collection 4.1 of Brazilian Land Cover & Use Map Series. MapBiomias, <https://mapbiomas.org> (2020).
- Rambaldi, D. M. et al. (2003). Experiências com áreas protegidas: cinco estudos de caso. In: Little, P. E. (Org). *Políticas ambientais no Brasil: análises, instrumentos e experiências*. São Paulo: Peirópolis. Brasília, IIEB, 193-238.
- Rezende, C.L., Scarano, F.R., Assad, E.D., Joly, C.A., Metzger, J.P., Strassburg, B.B.N., Tabarelli, M., Fonseca, G.A.; Mittermeier, R.A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest, *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4): 208-214.
- Ribeiro, M. C. et al. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How Much is left and how the remaning forest distributed. Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142:1141-1153.
- Santos, P.Z.F., Crouzeilles R., Sansevero, J. B. B. (2019) Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest, *Forest Ecology and Management*, 433:140-145.
- Seabra, V.S., Cruz, C. M. (2013). Mapeamento da Dinâmica da Cobertura e Uso da Terra na Bacia Hidrográfica do Rio São João, RJ. *Sociedade & Natureza*, Uberlândia, 25 (2): 411-426.
- Shimamoto C.Y., Padial A.A., da Rosa C.M., Marques M.C.M (2018). Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. *PLoS ONE* 13(12): 1-16.
- SER (Sociedade Internacional para Restauração Ecológica). (2004).

- Fundamentos de Restauração Ecológica. (Trad.) Rodrigues E, Washington D.C.
- Souza, H. N. et al. (2012). Protective shade, tree diversity and soil properties in coffee agroforestry systems in the Atlantic Rainforest biome. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 146:179-196.
- Steenbock, W.; Silva, R. O.; Froufe, L. C. M.; Seoane, C. E. S. (2013). Agroflorestas e sistemas agroflorestais no espaço e no tempo. In: Steenbock, W.; Costa E Silva, L.; Silva, R. O.; Rodrigues, A. S.; Perez-Cassarino, J.; Fonini, R. *Agrofloresta, ecologia e sociedade*. Curitiba, Kairós, 39 – 60.
- Thorn, J.P.R., Friedman, R., Benz, D. et al. (2016). What evidence exists for the effectiveness of on-farm conservation land management strategies for preserving ecosystem services in developing countries? A systematic map. *Environ Evid*, 5 (13): 1-29.
- Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G., Plieninger, T. (2016). Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 230:150–161.
- Trombulak S. C. et al. (2004). Principles of Conservation Biology: Recommended Guidelines for Conservation Literacy from the Education Committee of the Society for Conservation Biology, *Conservation Biology*, 18 (5): 1180–1190.
- Troya, V., Kumar, C. (2016). Uma introdução à restauração de paisagens e florestas. In: : Moraes, M. A. (Org.). *Restauração de florestas e paisagens no Brasil*. Brasília: UICN: 24-31.
- Woda, C. (2009). Indicadores para serviços ambientais em sistemas agroflorestais: um estudo de caso no nordeste paraense. In: Porro, R. *Alternativa Agroflorestal na Amazônia em Transformação*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica: 435-451.
- Wright et al. (2009). Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: Naeem, D.E. et al. (Ed.) *Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing*. Oxford University Press: 167-177.
- Zomer, R.J., Trabuco, A., Coe, R., Place, F., Noordwijk, M., Xu, J. (2014). Trees on farms: an update and reanalysis of agroforestry's global extent and socio-ecological characteristics. Working Paper 179. Bogor, Indonesia: World Agroforestry Centre (ICRAF) Southeast Asia Regional Program.

## CAPÍTULO 1

### Diversidade funcional na Restauração Ecológica: uma revisão de literatura nos trópicos.<sup>1</sup>

Diversidade funcional na Restauração Ecológica

Paola Maia Lo Sardo<sup>1</sup>, Marcelo Trindade Nascimento<sup>2</sup>

<sup>1</sup> pmaialosardo@gmail.com

<sup>2</sup> mtn@uenf.br

<sup>1,2</sup> Avenida Alberto Lamego, 2000 - Parque Califórnia Campos dos Goytacazes – RJ, Brasil. CEP: 28013-602

**Contribuições dos autores:** PMLS, MTN conceberam a pesquisa; PMLS realizou a coleta e análise de dados, escreveu e editou o manuscrito; MTN contribuiu na redação e revisou o manuscrito.

### RESUMO

Nesta revisão sistemática da literatura buscou-se compreender como a diversidade funcional está sendo utilizada e contribui para as pesquisas empíricas sobre restauração ecológica em florestas tropicais. Foram amostrados 1.166 artigos e desses, selecionaram-se 316, seguindo os critérios: pesquisas sobre Restauração Ecológica; plantas como objeto de estudo; pesquisas empíricas e desenvolvidas em ecossistemas tropicais. A abordagem funcional passa a se consolidar nos estudos de restauração a partir de 2011. A diversidade taxonômica foi utilizada em 70% e a funcional em 20% das publicações analisadas, sendo que 8% optaram exclusivamente por esta última. A diversidade funcional está sendo aplicada nas pesquisas por meio do uso de atributos e grupos funcionais e como

---

<sup>1</sup> Este capítulo está escrito de acordo com as normas da revista Restoration Ecology para posterior submissão.

a composição funcional muda ao longo da trajetória sucessional ou em diferentes ecossistemas. Verificaram-se três lacunas nos estudos analisados: quantificação da diversidade funcional, identificação de atributos funcionais relevantes e inclusão de aspectos socioeconômicos. Apesar da inserção do componente funcional e seu crescente uso como uma nova perspectiva nos estudos de restauração, a diversidade de taxonômica foi predominante nas pesquisas. O uso da abordagem funcional auxilia na identificação de aspectos chave da diversidade de forma abrangente e preditiva, tornando-se mais eficiente para evidenciar padrões ecológicos. Na Ecologia da Restauração isto se reflete na necessidade de compreender e prever as respostas das áreas em restauração e o entendimento do seu funcionamento ao longo do tempo, tornando-se uma abordagem promissora.

**Palavras-chave:** diversidade taxonômica, floresta tropical, pesquisa empírica, regeneração natural, região tropical, revisão sistemática.

**Implicações:** 1. A diversidade taxonômica foi a abordagem predominante nos estudos empíricos sobre restauração ecológica, sugerindo que este atributo é considerado fundamental para o sucesso da restauração. 2. A diversidade funcional está sendo aplicada nas pesquisas empíricas de Restauração Ecológica por meio do uso de características e grupos funcionais, principalmente com uso de dados disponíveis na literatura. 3. Três lacunas foram identificadas nas publicações sobre diversidade funcional, poucos estudos se propuseram a quantificá-la, identificar atributos funcionais relevantes e incluir aspectos socioeconômicos. 4. A diversidade funcional pode ser uma abordagem promissora para o campo da Ecologia da Restauração, pois permite compreender e prever as respostas das áreas em restauração de forma mais abrangente e preditiva, tornando-se mais eficiente na generalização de padrões ecológicos. 5. Importância da inclusão de diversas bases de dados, com distintos vieses editoriais, em revisões sistemáticas da literatura.

## ABSTRACT

This systematic literature review sought to understand how the functional diversity is being used and contributes to the empirical researches on ecological restoration in tropical forests. It was sampled 1166 articles and from these 316 was selected, following the criteria: researches on Ecological Restoration; plants as object of study; empirical researches and developed in tropical ecosystems. The functional approach starts to consolidate in the restoration studies from 2011. The taxonomic diversity was used in 70% and the functional in 20% of the publications analyzed, which 8% opted exclusively for the latter one. The functional diversity is being applied in researches through the use of characteristics and functional groups and how the functional composition changes along the successional trajectory or in different ecosystems. It was verified three gaps in the analyzed studies: quantification of the functional diversity, identification of relevant functional attributes and inclusion of socioeconomic aspects. Despite the insertion of functional component and its increasing use as a new perspective in the restoration studies, the species diversity was predominant in the research. The use of functional approach assists in the identification of key aspects of diversity in a comprehensive and predictive way, becoming more efficient to highlight ecological patterns. In the Ecology of Restoration this is reflected in the need to comprehend and predict the answers of the areas in restoration and understanding of its operation over time becoming a promising approach.

**Keywords:** taxonomic diversity, tropical forest, empirical research, natural regeneration, tropical region, systematic review.

## INTRODUÇÃO

Ações de Restauração Ecológica estão sendo desenvolvidas em diversos ecossistemas ao redor do mundo para minimizar ou reverter processos de degradação ambiental, conservar a biodiversidade e promover serviços ecossistêmicos (Lamb 2018). Para que as ações de restauração de ecossistemas e sua gestão sejam efetivas é importante avaliar qual a extensão da cobertura vegetal, suas perdas, ameaças e oportunidades, ou seja, como os ecossistemas

estão mudando ao longo do tempo em diferentes escalas e os impactos das perturbações, sejam humanas ou naturais, em sua resiliência (Reyer et al. 2015).

Neste sentido, a Avaliação Global de Recursos Florestais (FRA) da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) mostrou que de 1990 até 2015 o desmatamento das florestas diminuiu e o reflorestamento aumentou globalmente, por meio de florestas plantadas nos países mais ricos. Contudo as florestas nativas foram reduzidas a cerca 20% da cobertura florestal mundial, destacando a importância das regiões tropicais e subtropicais que abrigam metade destes remanescentes (Keenan et al. 2015). Dados similares foram encontrados pelo Global Forest Watch (Curtis et al. 2018), sendo que até 2016, 24% da cobertura arbórea mundial era composta por florestas maduras. Por outro lado, quando analisados apenas os *hotspots* mundiais, as florestas maduras estão restritas a cerca de 15% da sua área original (Sloan & Sayer 2015).

Segundo a FRA (2015), nas últimas três décadas, houve uma redução de 6% da cobertura florestal e em 142 países tropicais esta porcentagem foi quase o dobro da mundial (Keenan et al. 2015). Curtis et al. (2018) apontam que de 2000 a 2018 houve uma redução de 9% da cobertura arbórea mundial, incluindo florestas e plantações, sendo que de 2010 a 2018 houve uma perda de 0,63%.

A FRA destaca que o desmatamento ficou restrito aos trópicos, principalmente em países pobres e que nos últimos cinco anos do estudo as maiores perdas de floresta foram: em primeiro lugar na América do Sul, com a maior contribuição do Brasil, em segundo lugar na Ásia, com a Indonésia, e por último na África, com a Nigéria (Keenan et al. 2015). Esta tendência continua, dados semelhantes foram apresentados por Curtis et al. (2018). Uma das ameaças às florestas é a contínua expansão das áreas agrícolas nos países tropicais, principalmente em ambientes mais secos. Estas mudanças no uso da terra são mais intensas na América do Sul e na África Sub-saariana (Laurance et al. 2013, FAO 2016). Diante destas informações fica evidente a permanência atual das florestas tropicais entre os habitats mais ameaçados pelo desmatamento e sua importância entre as áreas prioritárias para ações de conservação e restauração ecológica.

Por outro lado, alguns países tropicais, entre eles Costa Rica, Porto Rico, Índia e Cuba, estão em uma fase de transição florestal (Keenan et al., 2015). Isto significa que estão deixando de desmatar e passando a restaurar seus

ecossistemas numa tendência de expansão florestal maior do que a perda. Estes países, desde a década de 1990, passam por mudanças em relação ao manejo florestal, uso da terra e melhorias nas práticas agrícolas, possibilitando condições para a ocorrência da expansão florestal (Keenan et al. 2015, Sloan & Sayer 2015).

Ainda que ocorra a redução do desmatamento, a área atual de florestas tropicais e a distribuição de habitats de qualidade não é suficiente para a conservação da biodiversidade (Sloan & Sayer 2015). Além disso, grande parte da cobertura florestal nos trópicos, com exceção da América do Sul, é composta por florestas em regeneração (Chazdon 2016). Deste modo, as florestas em regeneração e as áreas com potencial para restauração ecológica estão se tornando componentes cada vez mais importantes para as paisagens multifuncionais nos trópicos, os estoques globais de carbono, a conservação da biodiversidade e a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Chazdon 2016). O desafio é a restauração de paisagens e de florestas, ou seja, a restauração da funcionalidade florestal, entendida como produtos, serviços e processos ecológicos das florestas em um nível mais amplo da paisagem (Troya & Kumar 2014).

O período de 2021-2030 foi declarado pela Assembleia das Nações Unidas como a Década da ONU sobre Restauração de Ecossistemas, tendo como focos principais o enfrentamento das mudanças climáticas e a melhora na disponibilidade de água, segurança alimentar e biodiversidade (United Nations 2019). Neste sentido, a restauração ecológica pode ter vários objetivos como: aumento da área e qualidade de habitat, promoção da conectividade entre fragmentos, proteção da flora e fauna endêmicas, proteção da água, estabilização do solo, sequestro de carbono, fonte alternativa de renda e melhoria na produção agrícola, educação e conscientização (Mansourian e Vallauri 2014).

Diante disso, torna-se relevante compreender trajetórias sucessionais da regeneração florestal, visando manejar e restaurar florestas tropicais, além de poder prever alterações decorrentes das mudanças climáticas (Chazdon 2016). A maioria das pesquisas em ecologia costuma avaliar parâmetros estruturais e de composição de espécies, com menos enfoque nos processos ecológicos e funcionamento dos ecossistemas (Wortley et al 2013). Nesta perspectiva, os estudos ecológicos têm focado na diversidade taxônômica e/ou na riqueza de

espécies, e muitos resultados evidenciam uma relação positiva entre a riqueza de espécies e o funcionamento dos ecossistemas, como resultado do maior número de grupos funcionais em comunidades com maior número de espécies (Tilman et al. 1996, Loreau et al. 2001, Lamb 2018). No entanto, para explicar e prever padrões ecológicos, a diversidade taxonômica não pode ser analisada de forma isolada, pois a composição pode ser tão importante quanto a riqueza, visto que as espécies não são equivalentes em suas funções.

Deste modo, uma abordagem mais específica da dimensão funcional da diversidade é fundamental e determinante para compreender o funcionamento do ecossistema (Laughlin 2014, Freitas & Mantovani 2018, Lamb 2018). A diversidade funcional pode ser considerada como uma variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades (Tilman 2001, Petchey & Gaston 2006). Características importantes para um processo ecológico podem ser compartilhadas por espécies diversas, que formam grupos que utilizam recursos ou se comportam de forma similar sob determinadas circunstâncias ambientais. Estas características compartilhadas, ou grupos funcionais, podem evidenciar padrões ecológicos antes não identificados pelas mudanças na riqueza de espécies (Naeem & Wright 2003, De Paula 2013).

Diante do exposto, surgem alguns questionamentos em relação ao uso da abordagem funcional em estudos de Restauração Ecológica em florestas tropicais: (a) A partir de quando a abordagem funcional é utilizada nos estudos empíricos sobre Restauração Ecológica? (b) Qual o componente da diversidade biológica predomina nos estudos empíricos sobre Restauração Ecológica? e (c) Como a diversidade funcional está sendo utilizada e contribui para as pesquisas no campo da Ecologia da Restauração?

Neste contexto, foi realizada uma revisão sistemática da literatura com foco nas pesquisas empíricas que utilizaram a abordagem teórico-metodológica da Ecologia da Restauração nos trópicos.

## MÉTODOS

Esta pesquisa foi realizada em 2018 e sua primeira etapa foi a identificação das publicações em quatro bases de dados consagradas: a *Web of Science*, *Scopus*, *Scielo* e *Science Direct*, além de um banco de dados pessoal.



Os termos de busca, em inglês, e suas combinações foram divididos em quatro grupos de palavras: (1) “*restoration*” ou “*restored*”, (2) “*ecolog\**”, (3) “*tropic\**” e (4) “*diversit\**” ou “*rich\**” ou “*func\**”. A busca das palavras foi realizada em títulos, palavras-chave e resumos. Por último, utilizou-se os filtros: importância científico-acadêmica, idioma, período e áreas de conhecimento. Desta forma, esta busca foi restrita a artigos de pesquisas publicados e indexados, nos idiomas inglês, espanhol e português, e datados de 1945, data mais antiga disponível na base de dados, a 2018. Além disso, os periódicos restritos às áreas médica e de ambientes aquáticos foram excluídos.

A segunda etapa foi a triagem dos artigos encontrados, sendo que as publicações em duplicata ou que não atendiam aos critérios pré-estabelecidos foram excluídas. Os critérios para inclusão das publicações foram: (1) pesquisas sobre Restauração Ecológica; (2) plantas como objeto de estudo (3); pesquisas empíricas e (4) desenvolvidas em ecossistemas tropicais.

Após a triagem, do total de 1.166 publicações, 316 artigos foram selecionados para a análise (Figura 1), que foi conduzida extraindo os seguintes dados: detalhes da publicação: ano, autores; localização (país onde o estudo foi conduzido); área do conhecimento (fitossociologia e/ou dinâmica vegetal, manejo florestal, ecologia de interações, outras); tipo de ecossistema estudado (floresta, savana, outros); organismos estudados (árvores e arbustos, outras formas de vida vegetal, fauna, fungos); tipo de estudo (observacional, experimental, outros); tipo de Restauração Ecológica (ativa, incluindo os estudos de regeneração natural sob plantio, ou passiva); uso dos componentes da diversidade biológica (diversidade de espécies e diversidade funcional). A mesma característica pode ou não ser funcional, pois seu uso é contexto dependente (Rosado & Mattos 2013). Diante disso, foi considerado o uso da diversidade funcional quando este foi explicitado pelos autores.

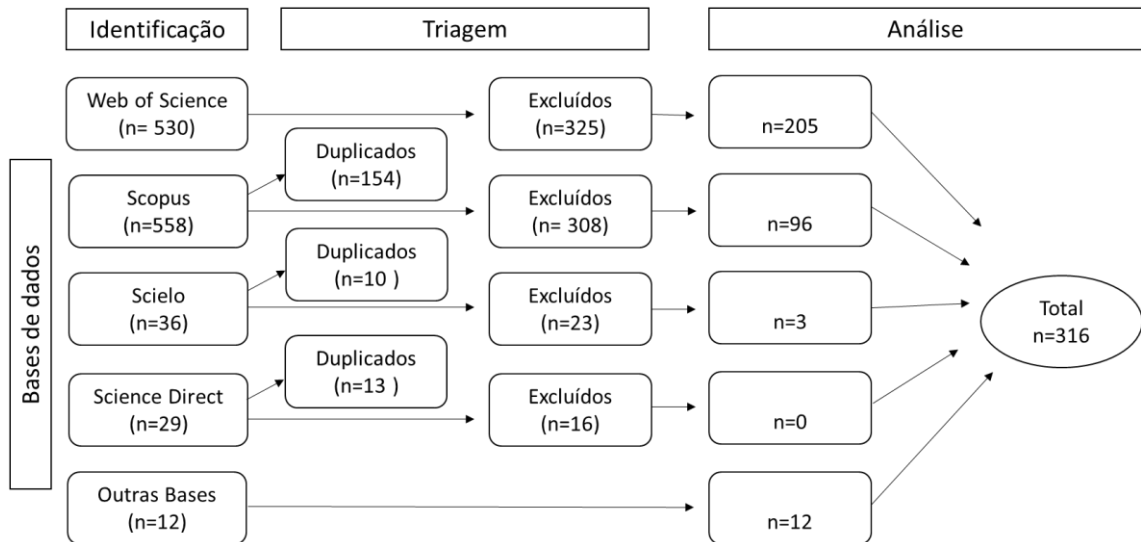


Figura 1. Fluxograma do protocolo de pesquisa e dos artigos incluídos nesta revisão sistemática de literatura sobre estudos empíricos na Restauração Ecológica, Veja no texto os critérios utilizados para as exclusões.

## RESULTADOS

### *Caracterização dos estudos de Restauração Ecológica nos trópicos*

Os estudos empíricos sobre restauração ecológica levantados (n=316) foram desenvolvidos em 40 países, sendo que 68% nas Américas do Norte (n=10), Central (n=41) e do Sul (n=174) (Figura 2a). Apenas seis países contribuíram com quase 70% das publicações sobre Restauração Ecológica na região tropical, com destaque para o Brasil com 33% dos estudos (n=105), seguido do México (12%), Costa Rica (8%), Austrália (6%), China (5%) e Havai (3%). Os outros países tiveram menos de 10 estudos cada (Figura 2b).

Durante os primeiros cinquenta anos avaliados (1945-1994) não foram encontrados registros sobre estudos empíricos em Restauração Ecológica nas bases de dados utilizadas, não que estudos relacionados não estivessem ocorrendo, mas não levavam esta denominação. As primeiras publicações identificadas são de 1995 (Parrota 1995; Zuoyue & Zhuhao 1995) e até 2009, foram encontradas no máximo oito publicações por ano (Figura 3). Do ano de 1995 até 2005 predominaram estudos de regeneração natural em plantio de espécies exóticas em monocultivos ou em pastos abandonados, muitos deles da área de manejo florestal (Keenan et al. 1997, Saha 2001, Penuela & Drew 2004).

Quase metade das publicações analisadas abordam estudos fitossociológicos e/ou da dinâmica da vegetação (49% das publicações), seguidas

de pesquisas sobre manejo florestal (12%), ecologia de interações (8%), ecologia funcional (7%) e etnoecologia (4%) (Figura 4). Os aspectos sociais e/ou econômicos foram abordados em 29 estudos (9% do total), dos quais metade são de etnoecologia.

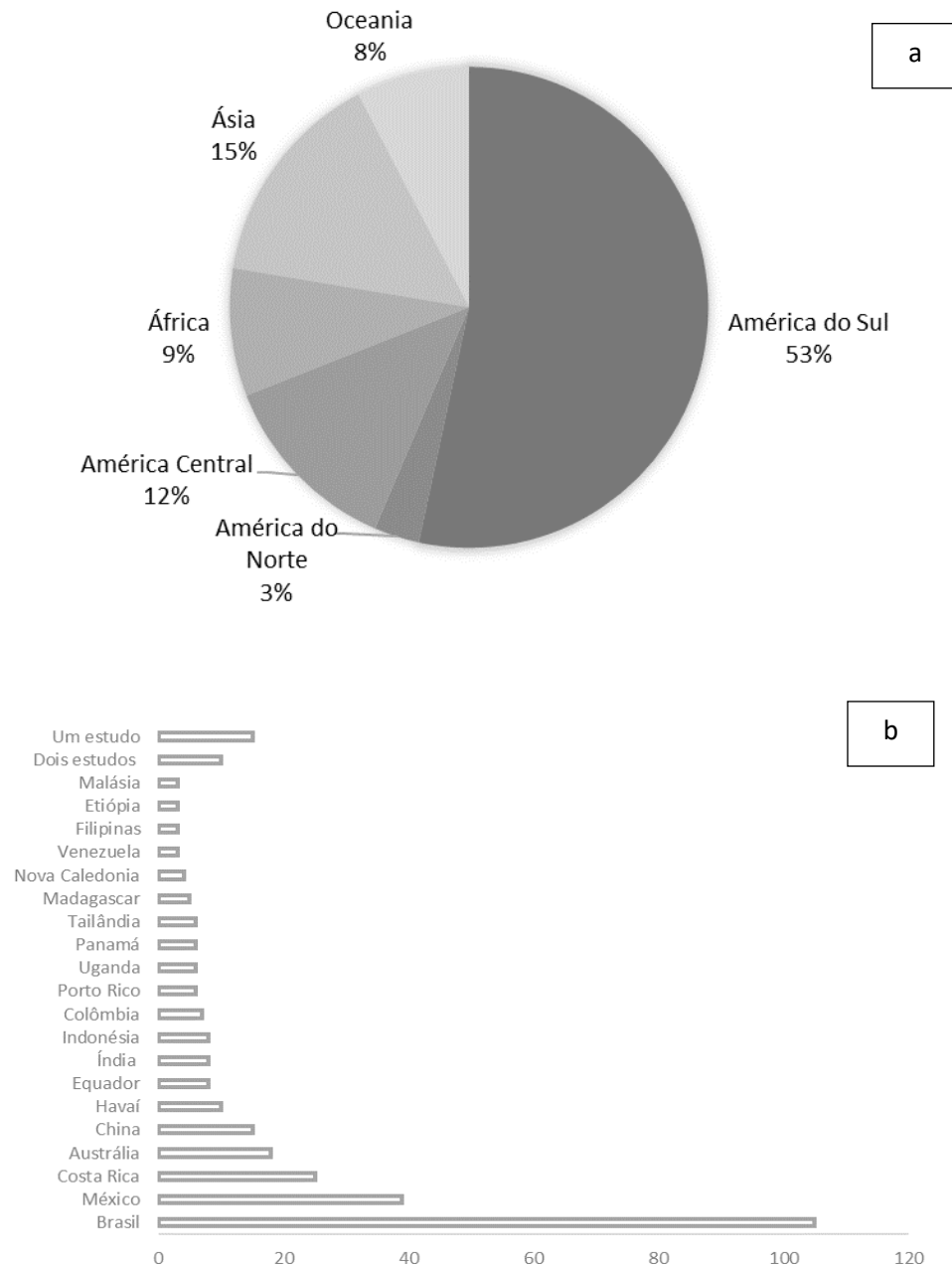


Figura 2. Distribuição geográfica das publicações, por continente (2a) e por país (2b), no período de 1945 até 2018, identificadas em revisão sistemática de literatura sobre estudos empíricos na Restauração Ecológica.



Figura 3. Número de publicações identificadas no período de 1945 até 2018 em revisão sistemática de literatura sobre estudos empíricos na Restauração Ecológica,

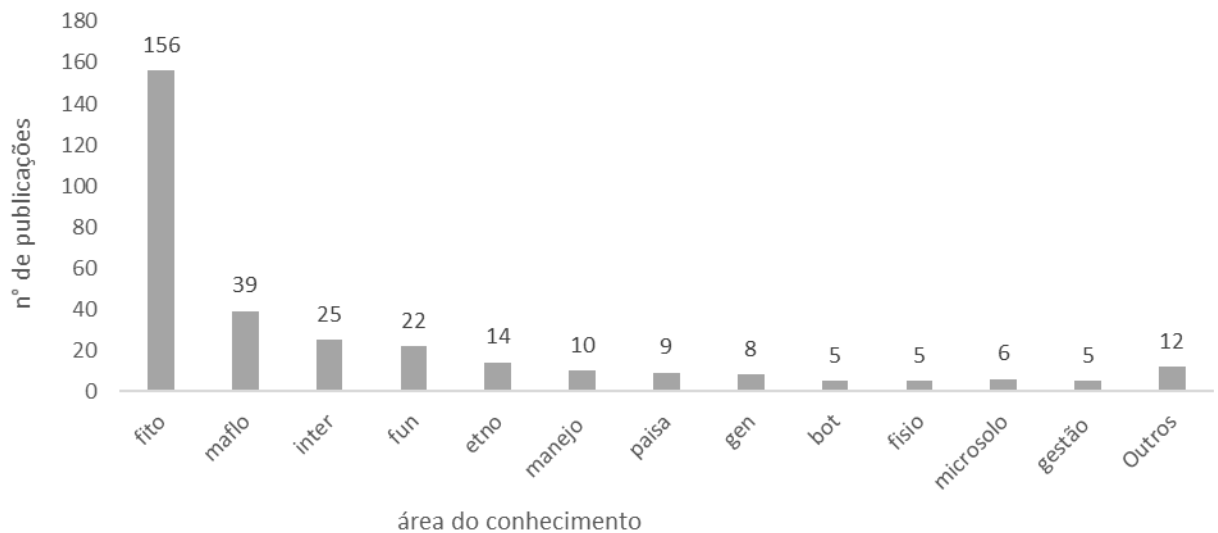


Figura 4. Número de publicações identificadas por área de conhecimento, no período de 1945 até 2018, na revisão sistemática de literatura sobre estudos empíricos em Restauração Ecológica. Legenda: fito= fitossociologia/dinâmica, manejo= manejo de ecossistemas, inter=ecologia de interações, fun=ecologia funcional, etno=etnoecologia, paisa=ecologia da paisagem, gen=genética, bot=botânica, fisio=fisiologia vegetal, microsolo=microbiologia do solo, gestão=gestão ambiental e políticas públicas e outras= biogeoquímica, restauração de minas, solo, conservação, agroecologia e engenharia.

As florestas foram os ecossistemas mais estudados, somando 88%, as savanas e os campos com 10% cada e o restante (restinga, dunas e mangues) somaram 4%, sendo que alguns desses estudos analisaram mais de um tipo de ecossistema. Apenas 11 estudos foram desenvolvidos na Amazônia brasileira. Como forma de comparação com outros biomas brasileiros, o Cerrado (n=10) e a

Caatinga (n=2) também tiveram baixa representatividade nos estudos, enquanto que 25% do total de publicações (n=79) foram estudos no bioma da Mata Atlântica.

Houve um predomínio de investigações sobre as árvores e arbustos em relação às outras formas de vida de plantas, totalizando 93% dos estudos. Destes, mais da metade (56%) as estudaram exclusivamente. Os estudos observacionais somaram 50%, os experimentais 45%, as entrevistas 4% e outros tipos 20% (modelagem, análise de imagens, etc.) (Figura 5a).

Em relação ao tipo de Restauração Ecológica, 59% do total de artigos analisados (n=234) abordaram a regeneração ativa, quando há algum tipo de intervenção humana, comparando diferentes estratégias de restauração (Figura 5b). Destes, 160 (68%) estudaram plantios de mudas em área total. A partir de 2010, as publicações analisadas começam a diversificar, ainda que de forma limitada, os métodos de restauração ativa, sendo que 96 dos 234 (41%) artigos sobre restauração ativa investigaram outras estratégias além do plantio de mudas em área total (Tabela 2). Em 15% das pesquisas foi realizada a comparação entre a restauração ativa e a passiva (Figura 5b).

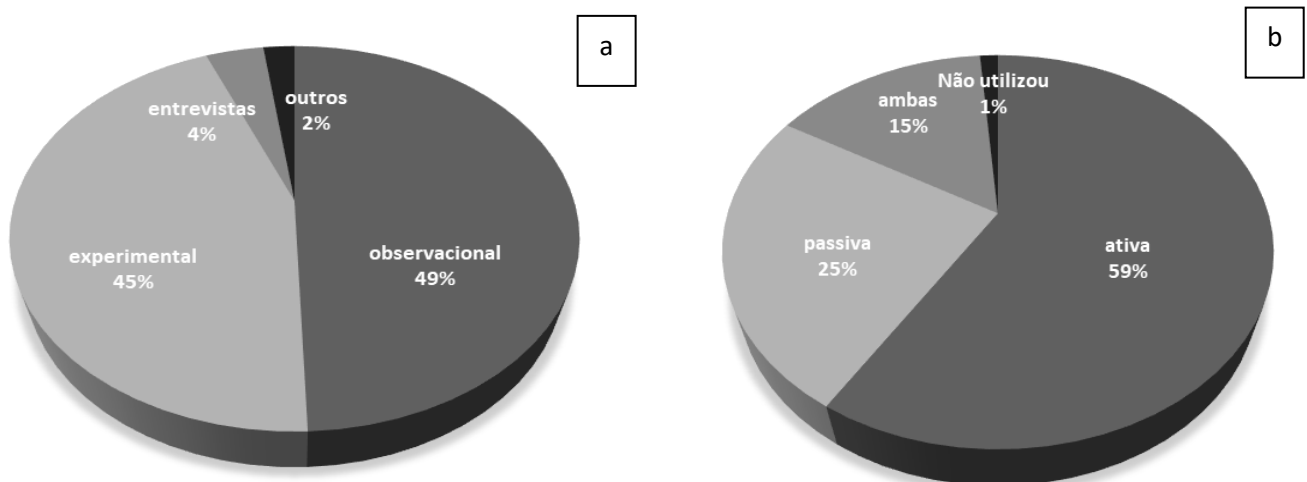


Figura 5. Porcentagem do tipo de estudo (observacional, experimental, entrevistas ou outros) (5a) e do tipo de Restauração Ecológica (ativa, passiva, ambas ou não utilizou nenhuma das duas) (5b) nas publicações identificadas, no período de 1945 até 2018, em revisão sistemática de literatura sobre estudos empíricos na Restauração Ecológica.

Tabela 2. Métodos de Restauração Ecológica, além do plantio de mudas em área total, abordados nas publicações identificadas, no período de 1945 até 2018, em revisão sistemática de literatura sobre estudos empíricos na Restauração Ecológica.

<b>Métodos</b>	<b>Algumas Publicações</b>	<b>Frequência relativa (%)</b>	
Plantio	enriquecimento com mudas	Asanok et al. 2013, Macfarlane et al. 2015	6
	nucleação com mudas	Zahawi et al. 2013, Holl et al. 2017	5
	mudas em bordas de fragmentos	Sonter et al. 2011	0,5
	mudas e sementes em sistemas agroflorestais	Soares et al. 2013, Altivo et al. 2017	6
	transplante de plântulas	Dendy et al. 2015, Toledo et al. 2017	0,8
	semeadura direta	Silva & Vieira 2017 Souza & Engel 2018	4,5
inserção de outras formas de vida	transplante de bromélias	Barrancos et al. 2016	0,8
	transposição <i>topsoil</i>	Pilon et al. 2018	1,7
	transposição de banco de sementes	Rodrigues et al. 2010, Bertacchi et al. 2016	0,5
	transposição de serapilheira	Rodrigues et al. 2010, Dias et al. 2012	0,5
Manejo	desbaste seletivo	Gallegos et al. 2016, Kaiser-Bunbury et al. 2017	7
	uso de micorrizas	Fajardo et al. 2015 Demenois et al. 2018	1,7
	Fertilização	Velayoudon et al. 2014, Dendy et al. 2015	3,5
atração de fauna	poleiros artificiais	Zwiener et al. 2014, Almeida et al. 2016	1,3
	uso de frutas	Preciado-Benítez et al. 2015	0,5

### *Componentes da diversidade biológica na restauração*

Do total de publicações analisadas (n=316), a diversidade taxonômica foi utilizada em quase 70% (n= 217) e a diversidade funcional em 20% (n= 65), média de 3 publicações por ano, sendo que 12% (n= 39) optaram pela análise de ambas, ou seja apenas 8% (n=26) usou exclusivamente a diversidade funcional.

Em 23% (n= 73) dos estudos não foram utilizadas análise da diversidade, seja taxonômica ou funcional. Nesta revisão sistemática de literatura sobre pesquisas empíricas, o uso da abordagem funcional em Restauração Ecológica teve o primeiro registro em 2004, se mostrando como uma abordagem mais recente no campo da Restauração Ecológica, mas somente a partir de 2011 a diversidade funcional passa a se consolidar neste tipo de estudo (Figura 6).

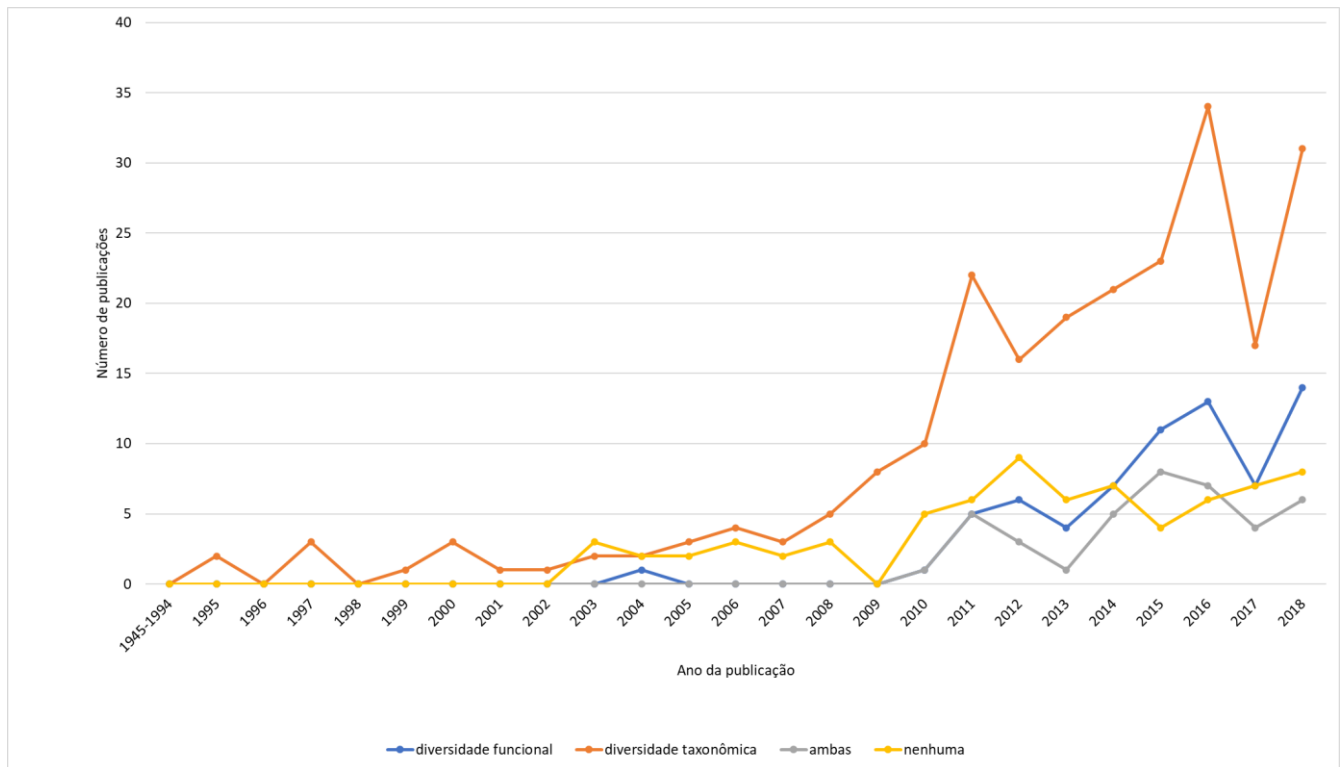


Figura 6. Número de publicações por ano, de acordo com os componentes da diversidade biológica utilizados, identificadas, no período de 1945 até 2018, em revisão sistemática de literatura sobre estudos empíricos na Restauração Ecológica.

Dos estudos que optaram por ambas as abordagens da diversidade (n=39), a maioria (75%) utilizou a classificação das espécies em grupos funcionais e como a composição funcional e de espécies muda ao longo da trajetória sucessional ou em diferentes ecossistemas. Em 20 publicações (51%), as duas abordagens são utilizadas de forma complementar para aprofundar a compreensão da comunidade estudada, ou seja, qual a identidade das espécies e suas funções no ecossistema. Por outro lado, em 12 das publicações (31%), as diversidades taxonômica e funcional são correlacionadas entre si, sendo que em alguns estudos a riqueza de espécies foi boa preditora da diversidade funcional (Liu et al. 2011, Lohbeck et al. 2012, , Warring et al. 2016), enquanto que em

outros as diversidades responderam de forma diferente ao tratamento investigado (Hector et al. 2011, Katovai et al. 2012, Longworth & Williamson 2018, Montoya-pfeiffer et al. 2018).

Entre as publicações que utilizaram apenas a abordagem da diversidade funcional (n= 26), 39% (n=10) têm debatido como utilizar os atributos na elaboração de modelos de restauração, a partir de duas questões principais: 1) as características funcionais podem ser utilizadas como proxy para prever o desempenho da planta em plantios de restauração? 2) as características funcionais elucidam mecanismos que explicam a diferença de desempenho entre espécies? Para isso, foram utilizados estudos experimentais, focados no uso de grupos funcionais e na seleção de atributos das espécies para testar seu desempenho. Alguns atributos foram apontados como bons preditores: densidade da madeira, tamanho da semente, massa da semente, tamanho da copa, ser leguminosa, distância filogenética, entre outras (Martinez-garza et al. 2013, Schweizer et al. 2013, Guzman-Luna & Martinez-Garza 2016, Charles et al. 2017).

De modo geral a diversidade funcional está sendo avaliada nas pesquisas de Restauração Ecológica por meio do uso de características e grupos funcionais, principalmente com uso de dados disponíveis na literatura (Tabela 3), o que não demanda esforço de campo e recursos financeiros adicionais.

Os caracteres funcionais mais utilizados foram: síndromes de dispersão (61% das publicações), características das sementes (42%), formas de vida (39%), características das folhas (38%) e síndrome de sucessão (35%). As características escolhidas estão associadas à capacidade competitiva, alocação de recursos, habilidade de reprodução, dispersão e estratégia sucessional (Cornelissen et al. 2003), ou seja, à performance da planta.

Os estudos que utilizaram a abordagem funcional podem ser sistematizados em três tipos:

(1) Avaliação, monitoramento e compreensão, no tempo e espaço, da trajetória e composição funcional da comunidade vegetal em processo de restauração, seja ativa ou passiva, comparando com áreas de referência e/ou cronosequências. Para isso as características funcionais utilizadas foram: síndrome de dispersão, síndrome sucessional, síndrome de polinização, formas de vida (grupos específicos como as epífitas), origem das espécies, características das flores,



sementes, frutos e mudas (principalmente relacionadas à dispersão e ao estabelecimento), forma de crescimento, características foliares, densidade da madeira, relações filogenéticas, funções ecológicas e econômicas das plantas.

(2) Avaliação e monitoramento do desempenho de mudas e plântulas, utilizando características: arquitetônicas das árvores, características foliares e taxa de crescimento.

(3) Seleção de espécies para experimentos de plantio em campo, casa de vegetação ou enriquecimento em áreas em restauração. Para isso, foram utilizadas características foliares, arquitetura das árvores, preferência de habitat na floresta, tipo de crescimento da planta, relações filogenéticas e características das flores.

Em relação às métricas para diversidade funcional, a primeira publicação levantada que utilizou alguma medida de diversidade funcional foi em 2011, e apenas nove (3%) publicações aplicaram algum parâmetro como riqueza, dispersão, equidade, dissimilaridade, redundância ou índices de diversidade funcional (Katovai et al. 2012, Warring et al. 2016, Kaiser-bunbury et al. 2017).

Tabela 3. Atributos funcionais utilizados e suas respectivas frequências relativas (n=65) nas publicações identificadas, no período de 1945 até 2018, em revisão sistemática de literatura sobre estudos empíricos na Restauração Ecológica.

<b>Atributo funcional</b>	<b>Frequência relativa (%)</b>
Síndrome	• dispersão 61
	• sucessão 35
	• polinização 19
Forma de vida	• árvore, arbusto, epífita, liana, herbáceas 39
Origem	• nativa ou exótica 13
Reprodutiva	• semente: tamanho, peso, forma, sementes por fruto 42
	• fruto: cor tamanho, peso, tipo, tamanho dos frugívoros 9
	• flor 3
Habitat	• tolerância a sombra, demandante de luz ou generalista 32
	• espécie de copa ou sub-bosque
	• diferentes estratos
Crescimento	• lento, intermediário e rápido 29

	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ciclo de vida anual</li> <li>• fenologia de crescimento</li> <li>• altura, diâmetro e biomassa</li> </ul>	
Arquitetônica da árvore	<ul style="list-style-type: none"> <li>• copa: área, comprimento, forma</li> <li>• altura da inserção do primeiro galho</li> <li>• altura máxima</li> </ul>	25
Ecofisiológica	<ul style="list-style-type: none"> <li>• foliares: área específica, exibição, tenacidade de espessura, conteúdo de nutrientes, deciduidade</li> </ul>	38
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• densidade e gravidade específica da madeira</li> </ul>	29
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lenhosa ou não</li> </ul>	3
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• parâmetros fotossintéticos e de uso da água</li> </ul>	13
Plântula	<ul style="list-style-type: none"> <li>• anatomia eofilar e cotiledonar</li> </ul>	3
Sistema radicular	<ul style="list-style-type: none"> <li>• xilopódios</li> <li>• massa radicular</li> <li>• capacidade de rebrota</li> </ul>	13
Filogenia	<ul style="list-style-type: none"> <li>• distância evolutiva</li> </ul>	13
Uso	<ul style="list-style-type: none"> <li>• econômico, ecológico ou ambos</li> </ul>	9

## DISCUSSÃO

### *Caracterização dos estudos de Restauração Ecológica nos trópicos*

A análise temporal das publicações refletiu os referenciais teórico-metodológicos e suas mudanças ao longo do tempo no campo da Ecologia da Restauração. Como era esperado, durante os primeiros cinquenta anos não foram encontrados registros sobre estudos empíricos em Restauração Ecológica nas bases de dados utilizadas, já que o termo começa a ser mais utilizado a partir da década de 1990. A ausência de pesquisas empíricas sobre Restauração Ecológica até a década de 1990 pode ser explicada devido ao fato de que até a década de 1980 os estudos e ações em áreas de recuperação estavam restritos a técnicas agrônomicas e silviculturais e a ecologia quase não fazia parte deste campo de pesquisa (Belloto et al. 2009).

Antes da década de 1980, a restauração de áreas degradadas era focada no plantio de espécies perenes, visando à recuperação da cobertura florestal e/ou à proteção de recursos hídricos e edáficos (Belloto et al. 2009). Não havia

preocupação com critérios ecológicos para a escolha das espécies, assim muitos monocultivos de espécies exóticas foram implantados com o fim de reflorestar áreas degradadas (Keenan et al. 1997, Saha 2001).

Na década de 1990, com a consolidação da Ecologia de Florestas e da Ecologia da Restauração, os estudos de restauração começaram a incluir paradigmas e conceitos da ecologia, principalmente relacionados à dinâmica de clareiras e sucessão ecológica (Brancalion et al. 2009). Esta tendência foi verificada nas publicações aqui analisadas, sendo que de 1995 até 2001 quase todas utilizaram a classificação de grupos sucessionais em seus estudos.

Embora o conceito de Restauração Ecológica inclua as dimensões sociais, econômicas e culturais, conforme preconizam os princípios estabelecidos pela Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (McDonald et al 2016), os estudos empíricos aqui analisados se restringiram às questões ecológicas ou silviculturais. Esta carência de aspectos socioeconômicos, já apontada por diversos autores (Engel & Parrotta 2008, Wortley et al. 2013), reflete o que acontece nas práticas de restauração, a ausência de envolvimento dos diversos atores locais (Stanturf et al, 2014).

Neste sentido Garcia et al. (2015) destacaram que as ações de restauração ecológica devem garantir também funções adicionais, além das relacionadas a riqueza de espécies. Assim, destacaram que em ecossistemas com grande presença humana deve-se priorizar critérios ecológicos, sociais e técnicos para a seleção de espécies e que o planejamento da restauração deve incluir estes conjuntos de características funcionais.

Em revisão de literatura sobre Restauração Ecológica em ambientes terrestres com abrangência mundial na base de dados *Web of Science*, Wortley et al. (2013) encontraram poucos registros para América do Sul (n=12) e África (n=9), o que correspondeu a 4% e 3% do total de publicações amostradas até 2012, respectivamente. Na pesquisa aqui realizada, que abrangeu além da *Web of Science* outras três importantes bases (Scopus, Scielo e Science Direct), foram encontradas 174 publicações para América do Sul e 28 para a África para o mesmo período (até 2012). Por outro lado, para as outras regiões como América do Norte, Ásia, Europa e Oceania, que incluem grandes áreas fora da região tropical, Wortley et al. (2013) registraram um número superior de estudos.

Esta diferença pode estar relacionada às palavras-chaves utilizadas nas pesquisas, mas principalmente pela inclusão das outras bases de dados, sobretudo *Scielo* e *Science Direct*. No processo de exclusão artigos duplicados nas diferentes bases de dados (Figura 1), verificou-se que *Scielo* e *Science Direct* possuíam muitas publicações em comum, assim como a Web of Science e Scopus, ou seja, estes dois grupos se mostraram complementares. Além disso, *Scielo* e *Science Direct* abrangem estudos mais locais e regionais e em outros idiomas, como português e espanhol, facilitando a publicação de pesquisas realizadas na América do Sul e África. Os estudos em níveis local e regional são de extrema relevância (Mansourian & Vallauri 2014), pois muitos ecossistemas ao redor do mundo ainda são pouco conhecidos.

O destaque do Brasil, com 105 estudos (33% do total de publicações), em relação à produção de conhecimento empírico no campo da Ecologia da Restauração nos trópicos pode ser atribuído às dimensões continentais, à localização do país, praticamente todo território brasileiro inserido nesta região, e à ocorrência de bons grupos de pesquisa na área. Vale ressaltar também o número de estudos realizados no Bioma da Mata Atlântica (25% do total de publicações no Brasil), um dos cinco *hotspots* mais ameaçados mundialmente, com suas florestas cobrindo aproximadamente 12% do território original (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2017). Por outro lado, o número de trabalhos empíricos em Restauração Ecológica na Amazônia foi baixo, apontando que o foco das pesquisas neste ecossistema, por enquanto, pode ser outro.

Esta predominância dos estudos na Mata Atlântica é resultado da concentração das universidades e institutos de pesquisa no sudeste brasileiro, que tem todo seu território ocupado pelo Bioma da Mata Atlântica, e também da menor disponibilidade de recursos para o desenvolvimento e publicação de estudos na Amazônia e demais biomas brasileiros.

O predomínio do plantio de mudas em área total como estratégia de restauração ativa está relacionado ao fato de que permite maior previsibilidade da trajetória da área restaurada para alcançar o modelo estabelecido. Esta ideia faz parte do chamado “Paradigma Clássico da Ecologia”, baseado na sucessão determinística e unidirecional, que visa reproduzir modelos de florestas maduras em estrutura e composição, sendo a diversidade de espécies um dos focos principais (Branca et al. 2009, Christensen Jr 2014). Além disso, este

resultado pode ser um viés editorial, ou seja, determinados métodos se sobrepõem em relação a outros nas publicações, mas isso não significa que outros métodos não estavam sendo utilizados e investigados.

A diversificação das técnicas de restauração, a partir de 2010, aponta para uma mudança de paradigma que considera o ecossistema como um sistema aberto e sujeito a eventos estocásticos. Este “Paradigma Contemporâneo da Ecologia” abandona a ideia de modelo de floresta para focar nos processos ecológicos que irão dar sustentabilidade ao ecossistema. Nesta perspectiva as trajetórias são multidirecionais e a diversidade de espécies passa a ter um papel secundário, como uma consequência da trajetória daquele ambiente (Brancaion et al. 2009, Christensen Jr 2014).

#### *Componentes da diversidade biológica na restauração*

Esta mudança de paradigma na Ecologia da Restauração também se refletiu no uso do componente funcional da diversidade que, a partir de 2011, passa a se consolidar nos estudos empíricos. Nas últimas décadas, os estudos em ecologia estão associando cada vez mais características funcionais das espécies ou organismos para compreender a dinâmica das comunidades e as respostas dos ecossistemas às mudanças ambientais (Asanok et al. 2013, Rosado & Mattos 2013, Laughli 2014, Hector et al. 2011, Warring et al. 2016, Freitas & Mantovani 2018, Montoya-pfeiffer et al. 2018).

Desde a década de 1960, diversos autores, apresentaram propostas de classificação das espécies em grupos funcionais, relacionados principalmente ao processo de sucessão ecológica (Budowski 1965, Brokaw 1985, Swaine & Whitmore 1988). Porém é mais recentemente (Diaz & Cabido 2001, Petchey & Gaston, 2002, 2006, Cornelissen et al. 2003, Ricotta 2005), que o debate teórico e as propostas sobre a utilização da abordagem funcional passam a ter um maior alcance nos estudos em Ecologia e Ecologia da Restauração.

O uso da diversidade funcional em Restauração Ecológica é mais recente quando comparado aos estudos sobre ecologia. Freitas e Mantovani (2018) encontraram a primeira publicação utilizando a abordagem funcional em 1995, enquanto que os trabalhos de conservação com esta abordagem foram identificados a partir de 1998. O aumento do número de trabalhos com a abordagem da diversidade funcional em conservação passa a crescer apenas a

partir de 2012 (Freitas & Mantovani 2018), resultado semelhante ao encontrado na presente revisão.

Neste sentido, Perring et al (2015) afirmaram que algumas teorias e conceitos ecológicos já foram incorporados à prática da restauração, como: sucessão e conceito de nicho. Outros, como a facilitação, diversidade genética, biogeografia de ilhas e teoria BEF (Biodiversity Ecosystem Function), estão sendo incorporados à prática, esta última por meio da restauração funcional. E aqueles conceitos que a incorporação ainda será realizada, como de resiliência, que pode ser colocado em prática utilizando-se a diversidade funcional, ações em larga escala e valorização de aspectos socioeconômicos.

Apesar da inserção do componente funcional como uma nova perspectiva nos estudos de restauração, a abordagem da diversidade taxonômica foi mais comum entre os estudos, sugerindo que este atributo é considerado fundamental para o sucesso da restauração, conforme também observado por Wortley et al. (2013). Desta forma, a abordagem funcional surge nos estudos com um caráter complementar.

Segundo Lohbecket et al. (2012), a diversidade funcional nos estudos de restauração está tendo mais atenção em seus aspectos teóricos enquanto que estudos empíricos aprofundados ainda são mais restritos, o que era esperado por ser uma abordagem mais recente. Uma explicação é que por ser uma nova perspectiva de investigação, a diversidade funcional entra em disputa com as formas mais tradicionais de análise da diversidade em ecologia e, por isso, passa por um período de discussões e aprofundamentos teóricos antes de se consolidar nos estudos por meio de investigações empíricas mais aprofundadas. Os resultados encontrados na presente revisão de literatura sobre estudos empíricos também seguiram esta tendência, já que muitos autores optaram pelo uso de ambas as abordagens, sugerindo uma preferência por um território mais seguro diante de uma abordagem nova e/ou também com o objetivo de compará-las.

Os estudos com foco apenas na identificação de espécies para restauração são limitados para um pool de espécies locais, o que dificulta a interpretação e aplicação em outros contextos. Além disso, muitos autores reconhecem que numa escala local, a diversidade funcional é mais importante do que a diversidade taxonômica, porque pode ser boa indicadora da dinâmica, estabilidade e produtividade do ecossistema (Hector et al. 2011, Lohbeck et al.

2012, Sonter et al. 2011, Ammond et al. 2013,). Neste sentido, a abordagem funcional é mais flexível, transferível e generalizável ao longo de ecossistemas e táxons (Ostertag et al. 2015) e relevante em ambientes tropicais, onde a riqueza de espécies é grande (Garcia et al. 2015).

A abordagem da funcionalidade ecossistêmica baseada em características (*trait-based approach*) implica na escolha de atributos funcionais adequados ao processo ecológico de interesse na investigação (Lohbeck et al. 2012, Rosado & Mattos 2013) ou aos objetivos locais, no caso do planejamento de uma ação de restauração (Ostertag et al. 2015). Assim, a escolha das características funcionais, ou dos grupos funcionais, influencia diretamente na diversidade funcional, impactando os estudos de biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas.

Na Restauração Ecológica as características de interesse estão relacionadas principalmente ao desenvolvimento da planta e aos processos ecossistêmicos (Lohbeck et al. 2012). Porém as pesquisas sobre Restauração Ecológica podem abranger outras funções para além das ecológicas, relacionadas aos aspectos econômicos, sociais, culturais, políticos e técnicos, pois em determinados contextos estas características podem interferir diretamente no funcionamento do ecossistema. Esta importância é ainda maior nos países em desenvolvimento, grande maioria localizada em regiões tropicais, pois a questão econômica pode ser um dos principais impeditivos para a realização de ações de restauração, devido aos elevados custos dos projetos e a falta de retorno econômico (Knoke et al. 2014, Ostertag et al. 2015, Preece et al. 2017, Ramírez-soto et al. 2018).

A lacuna existente em relação a quantificação da diversidade funcional nos estudos de ecologia e conservação, já apontada por Naeem e Wright (2003) e Freitas e Mantovani (2017), também foi observada nos estudos empíricos sobre Restauração Ecológica aqui analisados, nos quais o componente funcional foi abordado principalmente por meio do uso das características funcionais para classificar as espécies ou organismos. Neste sentido diversos estudos apontam a importância da quantificação da diversidade funcional, pois a análise da diversidade funcional e da redundância funcional, refletem a recuperação e resiliência do ecossistema (Bu et al. 2014, Garcia et al. 2015).

As espécies que se sucedem no processo de regeneração natural têm sua dinâmica explicada pela funcionalidade, base para sua seleção ao longo da trajetória sucessional. Neste sentido, a partir de um estudo sobre restauração passiva na China, Bu et al. (2014) sugerem que os estágios iniciais e mais avançados da sucessão, resultado de filtros ambientais, são as fases de maior redundância funcional. Enquanto no estágio intermediário, aparecem espécies com estratégias funcionais complementares e a diversidade funcional aumenta e, por isso, espera-se baixa redundância funcional nesta fase da sucessão ecológica. Quando há perda de espécies, mas não da riqueza funcional, se perde redundância funcional, mas não características funcionais. Desta forma, a riqueza funcional, assim como a riqueza de espécies, não deve ser usada isoladamente, mas combinada com outras medidas, como as de redundância ou dispersão funcional. Assim, a análise da recuperação da diversidade funcional e também da redundância funcional é crucial nos estudos de restauração, pois quanto maior a redundância maior a capacidade do sistema resistir às perturbações ou exclusão de espécies adicionais (Garcia et al. 2015).

Com este estudo foi possível evidenciar a importância da inclusão de diversas bases de dados em revisões sistemáticas da literatura, com distintos vieses editoriais, principalmente no que tange aos locais de pesquisa, os níveis de abrangência das pesquisas (local, regional, global) e os métodos de estudo e ações em restauração ecológica, possibilitando a diversidade necessária para a compreensão dos processos de restauração nos mais distintos ecossistemas e contextos. Sabe-se que muitos estudos realizados não apareceram nas buscas aqui realizadas, um dos motivos podem ser as palavras-chave aqui selecionadas, mas também porque realmente não foram publicados. Por isso, destaca-se a importância da publicação dos estudos em periódicos de qualidade e indexados e, ao mesmo, tempo a dificuldade que muitos pesquisadores têm para publicar seus estudos em boas revistas, diante da realidade econômica de países, como o Brasil, carentes de recursos para tradução de seus artigos e para as taxas de publicação.

Outro ponto relevante foi que apesar da inserção do componente funcional como uma nova perspectiva nos estudos empíricos de restauração, a diversidade taxonômica foi predominante nas pesquisas de Restauração Ecológica nos trópicos. A tendência observada é o uso da abordagem funcional



de forma complementar e também comparativa em relação à diversidade taxonômica, estratégia importante para o entendimento de como as diversidades se comportam nos processos de restauração ecológica, até o momento em que a dimensão funcional esteja mais consolidada na Ecologia da Restauração. Vale salientar que o uso da abordagem funcional permite entender como as espécies contribuem para o funcionamento do ecossistema, pois auxilia na identificação de aspectos chave da diversidade de forma abrangente e preditiva, tornando-se mais eficiente na generalização para evidenciar padrões ecológicos. Na Ecologia da Restauração isto se reflete na necessidade de compreender e prever as respostas das áreas em restauração, seja passiva ou ativa, e o entendimento do seu funcionamento ao longo do tempo, tornando-se uma abordagem promissora para o campo da Ecologia da Restauração.

### LITERATURA CITADA

- Almeida A, Marques MCM, Ceccon-Valente MF, Vicente-Silva J MS (2016) Limited effectiveness of artificial bird perches for the establishment of seedlings and the restoration of Brazil's Atlantic Forest. *Journal for Nature Conservation* 34:24–32.
- Altivo FDS, Rodrigues FCMP (2017) Funcionalidade ecológica da restauração de áreas degradadas no bioma Mata Atlântica, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)* 17–31 .
- Ammond SA, Litton CM, Ellsworth LM, Leary JK (2013) Restoration of native plant communities in a Hawaiian dry lowland ecosystem dominated by the invasive grass *Megathyrsus maximus*. *Applied Vegetation Science* 16:29–39.
- Asanok L, Marod D, Duengkae P, Pranmongkol U, Kurokawa H, Aiba M, Katabuchi M, Nakashizuka T (2013) Relationships between functional traits and the ability of forest tree species to reestablish in secondary forest and enrichment plantations in the uplands of northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 296:9–23.
- Barrancos EPF, Reid JL, Aronson J (2016) Tank bromeliad transplants as an enrichment strategy in southern Costa Rica. *Restoration Ecology* 25:569–576.
- Bellotto A, Gandolfi S, Rodrigues RR (2009) Fase 1: restauração fundamentada no plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha e combinação

- das espécies. In: Rodrigues RR, Brancalion PHS, Isernhagen I (Org.). Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica: 11-13.
- Bertacchi MIF, Amazonas NT, Brancalion PHS, Brondani GE, de Oliveira ACS, de Pascoa MAR, Rodrigues RR (2016) Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: Natural regeneration and enrichment plantings. *Restoration Ecology* 24:100–108 .
- Brancalion PHS, Isernhagen I, Gandolfi S, (2009) Fase 2: plantio de árvores nativas brasileiras fundamentada na sucessão florestal. In: Rodrigues RR, Brancalion PHS, Isernhagen I (Org.). Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica:14-23.
- Brokaw NVL (1985) Tree falls regrowth and community structure in tropical forests. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, N. York: 53-69.
- Bu W, Zang R, Ding Y (2014) Functional diversity increases with species diversity along successional gradient in a secondary tropical lowland rainforest. *Tropical Ecology* 55:393–401.
- Budowski G (1965) Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. *Turrialba*, 15 (1): 40-42.
- CDB- Convenio sobre la Diversidad Biologica (2011) Informe de la décima reunión de la conferencia de las partes en el convenio sobre la diversidad biologica, Nagoya, Japan, 384p. Disponível em: <http://www.cdb.int/>
- Charles LS, Dwyer JM, Smith TJ, Connors S, Marschner P, Mayfield MM (2017) Species wood density and the location of planted seedlings stage seedling survival during tropical forest restoration. *Journal of Applied Ecology* 55:1–10.
- Chazdon, RL (2016) *Renascimento de Florestas. Regeneração na Era do Desmatamento*. São Paulo: Oficina de textos. 432p.
- Cornelissen JHC, Lavorel S, Garnier E, Díaz S, Buchmann N, Gurvich DE, Reich PB, Ter Steege H, Morgan HD, Van Der Heijden MGA, Pausas JG, Poorter H (2003) A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335–380.
- Christensen Jr NL (2014) An historical perspective on forest succession and its relevance to ecosystem restoration and conservation practice in North

- America. *Forest Ecology and Management* 330: 312–322.
- Curtis PG, Slay CM, Harris NL, Tyukavina A, Hansen MC (2018) Classifying drivers of global forest loss. *Science* 361:1108–1111.
- De Paula GAR (2013) Perspectiva histórica e estudo de conceitos em ecologia funcional. *Oecologia Australis* 17 (3): 331-346.
- Demenois J, Carriconde F, Bonaventure P, Maeght JL, Stokes A, Rey F (2018) Impact of plant root functional traits and associated mycorrhizas on the aggregate stability of a tropical Ferralsol. *Geoderma* 312:6–16.
- Dendy J, Cordell S, Giardina CP, Hwang B, Polloi E, Rengulbai K (2015) The role of remnant forest patches for habitat restoration in degraded areas of Palau. *Restoration Ecology* 23:872–881.
- Dias ATC, Bozelli RL, Darigo RM, Esteves F de A, dos Santos HF, Figueiredo-Barros MP, Nunes MFQS, Roland F, Zamith LR, Scarano FR (2012) Rehabilitation of a bauxite tailing substrate in central amazonia: The effect of litter and seed addition on flood-prone forest restoration. *Restoration Ecology* 20:483–489.
- Díaz S, Cabido M (2001) Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16:646–655.
- Engel VL, Parrotta JA (2008) Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: Kageyama PY, Oliveira RE, Moraes LFD, Engel VL, Gandara FB (Org.). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF: 1-26.
- Fajardo L, Lovera M, Arrindell P, Aguilar VH, Hasmy Z, Cuenca G (2015) Caracterización basada en morfotipos de las comunidades de hongos micorrízicos arbusculares en un bosque seco tropical restaurado, Isla de Margarita-Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 63:859–870.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2016) *Global forest resources assessment 2015*. Second edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome Italy. 54p.
- Freitas JR, Mantovani W (2018) An overview of the applicability of functional diversity in biological conservation. *Brazilian Journal of Biology* 78:517–524.
- Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE (2017) *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2015-*

2016. Relatório Técnico. Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo, 69p.
- Gallegos SC, Beck SG, Hensen I, Saavedra F, Lippok D, Schleuning M (2016) Factors limiting montane forest regeneration in bracken-dominated habitats in the tropics. *Forest Ecology and Management* 381:168–176.
- Garcia C, Cianciaruso MV, Ribeiro DB, Antonio F (2015) Flower functional trait responses to restoration time. *Let. Applied Vegetation Science* 18:1–12.
- Gibson L, Lynam AJ, Bradshaw CJA, He F, Bickford DP, Woodruff DS, Bumrungsri S, Laurance WF (2013) Near-Complete Extinction of Native Small Mammal Fauna 25 Years After Forest Fragmentation. *Science* 341: 1508-1510.
- Guzman-Luna, Alejandra Martinez-Garza C (2016) Performance of 15 tropical tree species recruited or transplanted on restoration settings. *Botanical Sciences* 94:757–773 .
- Hector A, Philipson C, Saner P, Chamagne J, Dzulkipli D, O'Brien M, Snaddon JL, Ulok P, Weilenmann M, Reynolds G, Godfray HCJ (2011) The Sabah Biodiversity Experiment: A long-term test of the role of tree diversity in restoring tropical forest structure and functioning. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366:3303–3315.
- Holl KD, Reid JL, Chaves-Fallas JM, Oviedo-Brenes F, Zahawi RA (2017) Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. *Journal of Applied Ecology* 54:1091–1099.
- Kaiser-Bunbury CN, Mougil J, Whittington AE, Valentin T, Gabriel R, Olesen JM, Blüthgen N (2017) Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. *Nature* 542:223–227.
- Kanowski J, Catterall CP, Wardell-Johnson GW, Proctor H, Reis T (2003) Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. *Forest Ecology and Management* 183:265–280.
- Katovai E, Burley AL, Mayfield MM (2012) Understory plant species and functional diversity in the degraded wet tropical forests of Kolombangara Island, Solomon Islands. *Biological Conservation* 145:214–224.
- Keenan R, Lamb D, Woldring O, Irvine T, Jensen R (1997) Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest*

- Ecology and Management 99:117–131.
- Keenan RJ, Reams GA, Achard F, de Freitas J V., Grainger A, Lindquist E (2015) Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352:9–20.
- Knocke T, Bendix J, Pohle P, Hamer U, Hildebrandt P, Roos K, Gerique A, Sandoval ML, Breuer L, Tischler A, Silva B, Calvas B, Aguirre N, Castro LM, Windhorst D, Weber M, Stimm B, Günter S, Palomeque X, Mora J, Mosandl R, Beck E (2014) Afforestation or intense pasturing improve the ecological and economic value of abandoned tropical farmlands. *Nature Communications* 5: 1-12.
- Lamb D (2018) Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. *Restoration Ecology* 26:657–666.
- Laughlin DC (2014) Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecology Letters* 17:771–784.
- Laurance WF, Sayer J, Cassman KG (2014) Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution* 29:107–116.
- Liu X, Lu Y, Zhou Y, Lei X, Zhang X, Meng J (2011) The influence of soil conditions on regeneration establishment for degraded secondary forest restoration, Southern China. *Forest Ecology and Management* 261:1771–1780.
- Lohbeck M, Poorter L, Paz H, Pla L, van Breugel M, Martínez-Ramos M, Bongers F (2012) Functional diversity changes during tropical forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14:89–96.
- Longworth JB, Williamson GB (2018) Composition and Diversity of Woody Plants in Tree Plantations Versus Secondary Forests in Costa Rican Lowlands. *Tropical Conservation Science* 11:1–13.
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P, Bengtsson J, Grime JP, Hector A, Hooper DU, Huston MA, Raffaelli D, Schmid B, Tilman D, Wardle DA (2001) Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science's compass* 294 :804-808.
- McDonald T, Gann GD, Jonson J, Dixon KW (2016) International standards for the practice of ecological restoration - including principles and key concepts. Washington, DC.48p.
- MacFarlane DW, Kinzer AT, Banks JE (2015) Coupled human-natural

- regeneration of indigenous coastal dry forest in Kenya. *Forest Ecology and Management* 354:149–159.
- Mansourian S Vallauri D (2014) Restoring Forest Landscapes: Important Lessons Learnt. *Environmental Management* 53: 241–251.
- Martinez-garza C, Bongers F, Poorter L (2013) Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures ? *Forest Ecology And Management* 303:35–45.
- Montoya-Pfeiffer PM, Rodrigues RR, Metzger JPI , Silva CI, Baquero OS SI (2018) Are the assemblages of tree pollination modes being recovered by tropical forest restoration? *International Journal of Laboratory Hematology* 21:156–163.
- Naeem S, Wright JP (2003) Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6: 567–579.
- Ostertag R, Warman L, Cordell S, Vitousek PM (2015) Using plant functional traits to restore Hawaiian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 52:805–809.
- Parrotta JA (1995) Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* 6 (5): 627-636.
- Penuela MC, Drew AP (2004) A model to assess restoration of abandoned pasture in Costa Rica based on soil hydrologic features and forest structure. *Restoration Ecology* 12:516–524.
- Perring MP, Standish RJ, Price JN, Craig MD, Erickson TD, Ruthrof KX, et al (2015) Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere* 6:1-25.
- Petchey OI, Gaston KJ (2002) Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecol. Lett.* 5 (3 ):402-411.
- Petchey OL, Gaston KJ (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.* 9 (6) :741-758.
- Pilon NAL, Buisson E, Durigan G (2018) Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restoration Ecology* 26:73–81.
- Preciado-Benítez O, y Gómez BG, Navarrete-Gutiérrez DA, Horváth A (2015) The use of commercial fruits as attraction agents may increase the seed dispersal by bats to degraded areas in Southern Mexico. *Tropical Conservation Science*

8:301–317.

- Preece ND, van Oosterzee P, Hidrobo Unda GC, Lawes MJ (2017) National carbon model not sensitive to species, families and site characteristics in a young tropical reforestation project. *Forest Ecology and Management* 392:115–124.
- Ramírez-Soto A, Lucio-Palacio CR, Rodríguez-Mesa R, Sheseña-Hernández I, Farhat FN, Villa-Bonilla B, Libreros LL, Sosa GG, Santos OT, Sánchez IG, Inzunza ER (2018) Restoration of tropical montane cloud forests: a six-prong strategy. *Restoration Ecology* 26:206–211.
- Reyer CPO, Brouwers N, Rammig A, Brook BW, Epila J, Grant RF, Holmgren M, Langerwisch F, Leuzinger S, Lucht W, Medlyn B, Pfeifer M, Steinkamp J, Vanderwel MC, Verbeeck H, Vilella DM (2015) Forest resilience and tipping points at different spatio-temporal scales: Approaches and challenges. *Journal of Ecology* 103:5–15 .
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153.
- Ricotta C (2005) Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheor* 53 (1): 29-38.
- Rodrigues BD, Martins SV, Leite HG (2010) Evaluation of the litter and soil seed bank transposition as a forest restoration of degraded areas methodology. *Revista Arvore* 34:65–73.
- Rosado BHP, Mattos EA De (2013) Going Back to Basics : Importance of Ecophysiology when Choosing Functional Traits for Studying Communities and Ecosystems. *Natureza a Conservacao* 11:15–22.
- Saha S (2001) Vegetation composition and structure of *Tectona grandis* (teak, Family Verbanaceae) plantations and dry deciduous forests in central India. *Forest Ecology and Management* 148:159–167 .
- Silva RRP, Vieira DLM (2017) Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. *Applied Vegetation Science* 20:410–421.
- Sloan S, Sayer JA (2015) Forest Resources Assessment of 2015 shows positive global trends but forest loss and degradation persist in poor tropical countries.

- Forest Ecology and Management 352:134–145.
- Sonter LJ, Metcalfe DJ MM (2010) Assessing rainforest restoration: the value of buffer strips for the recovery of rainforest remnants in Australia's Wet Tropics. *Pacific Conservation Biology* 16:274.
- Souza DC De, Engel VL (2018) Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. *Ecological Engineering* 116:35–44.
- Stanturf JA, Palik BJ, Dumroese RK (2014) Contemporary forest restoration: A review emphasizing function, *Forest Ecology and Management*, 331: 292-323.
- Swaine MD, Whitmore TC (1988) On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81-86.
- Tilman D (1997) Biodiversity and Ecosystem Functioning. In: DAILY, G. (Ed.). *Natures services societal dependence on natural ecosystem*. Washington D. C.: Island Press: 93-112.
- Tilman D (2001) Functional diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego: 109-120.
- Toledo-Aceves T, López-Barrera F, Vásquez-Reyes V (2017) Preliminary analysis of functional traits in cloud forest tree seedlings. *Trees - Structure and Function* 31:1253–1262.
- Troya, V., Kumar, C. (2016). Uma introdução à restauração de paisagens e florestas. In: : Moraes, M. A. (Org.). *Restauração de florestas e paisagens no Brasil*. Brasília: UICN: 24-31.
- United Nations (2019) Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019. Available: <https://www.decadeonrestoration.org/what-decade>.
- Velayoudon P, Pagand P, Winterton P, Guiresse M (2014) Sewage sludge application for spontaneous plant restoration of a New Caledonian Ferralsol. *Soil Research* 52:76–86.
- Warring B, Cardoso FCG, Marques MCM, Varassin IG (2016) Functional diversity of reproductive traits increases across succession in the Atlantic forest. *Rodriguesia* 67:321–333.
- Wortley L, Hero JM, Howes M (2013) Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology* 21:537–543.
- Zahawi RA, Holl KD, Cole RJ, Reid JL (2013) Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology* 50:88–



96.

Zuoyue Y, Zhuhao W (1995) Ecology of the rehabilitation of vegetation on tropical coastal eroded land in Guangdong, China. *Journal of Environmental Sciences* 1: 74-84.

Zwiener VP, Cardoso FCG, Padial AA, Marques MCM (2014) Author 's personal copy Atlantic Forest. *Basic and Applied Ecology* 15:34–41

## CAPÍTULO 2

### Potencial de regeneração natural da comunidade arbustivo-arbórea em Sistemas Agroflorestais na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado

#### RESUMO

Os sistemas agroflorestais (SAFs) são uma estratégia que pode conciliar objetivos de restauração ecológica e produção agrícola. O objetivo deste estudo foi investigar o processo de restauração ecológica da comunidade arbustivo-arbórea em cinco SAFs, implantados entre 10 e 15 anos, na APA da Bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro. Foram amostrados indivíduos plantados e regenerantes em três estratos: superior (DAP  $\geq 5$ cm), intermediário (DAP  $\leq 5$ cm e altura  $\geq 50$ cm) e inferior (altura  $< 50$ cm). O estrato superior apresentou predominância de indivíduos plantados, já no estrato intermediário os regenerantes foram a maioria e no inferior a totalidade foi de regenerantes. De acordo com os parâmetros definidos pela Resolução CONAMA n° 06/1994 os cinco SAFs podem ser considerados em estágio sucessional médio. Entre os indivíduos regenerantes, as espécies alóctones aos SAFs, ou seja, que não foram plantadas, estão se estabelecendo nas áreas, principalmente no estrato intermediário. Ainda predominam espécies arbustivas e pioneiras ou iniciais em relação ao seu grupo sucessional. As espécies mais importantes foram *Guarea guidonia*, *Leandra sp1* e *Myrsine coriacea*, assim como observado em estudos em fragmentos florestais em estágio sucessional médio na região da APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado. Dois dos SAFs estudados (SAF1 e SAF3) se destacaram com os maiores valores para os principais parâmetros investigados para os três estratos. O manejo, por meio de podas e capinas seletivas, realizado nestes SAFs parece estar interferindo positivamente no processo de restauração ecológica.

**Palavras- chave:** regeneração natural, restauração ecológica, Floresta Ombrófila Densa, Mata Atlântica, agrofloresta, SAF sucessional, grupos funcionais.

### ABSTRACT

Agroforestry systems (AFSs) can be a strategy that conciliates ecological restoration objectives and agricultural production. The objective of this study was to investigate the ecological restoration process of the shrub-tree community in five AFSs, implemented between 10 and 15 years, in the São João/Mico-Leão-Dourado River Basin APA, Rio de Janeiro. Planted and regenerating individuals were performed in three strata: superior (DBH  $\geq 5$ cm), intermediate (DBH  $\leq 5$ cm and height  $\geq 50$ cm) and lower (height  $< 50$ cm). The superior stratum presented predominance of planted individuals, already in the intermediate stratum the regenerating were the majority and at the lower the totality was regenerating. According to the parameters defined by CONAMA Resolution No. 06/1994 the five AFSs can be considered in average successional stage. Among the regenerating, nonnative species to the AFSs, that is, they were not planted, are establishing themselves in the areas, especially in the intermediate stratum. It still predominates shrub and pioneering or initial species regarding their successional group. The AFSs 1 and 3 stood out with the highest values for the main investigated parameters for the three strata, while AFS 5 presented the lowest values. The most important species were *Guarea guidonia*, *Leandra* sp1 and *Myrsine coriacea*, as observed in studies in forest fragments in medium successional stage in the EPA region of São João/Mico-Leão-Dourado River. The management, through prunes and selective weeding, performed in the AFS 1 and 3 seems to be positively interfering in the ecological restoration process.

**Keywords:** natural regeneration, ecological restoration, Dense Ombrophile forest, Atlantic forest, agroforest, successional AFS, functional groups.

## INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica passou por séculos de exploração (DEAN, 1996), causando a degradação de extensas áreas da sua cobertura vegetal original. Este bioma, localizado na região mais populosa do Brasil, ainda sofre pressões crescentes resultantes da urbanização desordenada, dos padrões elevados de consumo, das mudanças nas dietas alimentares, da produção de *commodities* para exportação, do aumento populacional e das mudanças climáticas, reduzindo a capacidade de manutenção dos produtos e serviços ecossistêmicos e a conservação da biodiversidade (Laurance, 2009). A Mata Atlântica é considerada um dos cinco *hotspots* para a conservação da biodiversidade mais ameaçados mundialmente (Myers et al., 2000; Laurance, 2009).

Desde 1985, a Fundação SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) monitoram a cobertura vegetal da Mata Atlântica. O último mapeamento, utilizando imagens de 2017-2018 e considerando áreas com tamanho igual ou acima de três hectares, mostrou que os remanescentes de Mata Atlântica ocupam 12,4% do território original (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2019). Ao mesmo tempo, no período de 1996 até 2015 foi regenerada naturalmente 8% da cobertura florestal atual (2,7 Mha) de Mata Atlântica, considerando áreas de pelo menos 0,45ha, e até 2035 há um potencial de regeneração natural de 2,8 Mha e mais 18,8 Mha poderiam ser restaurados por métodos de regeneração assistida (Crouzeilles et al, 2020). A regeneração natural é um processo chave para a restauração em larga escala de florestas e paisagens dado seu grande potencial ecológico e econômico (Chazdon & Guariguata, 2016; Crouzeilles et al, 2020).

Este processo é uma tendência global, as florestas secundárias estão regenerando no mundo todo, sendo que mais da metade das florestas tropicais são ecossistemas em regeneração natural (FAO, 2016; Chazdon, 2014). De forma geral, as florestas secundárias apresentam rápidas taxas de sequestro de carbono e, por isso, são essenciais para mitigar as mudanças climáticas. Estas florestas fornecem um conjunto de serviços ecossistêmicos intimamente relacionados à resiliência no acúmulo de biomassa, processo que está relacionado principalmente à disponibilidade de água (Poorter et al, 2020), um potencial para as regiões tropicais úmidas.

Dada a grande fragmentação e perda de habitat nos trópicos, estratégias de manejo e conservação em grande escala devem promover a conservação dos remanescentes e, ao mesmo tempo, incentivar a restauração das paisagens e florestas (Troya & Kumar, 2016). A restauração ecológica é uma ferramenta importante para reverter a degradação das florestas tropicais bastante ameaçadas (Chazdon, 2008; Holl & Aide, 2011), além de ser uma das principais estratégias de mitigação para redução das emissões de carbono (Silva Junior et al, 2020), proteção e resiliência da biodiversidade (Matos et al, 2020; Shimamoto et al, 2018) e promoção de produtos e serviços ecossistêmicos (Shimamoto et al, 2018).

Rey-Benayas et al (2009) encontraram que a restauração ecológica proporcionou a recuperação de 44% na biodiversidade e 25% nos serviços ecossistêmicos em diversos tipos de ecossistemas ao redor do mundo. Os resultados deste estudo indicaram que as ações de restauração que focaram na melhoria da biodiversidade, aumentaram o fornecimento de serviços ecossistêmicos, especialmente em biomas terrestres tropicais. Em estudo sobre a restauração de serviços ecossistêmicos em florestas tropicais, verificou-se a recuperação de 53% da biodiversidade, 52% do estoque de carbono e 14% de atributos do solo em relação às áreas degradadas (Shimamoto et al, 2018). Barral et al (2015) apresentaram resultados semelhantes avaliando sistemas agroflorestais (SAFs), a biodiversidade foi recuperada em 68% e o sequestro de carbono em 62%, mas uma porcentagem maior foi verificada para os atributos físicos e químicos do solo (42%). Shimamoto et al (2018) também compararam diversas estratégias de restauração, a regeneração natural recuperou 91% dos serviços ecossistêmicos em relação às áreas degradadas, enquanto os SAFs 41% e os plantios de nativas 34%.

Devido ao alto grau de fragmentação (Ribeiro et al. 2009), degradação das áreas e concentração populacional, a conservação da Mata Atlântica depende da proteção e do manejo adequado de fragmentos de vegetação nativa, inclusive os pequenos (Gibson et al., 2013), aliado à implantação de corredores ecológicos, promoção de matrizes mais permeáveis entre os fragmentos de floresta nativa, a restauração de áreas degradadas e o incentivo à práticas de uso da terra mais integradas aos ecossistemas naturais no meio agropecuário.

Neste cenário, a restauração deve acontecer em um nível mais amplo da paisagem, apresentando mosaicos de interação entre diferentes usos da terra e práticas de manejo, sob vários sistemas de posse e governança. É uma perspectiva que considera a multifuncionalidade da paisagem, pois é nesta escala que o ecológico, a gestão dos recursos naturais e as demandas socioeconômicas podem ser integrados e equilibrados e as pessoas e suas instituições são partes integrantes dos sistemas (Besseau et al, 2018, Stanturf et al, 2014, Troya & Kumar, 2016).

A restauração da paisagem é um processo, não um fim em si mesma, e acontece de fato nas suas diversas unidades, sendo a propriedade rural um dos locais de execução das ações, exigindo a integração da população local e de diversos outros atores, desde o planejamento, passando pela implantação até o manejo dos agroecossistemas a serem restaurados. Desta forma, as pessoas se sentem parte integrante e se tornam protagonistas nos processos de restauração (Besseau et al, 2018).

As práticas conservacionistas não devem implicar em perda da competitividade da produção agrícola. Uma das estratégias é o estímulo à adoção de SAFs, sistemas de produção agrícola que também permitem atender a objetivos de restauração ecológica (Norgrove & Beck, 2016), podendo ser considerados como uma forma de “land sharing” (Phalan et al, 2011). Os SAFs podem viabilizar as ações de restauração, pois ao restabelecerem processos ecológicos, estrutura e função do ecossistema a um nível desejado, também possibilitam retorno econômico, manutenção dos meios de vida e do conhecimento e cultura locais (Miccolis et al, 2016).

Nos SAFs espécies lenhosas e perenes são associadas aos cultivos agrícolas, num determinado arranjo espacial e temporal, visando interações ecológicas e econômicas entre seus diferentes componentes, otimizando espaço e insumos (Nair et al, 2010, Norgrove & Beck, 2016). Em resumo, os SAFs são a interação da agricultura com as árvores, incluindo o uso agrícola das mesmas (ICRAF, 2020), onde a presença humana é marcante e pode permanecer por longos períodos segundo a vontade dos agricultores. Vale salientar que SAF é uma denominação recente dada às práticas muito antigas de uso da terra desenvolvidas por comunidades tradicionais em várias partes do mundo, principalmente nas regiões tropicais. Estes sistemas produtivos tradicionais se

utilizam da sucessão natural de diferentes formas e são responsáveis pela configuração das paisagens e da sociobiodiversidade (Steenbock et al, 2013).

A partir do fim da década de 1990, o conceito de SAF foi ampliado para a integração de árvores na paisagem agrícola, ou seja, as práticas agroflorestais passaram a ganhar um reconhecimento sobre a importância das árvores tanto nos sistemas de produção como nas paisagens, possibilitando benefícios sociais, econômicos e ambientais nas diversas escalas (Zomer et al, 2014, FAO, 2017). Assim, no contexto da paisagem, o entendimento de seu valor como habitat e corredor biológico pode ser de grande relevância à conservação da biodiversidade (Dubois, 2008). As árvores são elementos chave para o processo de restauração, pois contribuem para alterar o meio físico, criar estrutura vertical e horizontal, estabelecer microhabitats, fornecer alimentos e estruturar teias alimentares e estabelecer relações variadas com outras espécies (Brançalion et al, 2015). Além de proverem frutos, lenha, forragem, sementes, sombra, entre outros bens para os humanos.

Diversos são os arranjos, escalas e características socioeconômicas dos SAFs praticados no mundo (Norgrove & Beck, 2016), os sistemas de café ou cacau sombreados estão entre os mais difundidos (Sambuichi et al, 2012; Souza et al., 2012; Beenhouwer et al, 2013; Rolim et al., 2017). Os diferentes arranjos podem ser quanto à sua estrutura no espaço, seu desenvolvimento no tempo, à função dos diferentes componentes, seus objetivos de produção e restauração e características socioeconômicas. A diversidade de modalidades desses sistemas reflete uma variedade na qualidade e quantidade dos seus possíveis benefícios (Dubois, 2008; Jose, 2009, Norgrove & Beck, 2016).

Alguns estudos científicos e as experiências empíricas dos agricultores mostram que os SAFs mais recomendados, para fins de restauração e conservação ambiental, são os chamados sucessionais (Miccolis et al, 2016). Os SAFs sucessionais, ou multiestrata (Coelho, 2012), são sistemas biodiversos e multiestratificados, cujo planejamento e manejo das espécies no tempo e espaço, baseiam-se nos processos da sucessão ecológica (Miccolis et al, 2016). Estes SAFs buscam uma similaridade aos ecossistemas originais do local, principalmente em termos de processos e funções (Miccolis et al, 2016; Santos et al, 2019). Sua dinâmica é dada pelo manejo, inspirado nos processos naturais,

que visa à acumulação de matéria orgânica no solo e pretende acelerar o processo de sucessão ecológica.

Neste sentido, o principal fator que leva um SAF a ser bem sucedido é a qualidade do manejo por meio de podas (que favorecem as espécies que tem capacidade de rebrotar), capinas seletivas (que selecionam determinadas espécies) e abertura de clareiras (que proporcionam o desenvolvimento de espécies de sol), ou seja, a ação do ser humano (Peneireiro, 1999; Dubois, 2008, Miccolis et al, 2016). Deste modo, esta modalidade de SAF abrange o conceito amplo de conservação, integrando dimensões ecológicas e econômicas, onde o ser humano é incluído no processo, uma vez que o agroecossistema fornece alimentos, renda, ao mesmo tempo em que desempenha uma série de funções ecológicas importantes (Miccolis et al, 2016).

Guerra (2012) verificou que, apesar dos benefícios trazidos pelos SAFs, ainda existe uma lacuna de informações a respeito destes sistemas e afirma que são indispensáveis pesquisas mais direcionadas e específicas a respeito da implantação de SAFs a fim de verificar as respostas dos mesmos para a conservação ambiental e promoção dos serviços ecossistêmicos almejados. Oliveira e Engel (2011) mostraram que de 519 artigos analisados sobre restauração de ecossistemas terrestres, apenas 12% se dedicou a medir o sucesso do processo de restauração ou utilizar indicadores ecológicos para seu monitoramento. Por outro lado, Wortley et al (2013) apontaram que este tipo de avaliação cresceu nos últimos anos.

Uma das formas de avaliar o desempenho das ações de restauração ecológica é compará-las com áreas de referência. Dependendo dos objetivos da restauração, espera-se alcançar uma grande similaridade com a área de referência ou a maior possível, ou apenas estar na direção desta referência. Para isso, pode-se avaliar se a trajetória do processo de restauração em curso sugere, ou não, que poderá alcançar o estado de referência escolhido. Neste sentido, para compreender como os SAFs se comportam no processo de sucessão ecológica, suas possíveis trajetórias e como contribuem para a restauração, pretendeu-se responder às seguintes questões: (1) Os SAFs estão em qual estágio da sucessão ecológica?; (2) Os SAFs estabelecidos se assemelham à fragmentos de vegetação nativa em estágio sucessional médio?; (3) As espécies regenerantes nos SAFs estudados são mais de origem alóctone ou autóctone?;



(4) Há espécies e/ou grupos funcionais que predominam nas comunidades de regenerantes nos SAFs?

Assim, o presente estudo teve como objetivo investigar o potencial de regeneração natural em Sistemas Agroflorestais, implantados entre 10 e 15 anos, em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas no estado do Rio de Janeiro.

## MÉTODOS

### *Área de estudo*

Em 2002 criou-se a Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, com cerca de 150.700 hectares (Brasil, 2002), que reúne uma das maiores concentrações de UCs do Brasil. A região é reconhecida nacional e internacionalmente pelos estudos e ações conservacionistas. A Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD), que atua na região da APA desde 1992, tem como principal objetivo promover a conservação da Mata Atlântica e toda sua fauna característica, em especial o Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*) e criou um programa de extensão ambiental para orientar e capacitar as comunidades para que sejam parceiras das ações conservacionistas desenvolvidas na região (Rambaldi *et al.*, 2003). Diante da necessidade de buscar alternativas econômicas e a melhoria na qualidade de vida das comunidades locais, a AMLD tem como uma de suas metas a recuperação de áreas degradadas, por meio de SAFs, em parceria com agricultores familiares (AMLD, 2020).

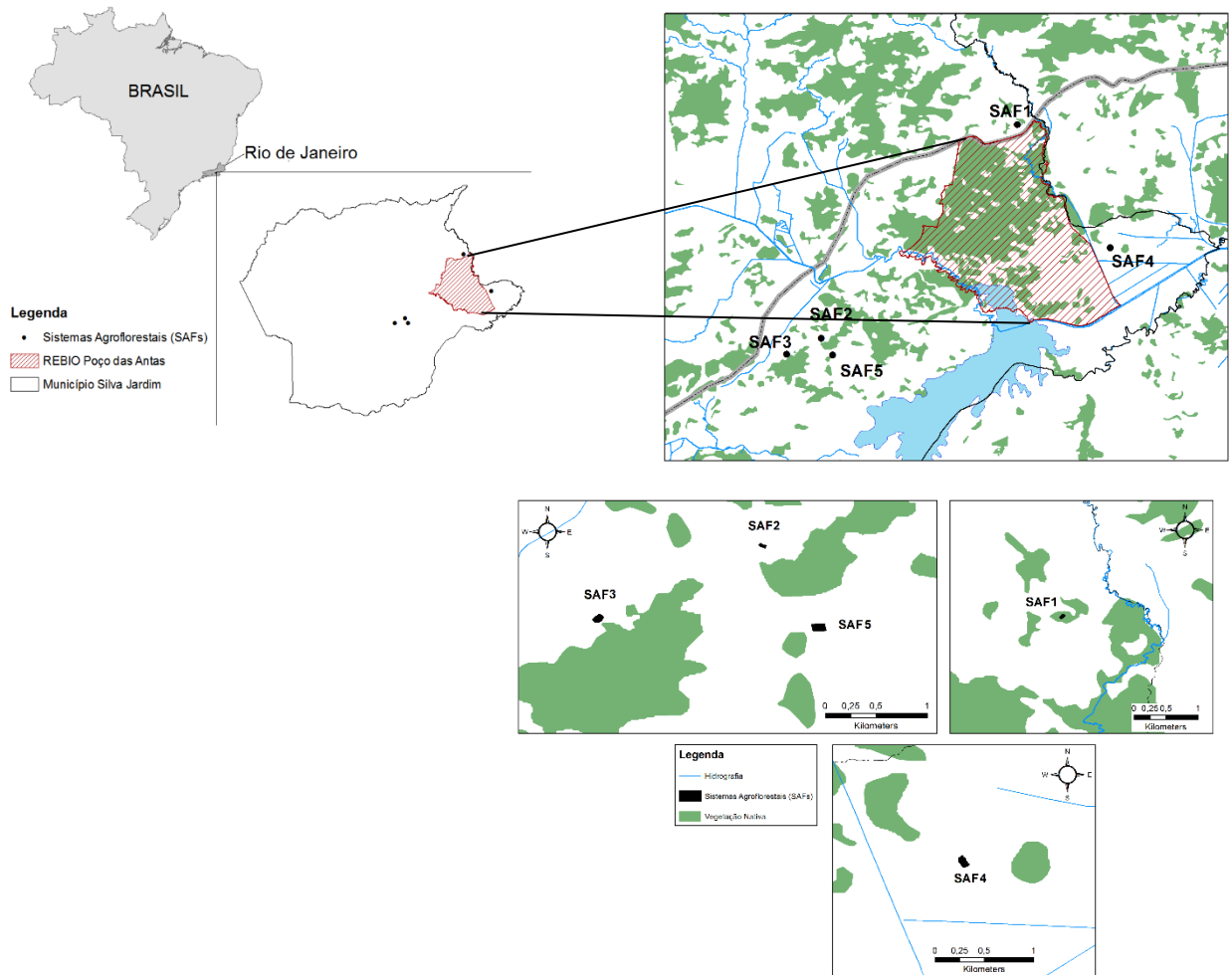
Foram estudados cinco SAFs sucessionais, implantados entre 10 e 15 anos com o apoio da AMLD, situados em lotes de assentamentos de reforma agrária nos municípios de Casimiro de Abreu e Silva Jardim, localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, estado do Rio de Janeiro (Figura 1). Estes SAFs foram selecionados por apresentarem características semelhantes como: tipo de SAF (sucessional) (Miccolis *et al.*, 2016), objetivo da implantação (restauração ecológica e produção agrícola), tempo de implantação (entre 10 e 15 anos), periodicidade do manejo (um ou dois manejos por ano) e condições ambientais, como altitude e clima, conforme descrito abaixo.

Os agroecossistemas estão localizados em altitudes inferiores a 50 m, região que abriga remanescentes de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (0-50m) (IBGE, 2012). O clima predominante na região é o tropical úmido, com estação chuvosa no verão e sem inverno pronunciado, sendo o clima enquadrado pela classificação de Koeppen (1948) no tipo As (tropical chuvoso com estação seca no inverno), com precipitação média anual entre 1.500 e 2.000 mm. As chuvas estão concentradas entre dezembro e março e um período seco acontece entre julho e agosto (Ministério do Meio Ambiente, 2008). Os solos são dos tipos: Argissolo, tipo predominante na região, ocorrendo nas áreas de colinas isoladas e morrotes; Gleissolo, comum nas baixadas do rio São João; e Latossolo Vermelho Amarelo, nas regiões de relevo mais ondulado (Ministério do Meio Ambiente, 2008).

Os SAFs foram implantados, em áreas que eram pasto ou agricultura, com dois objetivos principais: a restauração das áreas, para servirem como corredores ecológicos entre os fragmentos de vegetação nativa; e a produção agrícola. Não havia registros dos projetos de implantação dos SAFs, foram plantadas espécies nativas da região e espécies agrícolas em densidade de aproximadamente 2.500 ind.ha<sup>-1</sup>. Os SAFs são semelhantes em relação às espécies plantadas e os chamados carros-chefes, que são uma ou duas espécies plantadas em maior densidade visando à produção agrícola. Os carros-chefes dos SAFs estudados foram: abacate, açaí, banana, café e palmito pupunha. No SAF4, com objetivo apícola, também foram plantadas espécies melíferas como: *Piptadenia gonoacantha*, *Acacia mangium* e *Dombeya wallichii*.

Nos primeiros anos, os agroecossistemas foram manejados para produção agrícola mais intensiva, inclusive com venda do excedente. Nos últimos anos, a produção agrícola é pequena e composta principalmente de frutas, palmito e café para autoconsumo e de sementes de espécies florestais nativas, para abastecer os viveiros de mudas locais. Os SAFs apresentavam um dossel relativamente fechado, com alguns locais de clareiras. O manejo atual, por meio de podas e capinas seletivas, acontece uma ou duas vezes por ano. Um dos motivos é que os responsáveis pelos SAFs são pessoas idosas, que neste momento, não têm intenção e condição de realizar um manejo mais intensivo nos SAFs. Plantios de mudas esporádicos ainda são realizados pelos agricultores,

geralmente das espécies de interesse econômico como *Bactris gasipaes* e *Coffea canephora*.



SAF	Idade (anos)	Área plantada (ha)	Menor distância de floresta nativa (m)	Coordenadas Geográficas
1	15	0,4	0	S22°30'04.5'', W042°16'29.7''
2	15	0,2	133	S22°35'40.6'', W042° 21'39.0''
3	15	1,0	23	S22°36'05.6'', W042°22'33.3''
4	10	0,4	396	S22°33'18.2'', W042°14'03.4''
5	10	0,5	77	S22°36'06.9'', W042°21'21.1''

Figura 1. Localização das cinco áreas de estudo (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) em relação aos fragmentos de mata nativa na Bacia Hidrográfica do Rio São João, estado do Rio de Janeiro, Brasil.

### Coleta de dados

As coletas de dados da vegetação foram realizadas em duas amostragens entre os meses de janeiro a março nos anos de 2018 e de 2019, para verificar se algum manejo realizado nos agroecossistemas iria interferir ou

não no processo de restauração ecológica. Os indivíduos arbustivo-arbóreos dos estratos superior, intermediário e inferior plantados e regenerantes foram amostrados. Para definir se o indivíduo amostrado foi plantado foram utilizados dois critérios: (a) o indivíduo estava situado em uma linha de plantio, ou (b) no caso da posição do plantio não estar bem definida, foi perguntado ao agricultor(a) que implantou o SAF se o indivíduo era ou não plantado.

Em cada agroecossistema foram estabelecidas cinco parcelas de 20 X 10m para amostragem do estrato superior, onde foram medidos todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm. Os indivíduos foram identificados e tiveram a altura e o DAP medidos (Figura 2A). Em cada parcela (20 x 10m) foram alocadas duas sub-parcelas de 10 x 5m para amostragem dos indivíduos do estrato intermediário, que apresentaram altura  $> 50$ cm e DAP  $\leq 5$  cm (Figura 2B), totalizando dez sub-parcelas em cada área. Para a amostragem do estrato inferior (indivíduos com altura  $\leq 50$  cm e  $\geq 10$ cm) foram alocadas quatro micro-parcelas de 5m X 2,5m, subdividindo as sub-parcelas do estrato intermediário, totalizando 20 micro-parcelas em cada área (Figura 2C). Para ambos os estratos, foi medido o diâmetro à altura da base (DAB) e a altura dos indivíduos amostrados.

Os indivíduos perfilhados foram incluídos em determinado estrato quando um dos ramos obedeceu ao critério de inclusão e foram realizadas medições de todas as ramificações. Para medição da altura foi considerado o ramo mais alto. Todo material botânico foi coletado, herborizado e identificado, e quando fértil, depositado no herbário da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (HUENF). As identificações foram feitas com a literatura pertinente, comparações com as coleções do HUENF e do projeto Flora do Brasil 2020/Programa Re flora. As espécies foram distribuídas por famílias reconhecidas pelo Angiosperm Phylogeny Group IV (APG, 2016). Os materiais cuja identificação ao nível de espécie ainda não foi possível, foram categorizados como morfoespécies.

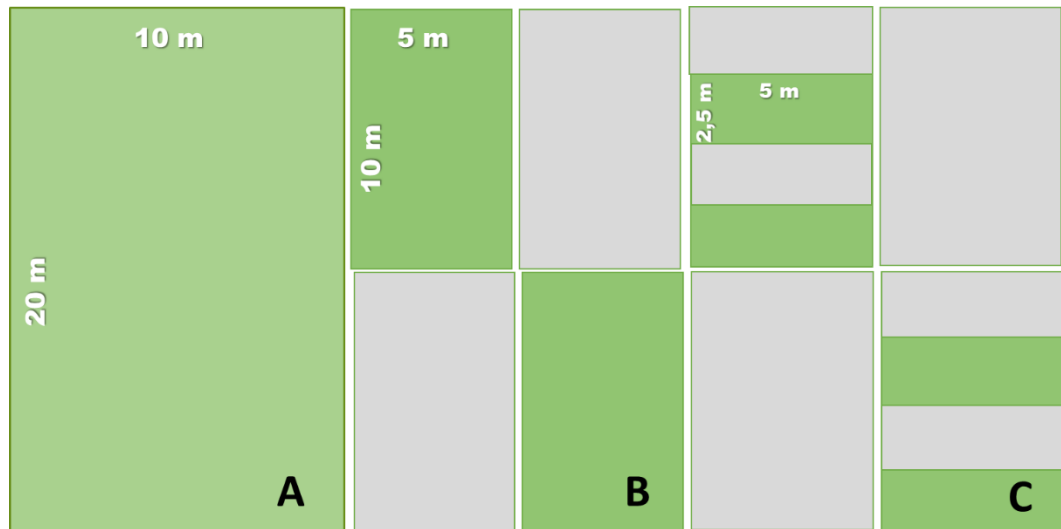


Figura 2. Esquema da amostragem realizada para coleta de dados da vegetação em cada um dos cinco SAFs. Em verde a área amostrada referente a: (a) uma parcela do estrato superior, (b) duas sub-parcelas do estrato intermediário e (c) quatro micro-parcelas do estrato inferior.

### *Análise de Dados*

Para cada área foram calculados os parâmetros fitossociológicos: densidade, área basal, frequência e dominância relativa, além do valor de importância (VI) para cada espécie (Müller-Dombois & Ellenberg, 1974). Foram calculados também os descritores de comunidade: riqueza, índice de equabilidade de Pielou (J), índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e número efetivo de espécie ( $e^{H'}$ ) (Jost, 2007) para cada estrato e amostragem e a similaridade florística entre o estrato superior e os inferiores (sub-bosque) de cada SAF por meio do Índice de Jaccard (Brower & Zar 1984).

Para comparação das variáveis, densidade de indivíduos e área basal, entre os diferentes SAFs foi utilizado um modelo linear misto, sendo considerado o ano de amostragem (2018 e 2019) como efeito aleatório e a área (SAF) como efeito fixo. Para as comparações múltiplas entre os diferentes SAFs foi utilizado o teste de Tukey-Kramer HSD. Antes das análises de variância foi verificada a normalidade (QQ-plot e Shapiro-Wilk) e homoscedasticidade (Levene) considerando os modelos mistos construídos para cada variável estudada. As variáveis que não atenderam aos pressupostos estabelecidos (densidade dos estratos superior e inferior e área basal dos estratos intermediário e inferior) foram transformadas em ranks, em ordem crescente (Montgomery, 1991). Os pressupostos foram novamente verificados e atendidos e, assim, as análises foram realizadas, adotando-se mesmo procedimento.

Para analisar se houve diferença entre os anos de amostragem, as análises foram repetidas utilizando o ano de amostragem também como efeito fixo, sendo suas significâncias conclusivas por representarem apenas dois níveis para o fator ano. Foi utilizado um modelo univariado, com medidas repetidas, seguindo o esquema de parcelas subdivididas no tempo, sendo os tratamentos dos SAFs, alocados nas parcelas e o ano de amostragem, alocados nas subparcelas.

A riqueza de espécies de cada SAF foi considerada da seguinte forma: Riqueza total = riqueza plantada + riqueza regenerante (autóctone + alóctone), onde: riqueza plantada = número de espécies que foram plantadas; riqueza regenerante = número de espécies que regeneraram naturalmente na área; riqueza autóctone = número de espécies nas quais os indivíduos foram, possivelmente, oriundos de um propágulo da própria área; riqueza alóctone = número de espécies nas quais os indivíduos foram, possivelmente, trazidos de fora.

As espécies que possuem indivíduos em reprodução nas áreas, podem ser consideradas tanto na riqueza plantada quanto na riqueza regenerante. Além disso, para estas espécies, não é possível afirmar exatamente se o indivíduo regenerante é de origem autóctone ou alóctone, por isso, a espécie foi considerada alóctone apenas se não havia registro de indivíduo no estrato acima do seu. Desta forma, a riqueza alóctone pode estar subestimada.

A análise de regressão linear foi utilizada para verificar se quanto maior a riqueza plantada no estrato superior, maior a riqueza regenerante total e alóctone nos estratos inferiores. Todas as análises deste estudo foram realizadas através do programa R e o nível de significância adotado foi de 0,05 (R Core Team, 2018).

Para investigar o potencial de regeneração natural foi necessário selecionar diferentes cenários referenciais, onde este processo também ocorre. O estágio sucessional dos SAFs foi sugerido de acordo com a Resolução CONAMA nº6/1994 (Brasil, 1994), que determina os parâmetros mensuráveis para análise dos estágios de sucessão ecológica da Mata Atlântica para o estado do Rio de Janeiro. Os parâmetros, que incluem apenas os indivíduos com DAP  $\geq 10$ cm, para o estágio médio são: altura média (5 a 12 m), o DAP médio (10 a 20 cm), área basal (10 a 28  $m^2ha^{-1}$ ), além de aspectos relacionados a fitofisionomia e

presença de determinadas espécies e formas de vida. Além disso foram selecionadas áreas localizadas na APA do Rio São João/ Mico-Leão-Dourado: (1) fragmento de floresta madura (Ombrófila Densa de Terras Baixas) na Reserva Biológica União (Rebio União) (Cansi, 2007, Carvalho et al, 2016, Rodrigues et al, 2014), (2) fragmentos de vegetação nativa em estágio sucessional médio (Cansi, 2007, Carvallho, 2016, Carvalho et al, 2016, Rodrigues et al, 2014), e (3) plantios de nativas, de mesma idade dos SAFs (Sansevero et al, 2011).

Para comparar os SAFs entre si e com áreas de referência (floresta madura e fragmento em estágio médio da sucessão) foram elaborados gráficos do tipo radar com os parâmetros avaliados para cada estrato. Os parâmetros foram transformados em porcentagens em relação floresta madura, considerada como 100%, exceto para equabilidade, que foi apenas transformada para um intervalo de zero a 100. Para o estrato intermediário não foi possível realizar as comparações com as áreas de referência, devido à carência de dados disponíveis na literatura.

As espécies que se sucedem no processo de regeneração natural têm sua dinâmica explicada pela funcionalidade, base para sua seleção ao longo da trajetória sucessional. Assim, as características compartilhadas, ou grupos funcionais, podem evidenciar determinados padrões ecológicos não identificados pelas mudanças na riqueza de espécies (Naeem & Wright, 2003). Para verificar se houve ou não predominância de determinados grupos funcionais, relacionados com mecanismos relevantes para a restauração de florestas, foram selecionados quatro atributos e as espécies regenerantes foram classificadas de acordo com a literatura disponível: (1) origem (nativa ou exótica) (Flora do Brasil 2020/Programa Re flora); (2) síndrome de dispersão (zoocórica ou não zoocórica) (Carvalho, 2010; Canosa & Moraes, 2016); (3) grupo sucessional (pioneira ou não-pioneira) (Carvalho, 2010) apenas para as espécies nativas; e (4) potencial máximo de altura da espécie, apenas para os estratos do sub-bosque. As espécies foram divididas em dois grupos: espécies com potencial máximo de altura  $\leq 6\text{m}$  e espécies com potencial máximo de altura  $> 6\text{m}$  (Carvalho, 2010).

## RESULTADOS

Na primeira coleta de dados foram amostrados um total de 3.825 indivíduos, sendo 556 no estrato superior, 1.650 no intermediário e 1.619 no inferior. Na segunda, foram amostrados 4.302 indivíduos, sendo 573 no estrato superior, 1.951 no intermediário e 1.778 no inferior. Em ambas as amostragens foram identificadas 83 espécies e 5 morfoespécies para o estrato superior, 130 espécies e 30 morfoespécies para o estrato intermediário e 96 espécies e 26 morfoespécies no estrato inferior (Apêndice 2). Não houve diferença significativa para densidade e área basal entre as amostragens nos SAFs, exceto para a área basal do estrato inferior no SAF2 (Figuras 4 e 6).

### *Estrato superior*

O estrato superior apresentou predominância de espécies e indivíduos plantados, apenas no SAF5 60% dos indivíduos amostrados foram regenerantes (Figura 3). A densidade e área basal média foram, respectivamente, 1.102 ( $\pm 304$ ) indivíduos por hectare ( $\text{ind. ha}^{-1}$ ) e 15,0 ( $\pm 4,83$ )  $\text{m}^2\text{ha}^{-1}$  na primeira amostragem e 1.066 ( $\pm 188$ )  $\text{ind. ha}^{-1}$  e 15,8 ( $\pm 2,03$ )  $\text{m}^2\text{ha}^{-1}$  na segunda (Figura 4). A riqueza de espécies média foi de 27 para ambas as amostragens, sendo que o  $e^{H'}$  =15 na primeira e  $e^{H'}$  =14 na segunda amostragem (Apêndice 1). A riqueza plantada foi maior do que a riqueza regenerante no estrato superior para todos os agroecossistemas, exceto para o SAF5, e as espécies regenerantes foram mais de origem autóctone do que alóctone para este estrato (Figura 3). A diversidade e equabilidade médias foram de  $H' = 2,6$  e  $J = 0,8$ , respectivamente para ambas as amostragens (Apêndice 1). A equabilidade alta no estrato superior é um bom indicador do equilíbrio na escolha do número de indivíduos plantados por espécie. Este parâmetro foi diminuindo ao longo dos estratos ( $J = 0,7$  e  $J = 0,6$  no estrato intermediário e inferior, respectivamente).

As espécies mais importantes (VI) foram exatamente os chamados carros-chefes dos SAFs, *Bactris gasipaes* para os SAF1, SAF3 e SAF5, *Euterpe oleracea* no SAF2 e *Persea americana* no SAF4, todas espécies plantadas e nenhuma delas nativa da região. Em segundo e terceiro lugar se destacaram as seguintes: *Inga laurina* (SAF3), *Inga vera* (SAF2), *Musa sp* (SAF2) e *Piptadenia gonoacantha* (SAF4), também espécies que foram plantadas e *Cecropia*



*hololeuca* (SAF5), *Cupania oblongifolia* (SAF5) e *Gochnatia polymorpha* (SAF1), espécies alóctones que regeneraram naturalmente nas áreas (Apêndice 3).

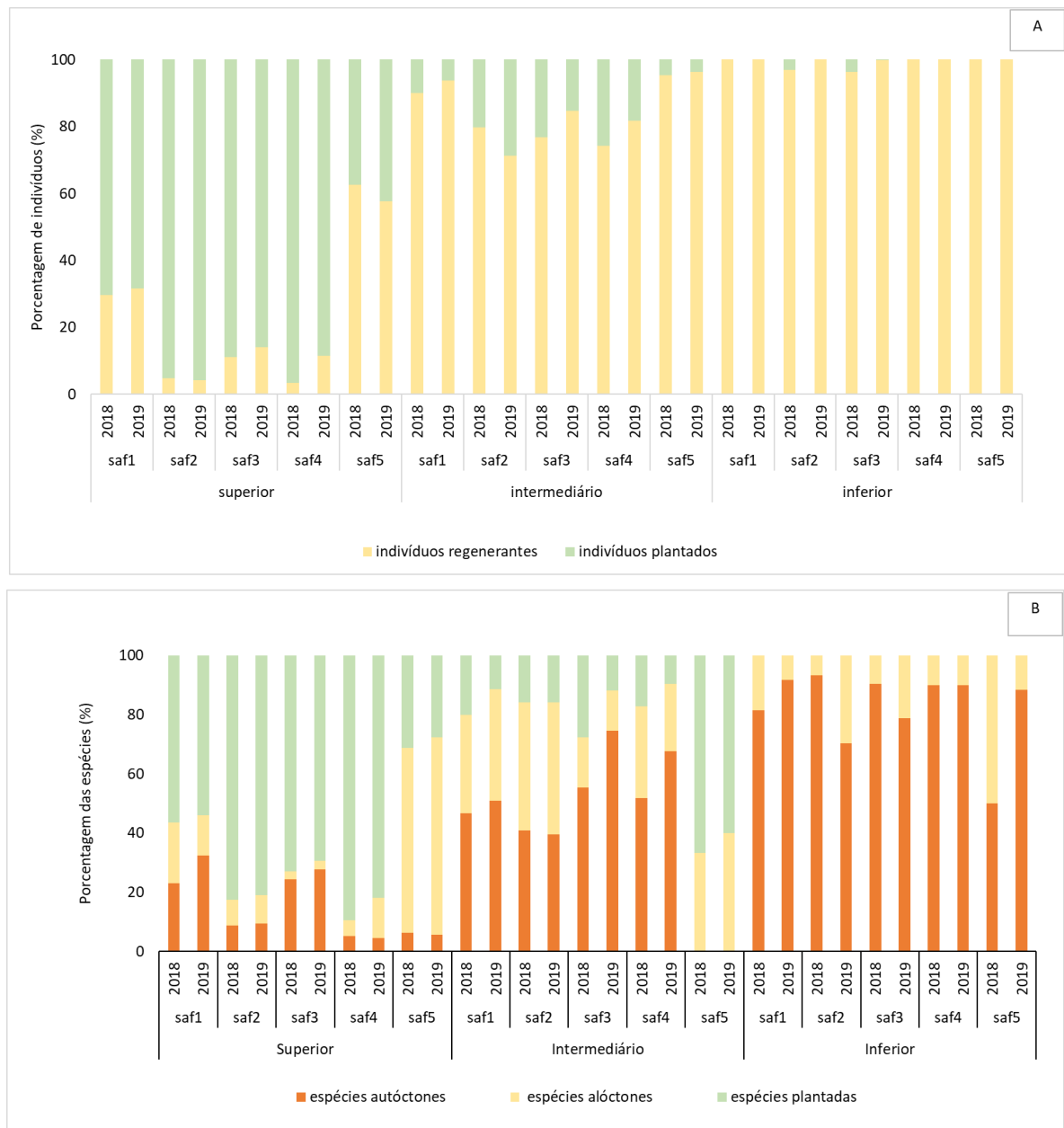


Figura 3. (A) Percentagem de indivíduos plantados e regenerantes e (B) Percentagem de espécies plantadas, autóctones e alóctones nos três estratos: superior (DAP  $\geq 5$ cm), intermediário (DAP  $\leq 5$ cm e altura  $\geq 50$ cm) e inferior (altura  $< 50$ cm) para cada amostragem em cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil.

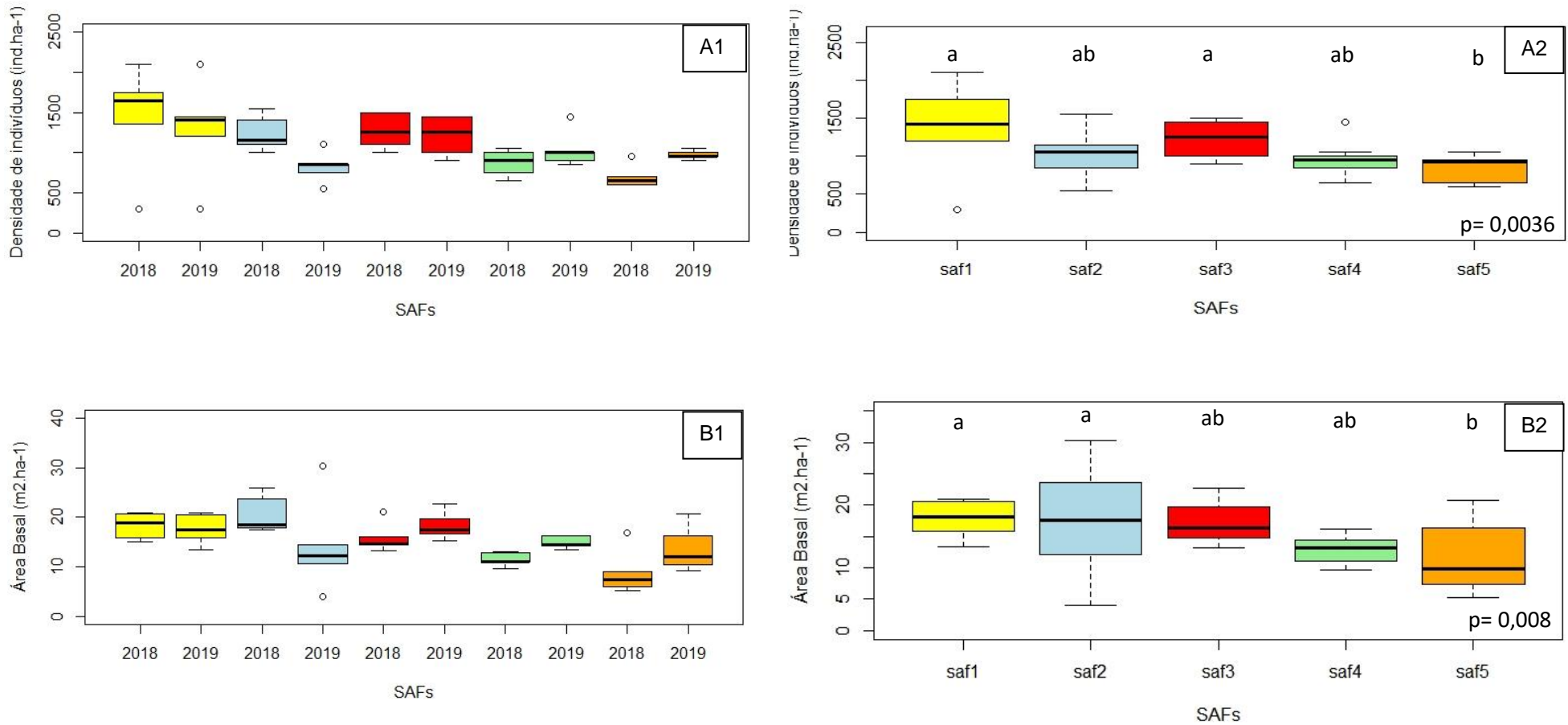


Figura 4. Densidade de indivíduos em cada amostragem (2018 e 2019) (A1); densidade de indivíduos, ano como fator aleatório (A2); área basal em cada amostragem (2018 e 2019) (B1); área basal, ano como fator aleatório (B2); para o estrato superior (DAP  $\geq 5$ cm) em cinco SAFs, localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil. Legenda: SAF1 (amarelo), SAF2 (azul), SAF3 (vermelho), SAF4 (verde) e SAF5 (laranja). A linha preta e as caixas representam os valores medianos e intervalo interquartil, respectivamente; as barras de linha são desvio padrão e os pontos são outliers. Diferentes letras indicam diferenças significativas.

Os SAFs apresentaram valores para altura média, DAP médio e área basal média próximos dos limites inferiores definidos pela Resolução CONAMA 06/1994 para o estágio médio da sucessão ecológica (Figura 5). Assim como determinado por esta Resolução, observou-se que os SAFs possuíam uma fisionomia arbustivo-arbórea com início de diferenciação em estratos e surgimento de algumas espécies tolerantes à sombra; o sub-bosque estava presente e as árvores, por sombreamento, impedindo o desenvolvimento de herbáceas e gramíneas. Além disso, estavam presentes espécies indicadoras deste estágio como: *Guarea guidonia*, *Miconia sp*, *Handroanthus chrysotricha*, *Sparattosperma leucanthum*, *Cybistax antisiphilitica*, *Xylopia sericea* e *Cupania oblongifolia*.



Figura 5. (A) DAP médio (B), altura média e (C) área basal média para cada SAF e média dos SAFs em cada amostragem, para indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm em cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil. as linhas tracejadas determinam os valores para vegetação em estágio médio da sucessão ecológica segundo a Resolução CONAMA 06/1994.

### *Estratos intermediário e inferior: o sub-bosque*

No estrato intermediário, diferindo do superior, predominaram indivíduos regenerantes, variando de 70 a 95% dos indivíduos amostrados em ambas as amostragens realizadas (Figura 3). A densidade média foi de 11.352 ( $\pm 7.228$ ) ind.ha<sup>-1</sup> na primeira amostragem e 13.760 ( $\pm 10.324$ ) ind.ha<sup>-1</sup> na segunda. A área basal média foi de 6,8 ( $\pm 4,3$ ) m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> na primeira amostragem e 9,6 ( $\pm 7,5$ ) m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> na segunda (Figura 6). A riqueza média foi de 37 espécies na primeira amostragem de 39 na segunda e  $e^H = 16$  para ambas as amostragens. A diversidade e a equabilidade média também foram iguais para as duas amostragens,  $H' = 2,5$  e  $J = 0,7$  respectivamente (Apêndice 1).

Os resultados do processo de regeneração natural podem ser observados diretamente no estrato intermediário, que apresentou maior riqueza média e maior proporção de espécies alóctones quando comparado aos outros estratos (Figura 3) e maior número de espécies regenerantes do que espécies plantadas, exceto para o SAF5.

Assim como no estrato superior, *Bactris gasipaes* foi uma das espécies mais importantes, ocupando da primeira à terceira posição como espécie mais importante, segundo os Valores de Importância (VI) (Apêndice 3), para todos os SAFs, exceto para o SAF4. Neste estrato *B. gasipaes* apresentou indivíduos plantados e também regenerantes. Outras espécies que se destacaram neste estrato foram: *Coffea canefora* (SAF3 e SAF4), *Inga vera* (SAF2) e *Jatropha curcas* (SAF4), com indivíduos plantados e regenerantes, e apenas com indivíduos regenerantes as espécies nativas da região: *Guarea guidonia* (SAF2), *Leandra sp1* (SAF5), *Miconia valtheri* (SAF1), *Piptadenia gonoacantha* (SAF4) e *Syzyguim cumini* (SAF3), sendo apenas a *M. valtheri* alóctone (Apêndice 3).

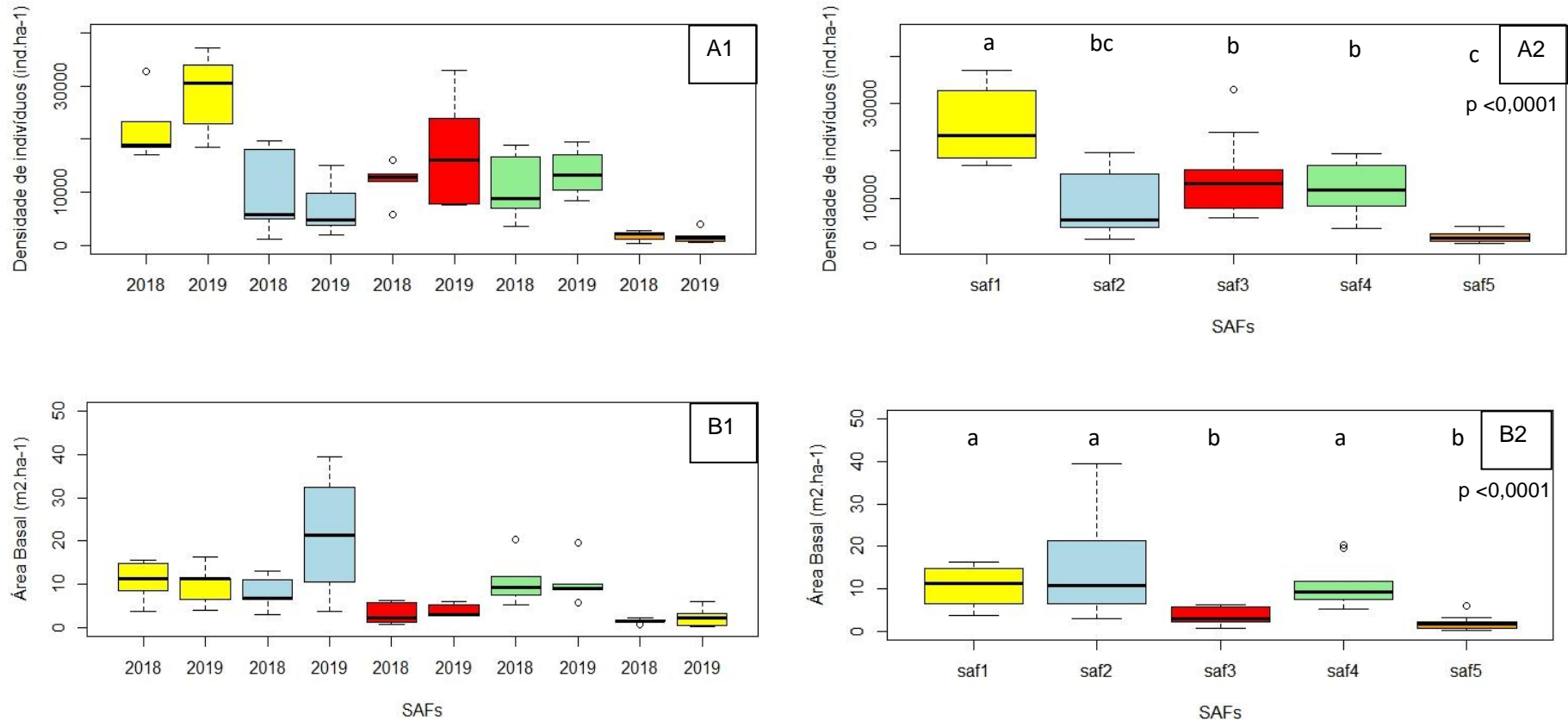


Figura 6. Densidade de indivíduos em cada amostragem (2018 e 2019) (A1); densidade de indivíduos, ano como fator aleatório (A2); área basal em cada amostragem (2018 e 2019) (B1); área basal, ano como fator aleatório (B2); para o estrato intermediário (DAP  $\leq 5$ cm e altura  $\geq 50$ cm) em cinco SAFs, localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil. Legenda: SAF1 (amarelo), SAF2 (azul), SAF3 (vermelho), SAF4 (verde) e SAF5 (laranja). A linha preta e as caixas representam os valores medianos e intervalo interquartil, respectivamente; as barras de linha são desvio padrão e os pontos são outliers. Diferentes letras indicam diferenças significativas.

No estrato inferior 100% dos indivíduos amostrados, em ambas as coletas de dados, foram regenerantes, apenas na primeira amostragem o SAF2 apresentou 97% e o SAF3 96% de regenerantes (Figura 3). A densidade média foi de 52.928 ( $\pm 40.935$ ) ind.ha<sup>-1</sup> na primeira amostragem e de 56.564 ( $\pm 44.239$ ) ind.ha<sup>-1</sup> na segunda. A área basal média foi de 0,21 ( $\pm 0,14$ ) m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> e 0,26 ( $\pm 0,20$ ) m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> para a primeira e segunda amostragem, respectivamente (Figura 7). A riqueza de espécies média foi de 25 espécies na primeira amostragem ( $e^{H'}=9$ ) e 31 espécies na segunda ( $e^{H'}=12$ ). A diversidade e equabilidade média foram de  $H'=2,0$  e  $J=0,6$  na primeira amostragem, e  $H'=2,3$  e  $J=0,7$  na segunda (Apêndice 1).

A riqueza total para este estrato é composta apenas da riqueza regenerante e, assim como para os outros estratos, também predominaram as espécies autóctones (Apêndice 1). As espécies mais importantes para o estrato inferior foram: *Annonaceae sp1* (SAF2), *Cupania oblongifolia* (SAF5), *Leandra sp1* (SAF1 e SAF5), *Miconia valtheri* (SAF1), *Myrsine coriacea* (SAF3 e SAF5), *Piptadenia gonoacantha* (SAF4), *Syzyguim cumini* (SAF3) e *Urena lobata* (SAF2) (Apêndice 3). Neste estrato a riqueza total, a riqueza alóctone, o número efetivo de espécies e a diversidade de espécies apresentaram menores valores médios do que os observados para o estrato intermediário (Apêndice 1).

A similaridade florística (Índice de Jaccard) entre o estrato superior e sub-bosque para as espécies regenerantes foi baixa, sendo menor para o SAF2 (12,9%), seguindo dos SAF5 (14,7%), SAF1 (17,5%), SAF3 (25,6%) e SAF4 (26,6%). Houve correlação positiva entre o número de espécies plantadas no estrato superior e o número de espécies regenerantes nos estratos intermediário ( $p=0,002029$  e  $r=0,8857$ ) e inferior ( $p=0,008962$  e  $r=0,7714$ ). No entanto, quando consideradas apenas as espécies regenerantes alóctones, para o estrato intermediário a relação foi negativa ( $p=0,04543$  e  $r=-0,6418$ ) e no estrato inferior não houve a correlação significativa ( $p=0,4306$  e  $r=0,2815$ ) (Apêndice 1).

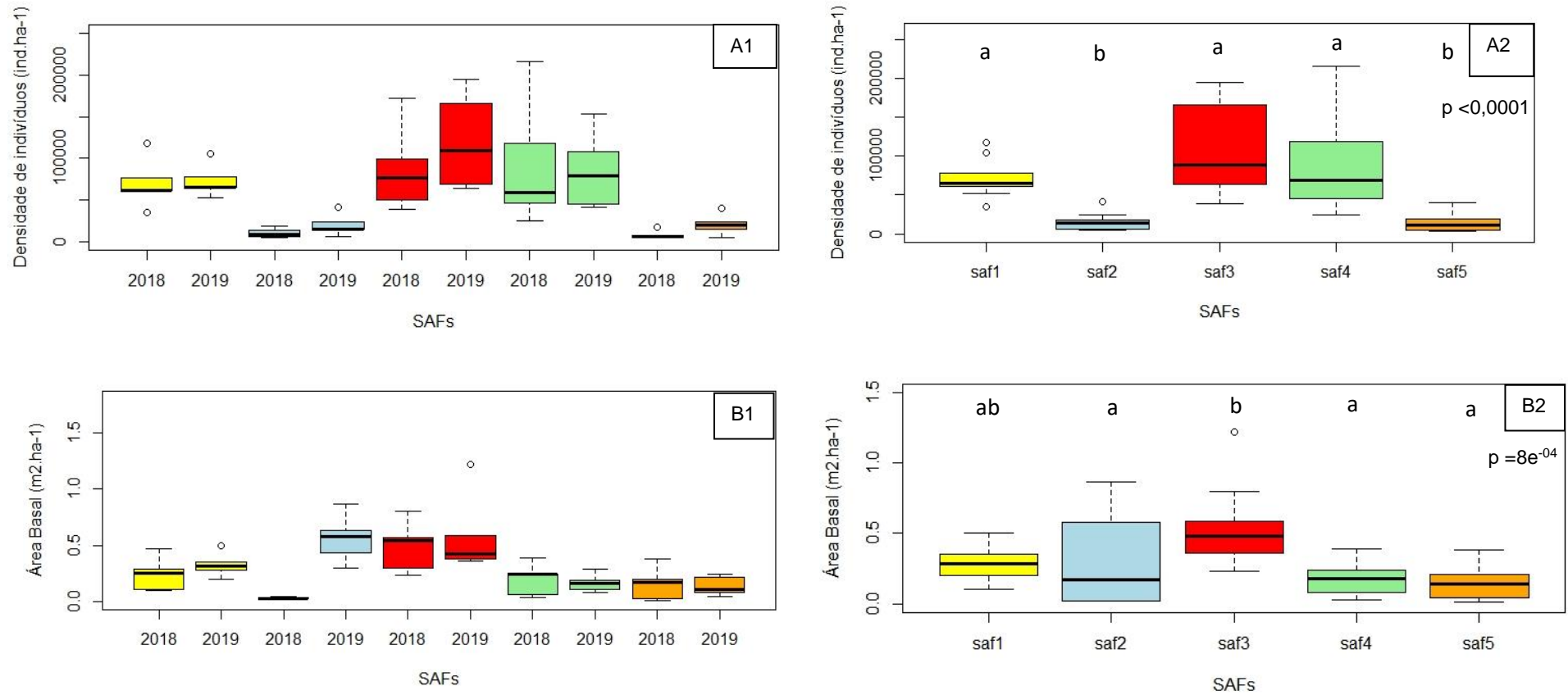


Figura 7. Densidade de indivíduos em cada amostragem (2018 e 2019) (A1); densidade de indivíduos, ano como fator aleatório (A2); área basal em cada amostragem (2018 e 2019) (B1); área basal, ano como fator aleatório (B2); para o estrato inferior (altura <50cm) em cinco SAFs, localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil. Legenda: SAF1 (amarelo), SAF2 (azul), SAF3 (vermelho), SAF4 (verde) e SAF5 (laranja). A linha preta e as caixas representam os valores medianos e intervalo interquartil, respectivamente; as barras de linha são desvio padrão e os pontos são outliers. Diferentes letras indicam diferenças significativas.

### *Quais grupos funcionais estão regenerando nos SAFs?*

Em todos os agroecossistemas estudados predominaram (acima de 50%) espécies nativas nos três estratos, principalmente no estrato intermediário (70-100%) e estrato inferior (70-90%) (Figura 8A). A síndrome de dispersão pelos animais foi o que mais contribuiu para a composição da comunidade de regenerantes, com mais de 60% das espécies em todos os estratos dos SAFs (Figura 8B). O grupo sucessional teve uma variação maior entre os estratos e as áreas, mas mesmo assim o grupo das pioneiras se destacou com maiores proporções no estrato intermediário (Figura 8C).

Em relação ao máximo potencial de altura para os estratos intermediário e inferior, os arbustos e as árvores de pequeno porte foram a maioria das espécies, com maiores proporções também para o estrato intermediário (Figura 8D). Portanto, para os SAFS estudados, os três estratos apresentaram predominância dos mesmos grupos funcionais para as espécies regenerantes: nativas, zoocóricas, pioneiras, e arbustivas ou arbóreas de pequeno porte.

### *Comparando os SAFs*

De forma geral, os SAFs 1 e 3 apresentaram os maiores valores para a maioria dos parâmetros estudados para todos os estratos, enquanto o SAF5 apresentou os menores valores, com exceção do estrato inferior (Figura 9). Por outro lado, o SAF5 teve as maiores riquezas alóctones (10 e 12 espécies, na primeira e segunda amostragem respectivamente) para o estrato superior, seguido do SAF1 (8 e 5 espécies, na primeira e segunda amostragem respectivamente) (Figura 3). Quando somadas as espécies alóctones de todos os estratos, os SAF1 (36 espécies na primeira amostragem e 31 na segunda) e SAF2 (22 e 27 espécies, na primeira e segunda amostragem respectivamente) apresentaram as maiores riquezas e o SAF4 as menores (11 e 12 espécies, na primeira e segunda amostragem respectivamente) (Apêndice 1).





Figura 8. Grupos funcionais das espécies: (A) origem (espécie nativa ou exótica), (B) dispersão (espécie zoocórica ou não-zoocórica), (C) grupo sucessional (espécie pioneira ou não-pioneira), e (D) potencial máximo de altura (espécie com  $\leq 6\text{m}$  de altura e  $> 6\text{m}$  de altura) para cada estrato (superior DAP  $\geq 5\text{cm}$ ; intermediário DAP  $\leq 5\text{cm}$  e altura  $\geq 50\text{cm}$ ; e inferior altura  $< 50\text{cm}$ ) em cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5), localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil. P= indivíduo plantado e R= indivíduo regenerante.

O SAF4 apresentou densidade semelhante aos SAFs 1 e 3 no estrato inferior (Figura 7), mas baixa equabilidade ( $J=0,26$  na primeira amostragem e  $0,35$  na segunda) com predomínio de *Piptadenia gonoacantha* ( $VI=52,17\%$  e  $47,06\%$ ), que esteve presente como espécie mais importante, nos três estratos neste agroecossistema (Apêndice 3).

Apesar das oscilações entre as amostragens no SAF2, estas não apresentaram diferenças significativas para os estratos superior e intermediário (Figuras 4 e 6). No estrato inferior houve diferença significativa apenas para a área basal entre as amostragens ( $0,03$  e  $0,08 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ ) (Figura 7).

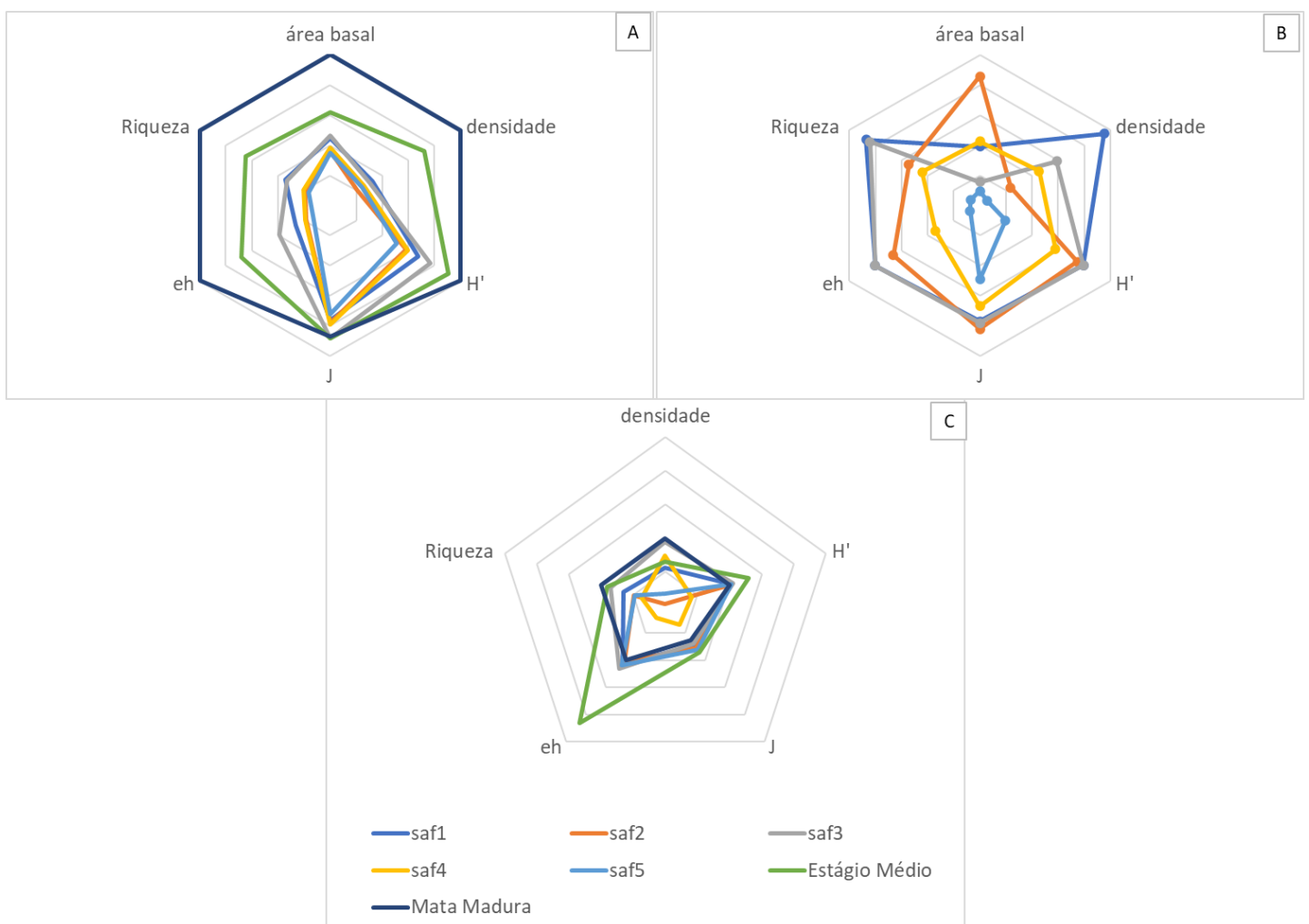


Figura 9. Parâmetros avaliados: densidade, área basal, riqueza, equabilidade (J), diversidade ( $H'$ ) e, número efetivo de espécies (eh) para cada SAF e área de referência (Rebio União, Cansi, 2007 e Carvalho et al, 2016) para cada estrato: (A) superior ( $DAP \geq 5\text{cm}$ ), (B) intermediário ( $DAP \leq 5\text{cm}$  e altura  $\geq 50\text{cm}$ ), este estrato não foi possível comparar com dados da literatura, e (C) inferior (altura  $< 50\text{cm}$ ) para cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil.

## DISCUSSÃO

### *Estrato superior*

De acordo com os parâmetros definidos pela Resolução CONAMA nº06/1994, os SAFs do presente estudo (10 e 15 anos), como era esperado, apresentaram valores para altura média, DAP médio e área basal média próximos dos limites inferiores que definem o estágio médio da sucessão ecológica, sugerindo que estão no início deste estágio. Os SAFs apresentaram, em média, valores inferiores para os parâmetros estudados (área basal, densidade, riqueza, número efetivo de espécies e diversidade) quando comparados aos fragmentos de vegetação nativa da região considerados em estágio médio da sucessão como: Fazenda Boa Esperança, Fazenda Vendaval e Mata do Rio Vermelho (Carvalho et al, 2007 e Carvalho et al, 2016). Vale destacar, que estes fragmentos estão em processo de restauração há pelo menos 50 anos, mas ainda sofrem perturbações, e que possuem tamanhos que variam entre 9 e 155 ha (Cansi, 2007).

Quando comparados com plantios de nativas na região (Sansevero et al, 2011), de mesma idade, a porcentagem de indivíduos regenerantes nos plantios e nos SAFs foi semelhante. Os SAFs apresentaram em média valores de área basal e densidade inferiores, porém um valor maior para riqueza. A riqueza dos plantios de nativas, estudados por Sansevero et al (2011), mudou pouco em relação ao número de espécies plantadas. Isto porque a densidade de indivíduos plantados foi maior, mas a riqueza plantada foi menor nos plantios de nativas do que nos SAFs aqui estudados.

Como esperado, os SAFs do presente estudo, com idade entre 10 e 15 anos, apresentassem valores intermediários aos encontrados por Froufe e Seoane (2011) que também estudaram SAFs sucessionais na Mata Atlântica, com 8 e 16 anos de idade. O SAF com 8 anos de idade apresentou menores valores para todos os parâmetros, exceto densidade, enquanto que o SAF com 16 anos teve maiores valores, exceto para área basal que foi semelhante, quando comparados aos SAFs do presente estudo.

A partir de estudos sobre restauração ecológica realizados na Mata Atlântica, Suganuma e Durigan (2015) recomendaram três atributos para monitorar o sucesso da restauração ecológica: área basal do estrato superior

(plantadas ou não), riqueza e densidade do sub-bosque (plantas com mais de 0,5m de altura e DAP  $\leq$ 5cm). A área basal média do estrato superior dos SAFs correspondeu a de plantios de nativas entre 5 e 10 anos de idade, em estudo de uma cronosequência (4-53 anos) de matas ciliares na Mata Atlântica (Suganuma & Durigan, 2015).

Portanto, os SAFs do presente estudo apresentaram menor área basal para o estrato superior, quando comparados com áreas em processo de restauração ecológica de mesma idade ou estágio sucessional. Uma das razões parece ser o manejo por meio de poda, característico dos SAFs sucessionais, assim como observado por Froufe e Seoane (2011).

A metade dos indivíduos dos SAFs estudados por Froufe e Seoane (2011) foi de *Musa* sp, carro-chefe destes sistemas na região do Vale do Ribeira/SP. A espécie apresentou maior valor de importância para todos os SAFs estudados por estes autores. No presente estudo os carros-chefes dos SAFs também se destacaram como espécies mais importantes, todas espécies plantadas e exóticas, apontando a forte influência do plantio para este estrato. Também se destacaram em alguns SAFs os *Inga* sp, que apenas não estão presentes no SAF5. São espécies de leguminosas nativas recomendadas e largamente utilizadas em SAFs como adubação verde, ou seja, são plantadas para poda periódica de seus ramos e disposição sobre o solo. Lameira et al (2019) encontraram efeito positivo de *Inga edulis*, aumento da riqueza de espécies, abundância e área basal, na regeneração natural abaixo de seu dossel, e recomendaram esta espécie para os plantios de restauração. Isto pode ser explicado pela disponibilidade de frutos para os dispersores e pela capacidade de fixação biológica de nitrogênio.

As espécies regenerantes foram mais de origem autóctone do que alóctone no estrato superior dos SAFs aqui estudados, o que reforça a influência das espécies plantadas neste estrato. A carência de dispersores na região, devido à uma possível defaunação, devido à perda de habitat e caça predatória, pode ser um dos fatores responsáveis pela falta de regenerantes alóctones (Galetti et al, 2006, Araújo et al, 2008, Emer et al, 2020). As espécies regenerantes mais importantes nos SAFs, como *Cecropia hololeuca*, *Cupania oblongifolia* e *Gochnatia polymorpha*, características de áreas secundárias e

perturbadas, também se destacaram em estudos na região da APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado (Carvalho et al, 2007, Carvalho et al, 2008, Carvalho et al 2009; Carvalho et al, 2016; Evaristo et al, 2011; Sansevero et al, 2011) e em outros locais na Mata Atlântica (Froufe & Seoane, 2011).

#### *Estratos intermediário e inferior: o sub-bosque*

O estrato intermediário dos SAFs estudados, chamado de sub-bosque por Suganuma e Durigan (2015), apresentou densidade média maior e riqueza de espécies semelhante ao observado em fragmentos de mata secundária em processo de regeneração natural, abandonadas entre 35 a 60 anos. Quando comparados com plantios de nativas de mesma idade (10-15 anos), a densidade média do estrato intermediário dos SAFs estudados também foi maior que a maioria dos plantios, apenas 3 plantios do total de 26, tiveram densidade semelhante (Suganuma & Durigan, 2015).

Porém, com uma diferença, quando o sub-bosque é dividido em duas classes de tamanho ( $DAP < 1\text{cm}$  e  $1\text{cm} \leq DAP \leq 5\text{cm}$ ), os SAFs apresentaram 90% dos indivíduos na classe de menor tamanho. Assim, quando comparadas apenas as classes de menor tamanho, observa-se que não houve densidade correspondente para os plantios de nativas estudados por Suganuma e Durigan (2015). A maior densidade foi aproximadamente de  $3.000\text{ ind.ha}^{-1}$ , enquanto a densidade média dos SAFs foi de  $12.328\text{ ind.ha}^{-1}$ . Sansevero et al (2011) estudaram cinco plantios de nativas, de mesma idade e na mesma região dos SAFs estudados neste trabalho, sendo que três plantios apresentaram maior densidade, considerando também apenas a classe de maior tamanho.

Esta diferença de densidade em relação às classes de tamanho, sugere que os indivíduos estão regenerando nos SAFs, mas ainda não atingiram a classe de maior tamanho ou podem ter atingido e foram podados. A alta densidade no estrato intermediário pode ser atribuída ao predomínio de espécies arbustivas, que tem maior potencial de rebrota e possuem alta taxa de recrutamento no sub-bosque (Vesk, 2006; Clarke et al., 2013), e a ocorrência de um número elevado de rebrotos e muito perfilhamento nos

indivíduos do sub-bosque dos SAFs aqui estudados. Este fato pode ser considerado um indicativo da ocorrência de podas.

Vale salientar que não foi possível realizar comparações satisfatórias dos parâmetros estudados com dados da literatura, principalmente estudos realizados na APA do Rio São João/ Mico-Leão-Dourado, como realizado para o estrato superior, pois poucos estudos incluíram este estrato em suas investigações.

Em relação às espécies, aquelas plantadas como carros-chefes nos SAFs, assim como no estrato superior, também tiveram maior valor de importância no estrato intermediário. A diferença é que além dos indivíduos plantados, também estão presentes indivíduos regenerantes autóctones destas espécies. No estrato intermediário, começou a se destacar um número maior de espécies nativas regenerantes, predominando, mais uma vez, as espécies autóctones e as iniciais no processo de sucessão ecológica, como *Guarea guidonia*, *Leandra sp1*, *Miconia valtheri* e *Piptadenia gonoacantha*, espécies comumente observadas em outros estudos em fragmentos florestais na região (Carvalho et al 2007, Carvalho et al 2009; Carvalho et al, 2016; Evaristo et al, 2011; Sansevero et al, 2011).

A *Guarea guidonia*, espécie regenerante frequentemente encontrada nos SAFs e também em fragmentos de matas secundárias na região, é capaz de se desenvolver em condições de sol e de sombra, resultado da adaptabilidade fisiológica a certas mudanças ambientais, principalmente luz, bem como mudanças temporárias na entrada de luz causadas por plantas decíduas do dossel (*Citharexylum myrianthum*, *Sparattosperma leucanthum*, *Piptadenia gonocantha*), condições que podem contribuir para recrutamento persistente da *G. guidonia* no sub-bosque. Outro fator é a alta produção e dispersão de frutos por aves frugívoras (Sansevero et al, 2011). Lameira et al (2019) encontraram que a regeneração natural no sub-bosque de *G. guidona* apresentou menores valores para riqueza de espécies, abundância e área basal quando comparada com os plantios das outras espécies nativas estudadas.

Cansi (2007) estudou o estrato inferior de oito fragmentos de vegetação nativa em estágio médio da sucessão, localizados na APA São

João/Mico-Leão-Dourado. O estrato inferior dos SAFs apresentou, em média, riqueza de espécies maior do que três destes fragmentos, diversidade de espécies média maior do que apenas um deles e densidade média de indivíduos maior do que quatro dos fragmentos.

Os SAFs apresentaram, em média, maior densidade de indivíduos do que observado por Rodrigues et al (2014), que estudaram o estrato inferior de borda e interior de um fragmento, também localizado na APA do Rio São João Mico-Leão-Dourado, mesmo estes autores utilizando um critério de inclusão mais abrangente (indivíduos de até um metro de altura). Por outro lado, a área basal, do interior e da borda, encontrada por estes autores foi duas vezes maior do que a área basal média encontrada nos SAFs. Esta diferença na área basal sugere que o estrato inferior dos SAFs é mais jovem, ou seja, ainda não teve tempo para o incremento em diâmetro. Isto pode estar ocorrendo por fatores ambientais, mas também devido ao manejo realizado nas áreas. A capina seletiva pode limitar o desenvolvimento dos indivíduos, mantendo o estrato inferior sempre muito jovem.

Importante salientar que o estrato inferior é extremamente dinâmico, pois é mais suscetível e tende a responder primeiro às mudanças do que os outros estratos. Assim, pode indicar aspectos mais recentes do processo da restauração e, neste caso, também do manejo dos SAFs estudados. Por isso, o estudo deste estrato é relevante para compreensão da dinâmica da regeneração natural, entender a trajetória sucessional da restauração e também prever seu desenvolvimento.

A baixa similaridade florística entre o estrato superior e os estratos inferiores sugere que espécies alóctones estão se estabelecendo nas áreas, mas que ainda não houve tempo de atingirem o estrato superior, o que resulta na baixa similaridade. Sansevero et al (2011) encontraram resultados semelhantes em plantios de nativas, afirmando que os indivíduos plantados podem estar afetando o recrutamento do sub-bosque, seja atraindo agentes de dispersão ou alterando as condições ambientais, devido ao rápido crescimento de alguns indivíduos plantados, que formam um dossel fechado.

Por outro lado, a correlação positiva entre o número de espécies plantadas no estrato superior e o número de espécies regenerantes nos

estratos intermediário e inferior indica, como já apontado anteriormente, que as espécies plantadas ainda exercem bastante influência no processo de regeneração natural nos SAFs. Esta influência também pode ser reforçada pela correlação negativa encontrada entre o número de espécies plantadas no estrato superior e o número de espécies alóctones no estrato intermediário, sugerindo que as espécies plantadas estão favorecendo o estabelecimento de regenerantes autóctones neste estrato. No estrato inferior não foi encontrada esta correlação, é um estrato bastante dinâmico, sofre mudanças rápidas e, como já apontado, o baixo valor de área basal para os indivíduos, demonstra que são indivíduos bastante jovens, tornando mais difícil verificar esta influência.

Os parâmetros de densidade e riqueza de espécies das mudas plantadas têm sido considerados fatores importantes para o sucesso da restauração (Rodrigues et al., 2009; Brancalion et al, 2010, Rodrigues et al., 2011; Lameira et al, 2019). No entanto, Suganuma et al (2018) não encontraram relação entre o número de espécies plantadas e a densidade de mudas e o sucesso da restauração, mas sim forte influência das condições ambientais locais e da paisagem na comunidade regenerante. Neste sentido, alguns autores indicam que a diversidade funcional pode ser um melhor indicador do que apenas a riqueza de espécies para avaliar a trajetória da restauração ecológica (Brancalion & Holl, 2016). Por exemplo, Lohbeck et al (2018) encontraram que a diversidade funcional das árvores em SAFs foi positivamente relacionada ao acúmulo de carbono no solo, sugerindo que uma das medidas, para restaurar a saúde do solo em áreas degradadas pela agricultura, é estimular a ocorrência de alta diversidade funcional entre as espécies arbóreas.

Vários estudos têm demonstrado os efeitos da identidade das espécies e, conseqüentemente de suas funções no ecossistema, em condições e processos ecológicos. Lameira et al (2019) encontraram que a identidade das espécies arbóreas plantadas influenciou a regeneração natural em sub-bosque de plantios de nativas, como consequência, afetou a manutenção da estrutura da comunidade e a riqueza de espécies nos locais em restauração. Assim, estes autores afirmam que a busca por padrões relacionados aos efeitos da



identidade das espécies sobre o funcionamento dos ecossistemas pode representar uma mudança de paradigma na restauração ecológica, já que seus efeitos poderão ser considerados um critério importante na seleção das espécies em projetos de restauração. Diante disso, a ecologia funcional pode fornecer evidências importantes para a formulação de estratégias para restaurar áreas degradadas e promover os serviços ecossistêmicos (Lohbeck et al, 2018).

#### *Quais grupos funcionais estão regenerando nos SAFs?*

Esperava-se que os estratos dos SAFS apresentariam predominância de diferentes grupos funcionais para as espécies regenerantes, mas isso não foi observado, os três estratos se comportaram de forma semelhante quanto a composição funcional.

As espécies nativas foram maioria na comunidade de regenerantes, mostrando que os SAFs estão permitindo a regeneração natural, favorecendo as espécies nativas em detrimento das espécies exóticas. Mesmo que estas últimas tenham sido plantadas e muitos indivíduos já estavam em fase reprodutiva nas áreas, corroborando o potencial de utilização dos SAFs como uma estratégia de restauração ecológica. Resultados semelhantes foram relatados em SAFs estudados por Froufe e Seoane (2011), Leite et al (2014) e Moressi et al (2014).

A predominância de espécies zoocóricas na regeneração natural é um padrão conhecido para florestas tropicais, representando de 50 a 75% do total (Penhalber & Mantovani, 1997), sendo que menos de 60% pode indicar um alto nível de distúrbio (Piña- Rodrigues et al, 2009). A proporção de espécies zoocóricas nos SAFs está dentro do padrão esperado e acima de 60%, assim como observados nos estudos de Cansi (2007) e Carvalho et al (2008) para fragmentos florestais na região, e de Sansevero et al (2011) e Suganuma e Durigan (2015), para plantios de espécies nativas. A tendência é que esta proporção seja ainda maior no sub-bosque (90%), onde está concentrada a atividade dos dispersores (Nunes et al, 2003), o que não foi observado nos SAFs aqui estudados.

A disponibilidade de propágulos é um dos fatores que mais afetam o desenvolvimento das comunidades de plantas (Palma et al, 2020), sendo um fator chave para o sucesso da restauração. Uma comunidade com maior disponibilidade de frutos para a fauna pode apresentar maior riqueza de espécies regenerantes e melhor recrutamento no sub-bosque, acelerando o processo de sucessão (Sansevero et al, 2011). O aumento da atração de frugívoros para a área, aumenta a dispersão de propágulos, principalmente alóctones, de tal modo que os projetos de restauração ecológica devem incluir uma alta densidade de espécies deste grupo, além de outras técnicas, para atração de frugívoros (Piña- Rodrigues et al, 2009, Palma et al, 2020).

O grupo sucessional das pioneiras foi o que mais contribuiu para a composição da comunidade de regenerantes em todos os estratos. Diante disso, pode-se afirmar que as espécies pioneiras encontraram condições favoráveis para seu recrutamento e manutenção nos SAFs. Isto pode ser devido à própria idade dos SAFs (entre 10 e 15 anos); ao manejo realizado nas áreas, como abertura de clareiras e também o favorecimento de espécies pioneiras, que produzem grande quantidade de biomassa, função importante para a adubação verde e cobertura do solo nestes agroecossistemas.

O predomínio de espécies pioneiras é um dos fatores que caracteriza uma floresta em fase inicial da sucessão ecológica ou ambientes perturbados, já que em florestas maduras tendem a ocorrer em baixa proporção (Brancaion et al, 2015). Carvalho et al (2008) verificaram que no estrato superior dos fragmentos de vegetação nativa perturbados, as pioneiras, foram mais representativas do que espécies características de estágios sucessionais mais avançados. Assim, também Prieto et al (2013) apontaram que, apesar da riqueza não diferir entre borda e interior dos fragmentos estudados por eles, a composição de espécies mudou. As espécies colonizadoras de áreas, como as pioneiras, foram mais abundantes nas bordas dos fragmentos, mas apenas para classe de maior tamanho, já que os estratos menores não responderam significativamente em termos de composição de espécies.

Esperava-se que, no estrato intermediário, a presença de espécies secundárias fosse maior. Já que esta tendência foi verificada em fragmentos, considerados em estágio médio da sucessão ecológica, por Carvalho et al

(2007) e Carvalho et al (2009), com o predomínio de secundárias iniciais no estrato superior, e por Cansi (2007), com leve predomínio de espécies secundárias tardias no estrato menor, que associado ao grande número de indivíduos regenerantes, indicam o avanço da sucessão para fases mais maduras.

Neste momento da trajetória sucessional dos SAFs estudados, e pelo pouco manejo que estão sendo submetidos, espera-se que haja uma troca gradual das espécies pioneiras, que dominam o dossel, para a criação de um dossel mais denso e longo, dominado por espécies tolerantes à sombra (secundárias iniciais e tardias), que irão garantir a perpetuação da área em restauração e o avanço para estágios mais maduros, se este for um objetivo dos agricultores. Portanto, o predomínio de espécies pioneiras nos SAFs é um indicador que deve ser monitorado por mais tempo, a fim de verificar se espécies de sucessão tardia serão mais recrutadas e compreender como o manejo dos SAFs pode ou não estar interferindo nesta dinâmica dos grupos sucessionais, já que, como dito anteriormente, muitas espécies pioneiras têm funções importantes no manejo das clareiras e da biomassa nos SAFs.

Outro atributo funcional observado foi o predomínio de espécies arbustivas em relação às arbóreas, que pode ser resultado do seu maior potencial de rebrota (Clarke et al, 2013), já que nos SAFs acontecem podas periódicas. O SAF3 teve menor porcentagem de espécies regenerantes arbustivas ou arbóreas de pequeno porte nos estratos intermediário e inferior. Foi constatado em campo que a família realiza capina seletiva retirando do sistema indivíduos arbustivos e deixando as espécies arbóreas.

A menor representatividade de espécies arbóreas de médio e grande porte sugere que muitos indivíduos regenerantes, principalmente no estrato intermediário, por uma questão intrínseca à espécie, podem permanecer no sub-bosque e não contribuir futuramente com a formação de um dossel. Por outro lado, as espécies arbustivas têm um papel fundamental no processo de restauração, pois propiciam oferta de recursos em abundância durante todo ano, que atraem a fauna polinizadora e dispersora para área.

### *Comparando os SAFs*

Os maiores valores para os parâmetros estudados nos SAFs 1 e 3 podem ser atribuídos a quatro fatores principais: maior tempo de implantação dos SAFs (15 anos), menor distância do fragmento de vegetação nativa; maior riqueza de espécies plantadas; e manejo agroflorestal, aspectos já constatados em outros estudos como destacado a seguir.

O tempo tem sido considerado um dos principais fatores de condução da trajetória na restauração de florestas tropicais (Crouzeilles et al, 2016; Suganuma et al, 2018). A proximidade com fragmentos de vegetação nativa, como fonte de propágulos, contribuiu para a melhoria da regeneração natural em florestas tropicais (Suganuma et al, 2018; Palma et al, 2020). A riqueza de espécies das mudas plantadas tem sido considerado um fator importante para o sucesso da restauração (Rodrigues et al., 2009; Brancalion et al, 2010, Rodrigues et al., 2011; Lameira et al, 2019). No entanto, Suganuma et al (2018) não encontraram relação entre o número de espécies plantadas e o sucesso da restauração, mas influência das condições ambientais locais e da paisagem.

O último fator, manejo dos SAFs, foi observado em campo, quando as famílias acompanhavam a coleta de dados. O conhecimento das duas famílias sobre as espécies plantadas e regenerantes (identidade, forma de crescimento e usos) pode ter propiciado um manejo de melhor qualidade, considerando os parâmetros ecológicos aqui avaliados. A diversidade funcional e de espécies nos SAFs requer um manejo intenso, o que implica disponibilidade de mão de obra e conhecimento sobre cada uma das espécies e a dinâmica do sistema (Miccolis et al, 2019).

Segundo a Global Partnership On Forest And Landscape Restoration (GPFLR, 2020), um dos princípios da restauração ecológica, entendida como um processo e não apenas como um objetivo em si mesma, é a aprendizagem contínua e o manejo adaptativo, princípios estes compartilhados pela prática agroflorestal. A qualidade do manejo é considerada como o principal fator que leva um SAF a ser bem sucedido (Rocha et al, 2014; Miccolis et al, 2016).

As oscilações entre as amostragens para área basal e densidade de indivíduos no SAF2 podem ser atribuídas às podas realizadas pelos agricultores para entrada de luz no sistema, visando ao plantio de espécies

agrícolas. Alguns indivíduos do estrato superior, quando podados, passaram para o estrato intermediário na segunda amostragem, diminuindo a densidade e a área basal do estrato superior e, conseqüentemente, aumentando a área basal do estrato intermediário. O mesmo aconteceu com o estrato intermediário, que apesar de aumentar a área basal, diminuiu em densidade, ou seja, alguns indivíduos passaram para o estrato inferior. Muitos ramos podados no estrato superior também podem ter contribuído para a diminuição da área basal. Os indivíduos deste SAF têm a menor altura média para o estrato superior e muito perfilhamento, decorrente das podas periódicas realizadas.

Em relação às espécies, *Euterpe oleraceae* foi a espécie com maior valor de importância para o estrato superior no SAF2. *E. oleracea* é semelhante a nativa *Euterpe edulis* em aspectos relacionados à alometria, desenvolvimento, sementes e morfologia das plântulas, apresentando grande potencial de competição entre as espécies (Tiberio et al., 2012). Assim, a introdução de *E. oleraceae* na Mata Atlântica deve ser desestimulada, sobretudo em áreas próximas a floretas nativas, pois pode se comportar como uma espécie invasora na paisagem, afetando a confiabilidade do sistema. Outro aspecto a ser destacado é que no SAF2, as espécies com maior valor de importância para o estrato inferior, somando quase 50% do VI, são arbustivas (*Urena lobata* e *Hibiscus acetocella*), poucas espécies arbóreas estão regenerando no local, as podas e capinas podem estar dificultando, pelo acúmulo de serrapilheira, a regeneração natural neste SAF.

No SAF4, *Piptadenia gonoacantha*, espécie típica de estágios iniciais da sucessão e indicada para recuperação de áreas degradadas pelo seu bom desempenho em colonizar o ambiente (Araújo et al, 2006), foi inicialmente plantada na área também pelo seu potencial melífero, e se destacou em todos os estratos dentre as espécies com maior valor de importância, principalmente no estrato inferior. Em estudo realizado por Pinto et al (2007), *P. gonoacantha* teve maior valor de importância tanto na floresta em estágio inicial quanto na floresta madura, mas apresentou poucos representantes nas menores classes diamétricas e aumento na densidade das classes subseqüentes, indicando que a espécie estava enfrentando dificuldades em regenerar na floresta madura,

tendendo a sair do sistema à medida que a sucessão avança, fato esperado para uma espécie pioneira. Lameira et al (2019) encontraram que a regeneração natural no sub-bosque de plantios de *P. gonoacantha* apresentou uma das menores riquezas de espécies quando comparada com os plantios das outras espécies nativas estudadas.

A grande oferta de propágulos de *P. gonoacantha* provenientes dos indivíduos plantados, sua alta taxa de germinação e seu rápido crescimento proporcionaram o sucesso no recrutamento desta espécie no SAF4. Outro motivo podem ser as clareiras formadas, devido a um manejo realizado para a retirada de indivíduos de *Acacia mangium*, que estavam em alta densidade na área. Além disso, o baixo recrutamento de espécies alóctones no SAF4, pode ser resultado da distância do fragmento de vegetação nativa mais próximo, quase 400 m, além da matriz do entorno ser bastante degradada. A falta de fontes de sementes do entorno foi apontada por Tabarelli et al (2008) como um fator que restringe a restauração do sub-bosque na Mata Atlântica, prevalecendo sobre as condições locais. Este fato foi recentemente reportado por Palma et al (2020) como importante barreira para a recuperação de florestas secundárias. Diante disso, faz-se necessário uma intervenção para controlar a densidade de *P. gonoacantha*, atrelado a um plantio de enriquecimento com espécies, que podem ter potencial melífero, mas de estágios mais avançados na sucessão ecológica e incentivar a expansão do SAF pelos vizinhos em direção ao fragmento florestal mais próximo, reduzindo o distanciamento.

O SAF5, devido à baixa densidade de indivíduos nos estratos superior e intermediário, em alguns locais apresentou um dossel aberto, propiciando a permanência de gramíneas invasoras que impedem a regeneração natural. Por outro lado, o número efetivo de espécies no estrato inferior, o número de espécies alóctones e a distância do fragmento de vegetação nativa (77 m) sugerem que, se realizado o controle das gramíneas, a área tem potencial para avançar no processo de sucessão ecológica.

## CONCLUSÕES

Para entender como os SAFs se comportam no processo de sucessão ecológica e suas possíveis trajetórias, foram selecionados diferentes cenários referenciais que permitiram sugerir que, de acordo com os principais parâmetros avaliados para a composição e estrutura, os SAFs estão em estágio médio da sucessão ecológica. Estes SAFs podem ser conduzidos para estágios mais avançados, desde que manejados para este objetivo, ou seja, se for do desejo dos agricultores. Importante ressaltar que o presente estudo teve um enfoque intencionalmente ecológico, por questões práticas, e que a restauração, principalmente quando envolve SAFs, exige interação e equilíbrio entre as funções ecológicas e as necessidades humanas, que em outros momentos também precisam ser incluídas nos estudos.

Lembrando que a restauração também é um processo de aprendizagem contínua e requer uma avaliação e monitoramento, alguns parâmetros, como a proporção de espécies pioneiras nos estratos e a densidade de indivíduos no sub-bosque, precisam ser monitorados por mais tempo para melhor compreensão de sua interação com os manejos realizados pelos agricultores.

A ocorrência de muitos indivíduos regenerando no sub-bosque e a presença de espécies alóctones nos SAFs estudados indicam que os SAFs estão favorecendo a regeneração natural. No entanto, a existência de poucos regenerantes no estrato superior sugere que a idade e /ou a forma de manejo, principalmente frequência e tipo de poda, pode ser um fator regulador desta regeneração.

Portanto, os resultados aqui obtidos indicam o uso potencial dos SAFs como uma estratégia de restauração ecológica, que concilia objetivos conservacionistas com as necessidades dos agricultores envolvidos, ressaltando sua importância como um componente de paisagens multifuncionais.

## LITERATURA CITADA

- APG IV. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181: 1–20.
- Araújo, F. S., Martins, S. V., Meira Neto, J. A. A., Lani, J. L., Pires, I. E. (2006). Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. *Revista Árvore*, 30 (1): 107-116.
- Araújo, R. M.; Souza, M.B.; Ruiz-Miranda, C.R. (2008). Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 98 (3) :391-396.
- Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD), 2020. Disponível em: <http://www.micoleao.org.br/>. Acesso em: 16 out. 2020.
- Beenhouwer M. De, Aerts, R., Honnay O. (2013). A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 175: 1-7.
- Barral M.P., Benayas J.M.R., Meli P., Maceira N.O. (2015). Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ* 202: 223–31.
- Brançalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Gandolfi, S., Kageyama, P. Y., Nave, A. G., Gandara, F. B., ... Tabarelli, M. (2010). Legal instruments can enhance high-diversity tropical forest restoration. *Revista Árvore*, 34: 455–470.
- Brançalion, P.H.S.; Gandolfi, S., Rodrigues R.R. (2015). *Restauração Florestal*. São Paulo: Oficina de Textos, 431p.
- Brançalion, P.H.S.; Holl, K. D. (2016). Functional composition trajectory: a resolution to the debate between Suganuma, Durigan, and Reid. *Restoration Ecology*, 24 (1): 1–3.
- Brasil, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (1994) Resolução nº 6, de 04 de maio de 1994, que dispõe sobre os parâmetros mensuráveis para análise dos estágios de sucessão ecológica da Mata Atlântica.



- Brasil (2002) Decreto de 27 de junho de 2002. Cria A Área De Proteção Ambiental-APA Da Bacia Do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, no Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências.
- Brower, J. E.; Zar, J. H. (1984). Field and laboratory methods for general ecology. 2ed. Iowa: W.C. Brown Company Publishers, 226 p.
- Besseau, P., Graham, S. and Christophersen, T. (eds.) (2018). Restoring forests and landscapes: the key to a sustainable future. Global Partnership on Forest and Landscape Restoration, Vienna, Austria. 44p.
- Cansi, M. M.F. A. (2007). Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmentos de Mata Atlântica na APA da bacia do rio São João, RJ. 95f. Dissertação. (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais)- Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.
- Canosa, G. A, Moraes, L. F. D. (2016). Atributos funcionais de espécies da Mata Atlântica: ferramentas para o planejamento ambiental e econômico. Seropédica: Embrapa Agrobiologia. Documentos 305, 168p.
- Carvalho, F. A. et al. (2007). Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). Revista Árvore, 31: 717-730.
- Carvalho, F. A. et al. (2008). Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. Acta Botanica Brasilica, 22 (4): 929-940.
- Carvalho, F. A. et al. (2009). Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de Floresta Atlântica Ombrófila Submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguésia, 60 (3): 695-710.
- Carvalho, F.A., Braga, J.M.A., Nascimento, M.T. (2016). Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. J. For. Res., 27, 605–609.
- Carvalho, P.E.R. (2010) Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 4, 644p.
- Clarke, P. J., G. E. Burrows, N. J. Enright, K. J. E. Knox. (2013). Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. New Phytologist 193:19–35.

- Chazdon R.L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320: 1458-1460.
- Chazdon, R. L., B. A. Vilchez, S. G. Letcher, A. Wendt, And U. U. Sezen. (2014). Effects of human activities on successional pathways: Case studies from lowland wet forests of northeastern Costa Rica. In Hecht, S. B., Morrison, K. D., Padoch, C. (Eds.). *The social lives of forests: past, present, and future of woodland resurgence*, University of Chicago Press, Chicago, IL.,129–139.
- Chazdon R.L., Guariguata M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, 48 (6): 716–730.
- Coelho, G. C. (2012). *Sistemas Agroflorestais*. São Carlos-SP: Rima Editora. 206p.
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E., Benayas, J. M. R. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications*, 7: 1–8.
- Crouzeilles, R. et al. (2020). Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. *Conserv. Lett.*,13: 1–9.
- Da Rocha, 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. *For. Ecol. Manage.* 372: 128–136.
- Dean, W. 1996. *A ferro e fogo: a História e a devastação as Mata Atlântica Brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras.
- Dubois, J. C. L. (2008). Classificação e Breve Caracterização de SAFs e Práticas Agroflorestais. *Manual Agroflorestal para a Mata Atlântica*. In: May, P. H. Trovatto, C. M.M. (Coord.), Deitenbach, A. et al (Org). Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, Secretaria de Agricultura Familiar: 15-62.
- Emer, C.; Jordano P., Pizo M.A.; Ribeiro, M.C.; Silva, F. R.; Galetti, M. (2020). Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. *Biotropica*, 52 (1): 81-89.
- Evaristo, V. T.; Braga, J. M. A., Nascimento, M. T. (2011). *Atlantic Forest*

- regeneration in abandoned plantations of eucalypt (*Corymbia citriodora* (Hook.) K. D. Hill and L. A. S. Johnson) in Rio de Janeiro, Brazil. *Interiencia* 36 (6): 431-436.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2016) Global forest resources assessment 2015. Second edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome Italy. 54p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2017). Agroforestry for landscape restoration. Exploring the potential of agroforestry to enhance the sustainability and resilience of degraded landscapes. Rome.
- Flora do Brasil/Programa Reflora. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/>
- 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*, Colombo, 31 (67): 203-225.
- Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE (2019). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Período 2017-2018. Relatório Técnico. Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo, 68p.
- Galetti, M.; Donatti, C.I; Pires, A. S.; Guimarães, P. R.; Jordano, JRP. (2006). Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation, *Botanical Journal of the Linnean Society*, 151 (1): 141–149.
- Global Partnership on Forest and Landscape Restoration (GPFLR) (2020). Disponível em: <https://www.forestlandscaperestoration.org/about-partnership.html>. Acesso em: 23 abril 2021.
- Gibson, L. et al. (2013). Near-Complete Extinction of Native Small Mammal Fauna 25 Years After Forest Fragmentation, *Science*, 341: 1508-1510.
- Guerra, C. S. (2012). O novo código florestal brasileiro e os sistemas agroflorestais: implicações e considerações sobre as áreas de preservação permanente e reservas legais. *Anais II Congresso Brasileiro de Reflorestamento Ambiental*, 1-3.
- Holl, K.D., Aide, T.M. (2011). When and where to actively restore ecosystems?

- Forest Ecology and Management, 261 (10): 1558-1563.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). (2012). Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 271p.
- ICRAF (World Agroforestry) (2020) Disponível em: <https://www.worldagroforestry.org/> em 15/07/2020.
- Jost, L. (2007) Partitioning Diversity into Independent Alpha and Beta Components. *Ecology*, 88 (10): 2427-2439.
- Lameira, L. L., Ferreira, F. C. G., Filardi, R. A. E., Queiroz, J. M., Sansevero, J. B. B. (2019). Plant-canopy Effects on Natural Regeneration in Sites Under Restoration: Do Tree Species Matter? *Floresta e Ambiente*, 26 (1): 1-8.
- Laurance, W.F. (2009) Conserving the hottest of the hotspots. *Biol. Conserv.*, 142: 1137.
- Leite, T. V. P. (2014). Sistemas Agroflorestais na recuperação de espaços protegidos por lei (APP e Reserva Legal): Estudo de caso do sítio Geranium, DF. (Tese de Doutorado) Universidade de Brasília. Departamento de Engenharia Florestal, Brasília, DF.
- Lohbeck, M., Winowiecki, L., Aynekulu, E., Okia, C., & Vågen, T. G. (2018). Traitbased approaches for guiding the restoration of degraded agricultural landscapes in East Africa. *Journal of Applied Ecology*, 55 (1): 59-68.
- Matos, F. A. R. et al. (2020) Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. *Glob. Chang. Biol.* 26: 509–522.
- Miccolis, A., Peneireiro, F.M., Marques, H.R., Vieira, D.L.M., Arco-verde, M.F., Hoffmann, M.R., Pereira, A.V.B. (2016). Restauração ecológica com Sistemas Agroflorestais. Como conciliar conservação com produção. Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal – ICRAF.
- Miccolis, A., Peneireiro, F., Vieira, D., Marques, H., Hoffmann, M. (2019). Restoration through agroforestry: options for reconciling livelihoods with conservation in the cerrado and caatinga biomes in Brazil. *Experimental Agriculture*, 55 (S1): 208-225.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). (2008). Instituto Chico mendes de Conservação da biodiversidade (ICMBIO). Plano de manejo da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico Leão- Dourado. 349p.

- Montgomery DC. Design and Analysis of Experiments. 3rd ed. New York: John Wiley & Sons, 1991.
- Moressi, M., Padovan, M. P., Pereira, Z. V. (2014). Banco de sementes como indicador de restauração em sistemas agroflorestais multiestratificados no Sudoeste de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Árvore*. 38 (6):1073–1083.
- Mueller-Dumbois, D.; Ellenberg, H. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Willey & Sons Press, 574 p.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Nair, P. K. R.; Nair, V. D.; Mohan Kumar, B.; Showalter, J. M. (2010). Carbon sequestration in agroforestry systems. In: *Advances in Agronomy*, 5: 237–307.
- Norgrove, L., Beck, J. (2016). Biodiversity Function and Resilience in Tropical Agroforestry Systems Including Shifting Cultivation. *Curr Forestry*, 2: 62–80.
- Nunes, Y. R. F., Mendonça, A. V. R., Botezelli, L., Machado, E. L. M., Oliveira-Filho, A. T. (2003). Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta bot. Bras.*, 17 (2): 213-129.
- Oliveira, R.E.; Engel, V. E. (2011). A restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. *Oecologia Australis*, 15 (2): 303-315.
- Palma A.C., Goosem M., Stevenson P.R., Laurance S.G.W. (2020). Enhancing Plant Diversity in Secondary Forests. *Front. For. Glob. Change* 3: 1-10.
- Penhalber, E. F., Mantovani, W. (1997). Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 20 (2): 205-230.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E. (2011). Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared, *Science*: 333: 1289-1291.
- Peneireiro, F. M. (1999). Sistemas Agroflorestais Dirigidos pela Sucessão Natural: um Estudo de Caso. 138f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura

“Luiz de Queiroz”, Piracicaba.

- Piña-Rodrigues, F. C. M, Piratelli, A. J., Rudge, A. C., Gondim, F. B., Freire, M., Correia, J. S. (2009). Mobile links in fragmented ecosystem: seed and birds dispersal approach towards Atlantic Forest restoration and conservation. In: Gaese, H., Albino, J. C. T., Wesenberg J., Schlüter, S. (Eds.). Biodiversity and land use systems in the fragmented Mata Atlântica of Rio de Janeiro. Cuvillier Verlag, Göttingen Nonnenstieg, 397p.
- Pinto, S. I. C., Martins, S.V., Silva, A. G., Herly, N. F., Dias, C. T., Scoss, L. M. (2007). Estrutura do componente arbustivo-arbóreo de dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Florestal Mata Do Paraíso, Viçosa, MG, BRASIL. *Revista Árvore*, 31 (5): 823-833.
- Poorter, L. et al. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530: 211–214.
- R core team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- Prieto, P. V., Sansevero, J. B. B., Garbin, M. L., Braga, J. M. A., Rodrigues P. J. F. P. (2013). Edge effects of linear canopy openings on understory communities in a lowland Atlantic tropical forest. *Applied Vegetation Science*, 17 (1): 121-128.
- Rambaldi, D. M. et al. (2003). Experiências com áreas protegidas: cinco estudos de caso. In: Little, P. E. (Org). Políticas ambientais no Brasil: análises, instrumentos e experiências. São Paulo: Peirópolis. Brasília, IIEB, 193-238.
- Rey-Benayas JM, Newton AC, Diaz A, Bullock JM (2009) Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:1121–1124.
- Ribeiro, M. C. et al. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How Much is left and how the remaining forest distributed. Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141-1153.
- Rocha, G. P., Fernandes, L. A., Cabacinha, C. D., Lopes, I. D. P., Ribeiro, J. M., Frazão, L. A., Sampaio, R. A. (2014). Caracterização e estoques de carbono de sistemas agroflorestais no Cerrado de Minas Gerais. *Ciência*

- Rural, 44 (7): 1197-1203.
- Rodrigues, R. R., Lima R. A. F., Gandolfi, S., Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242–1251.
- Rodrigues R. R., Gandolfi S., Nave, A.G., Aronson J., Barreto, T. E., Vidal, C. Y., Brancalion P. H. S. (2011). Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261: 1605–1613.
- Rodrigues, P. J. F., Iguatemy M. A., Nascimento M. T. (2014). Does Linear Canopy Openings in a Lowland Atlantic Tropical Forest Cause Edge Effects on Seedling Communities? *Open Journal of Ecology*, 4: 945-949.
- Rolim S. G. et al. (2017). Recovery of Forest and Phylogenetic Structure in Abandoned Cocoa Agroforestry in the Atlantic Forest of Brazil, *Environmental Management*, Springer Science+Business Media New York, 1-9.
- Sambuichi R.H., Vidal D.B., Piasentin F.B., Jardim J.G., Viana T.G., Menezes A.A., et al. (2012). Cabruca agroforests in southern Bahia, Brazil: tree component, management practices and tree species conservation. *Biodiv Cons.*, 21(4):1055–1077.
- Santos, P.Z.F., Crouzeilles R., Sansevero, J. B. B. (2019) Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest, *Forest Ecology and Management*, 433: 140-145.
- Sansevero J.B.B., Prieto P.V., de Moraes L.F.D, Rodrigues P.J.P. (2011). Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology*; 19 (3): 379-389.
- Silva Junior, C.H.L., Heinrich, V.H.A., Freire, A.T.G., Broggio, I.S., Rosan, T.M., Doblas, J., Anderson, L.O., Rousseau, G.X., Shimabukuro, Y.E., Silva, C.A., House, J.I., Aragão, L.E.O.C. (2020). Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. *Scientific Data*.
- Shimamoto C.Y., Padial A.A., da Rosa C.M., Marques M.C.M (2018). Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-

- analysis. PLoS ONE 13(12): 1-16.
- Souza, H. N. et al. (2012). Protective shade, tree diversity and soil properties in coffee agroforestry systems in the Atlantic Rainforest biome. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 146:179-196.
- Stanturf JA, Palik BJ, Dumroese RK (2014) Contemporary forest restoration: A review emphasizing function, *Forest Ecology and Management*, 331: 292-323.
- Steenbock, W.; Silva, R. O.; Froufe, L. C. M.; Seoane, C. E. S. (2013). *Agroflorestas e sistemas agroflorestais no espaço e no tempo*. In: Steenbock, W.; Costa e Silva, L.; Silva, R. O.; Rodrigues, A. S.; Perez-Cassarino, J.; FONINI, R. *Agrofloresta, ecologia e sociedade*. Curitiba, Kairós: 39 – 60.
- Suganuma, M. S., Durigan, G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems: Indicators of riparian forests restoration success. *Restoration Ecology*, 23: 238–251.
- Suganuma M.S., Torezan J.M.D., Durigan G. (2018). Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. *Appl Veg Sci.*, 21: 76–84.
- Tabarelli, M., Lopes, A. V. F., Peres, C. (2008). Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica*, 40: 657–661.
- Tiberio, FCS., Sampaio-e-Silva, TA., Dodonov, P., Garcia, VA., Silva Matos, DM. (2012). Germination and allometry of the native palm tree *Euterpe edulis* compared to the introduced *E. oleracea* and their hybrids in Atlantic rainforest. *Brazilian Journal of Biology*, 72 (4): 955-962.
- Thorn, J.P.R., Friedman, R., Benz, D. et al. (2016). What evidence exists for the effectiveness of on-farm conservation land management strategies for preserving ecosystem services in developing countries? A systematic map. *Environ Evid*, 5 (13): 1-29.
- Troya, V., Kumar, C. (2016). Uma introdução à restauração de paisagens e florestas. In: : Moraes, M. A. (Org.). *Restauração de florestas e paisagens no Brasil*. Brasília: UICN: 24-31.
- Vesk, P. A., Nally, R.M. (2006). The clock is ticking—Revegetation and habitat



for birds and arboreal mammals in rural landscapes of southern Australia, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112 (4): 356-366.

Wortley L., Hero J.M., Howes M. (2013). Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology* 21:537–543.

Zomer, R.J., Trabuco, A., Coe, R., Place, F., Noordwijk, M., Xu, J. (2014). Trees on farms: an update and reanalysis of agroforestry's global extent and socio-ecological characteristics. Working Paper 179. Bogor, Indonesia: World Agroforestry Centre (ICRAF) Southeast Asia Regional Program.

## CAPÍTULO 3

### **Avaliação da funcionalidade ecológica em Sistemas Agroflorestais na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado**

#### **RESUMO**

Os Sistemas Agroflorestais (SAFs) são recomendados para a restauração de ecossistemas e da paisagem, pois contribuem para a conservação da biodiversidade e o fornecimento de serviços ecossistêmicos. O objetivo deste estudo foi verificar o desempenho de cinco SAFs sucessionais como estratégia de restauração ecológica. Para isso, foi adaptado e aplicado um protocolo com 20 indicadores relacionados à funcionalidade ecológica. A funcionalidade ecológica de uma área restaurada está associada ao retorno e manutenção de processos ecológicos proporcionados pela: diversidade de espécies, diversidade funcional, desenvolvimento dos indivíduos, controle e manejo do sistema e proteção e qualidade do solo e ciclagem de nutrientes. Os SAFs recuperaram em média o correspondente a 53,3% da funcionalidade ecológica em relação aos cenários positivos e referenciais, sendo que a diversidade funcional foi o descritor de maior contribuição em média. O uso do protocolo para avaliação e monitoramento de SAFs possibilitou verificar em quais SAFs a restauração ecológica está acontecendo de forma mais eficiente. O melhor desempenho dos SAFs 1, 2 e 3 pode ser atribuído a quatro fatores principais: idade de implantação, densidade e riqueza de indivíduos plantados e qualidade do manejo agroflorestal, este último diretamente relacionado ao conhecimento dos agricultores. Portanto, os SAFs, apesar da pouca idade, apresentaram boa recuperação da funcionalidade ecológica de uma floresta, sobretudo pela contribuição da diversidade funcional, componente chave para a fornecimento e manutenção dos serviços ecossistêmicos.

**Palavras-chave:** restauração ecológica, Floresta Ombrófila Densa, Mata Atlântica, agrofloresta, SAF sucessional, diversidade funcional.

## ABSTRACT

Agroforestry Systems (AFSs) are recommended for the restoration of ecosystems and landscape, because they contribute to the conservation of biodiversity and the supply of ecosystem services. The objective of this study was to verify the performance of five successional AFSs as ecological restoration strategy. For this, a protocol with 20 indicators related to the ecological functionality was adapted and applied. The ecological functionality of a restored area is associated with the return and maintenance of ecological processes provided by: species diversity, functional diversity, development of individuals, control and management of the system and soil quality and protection and nutrient cycling. The AFSs recovered on average the corresponding to 53.3 of the ecological functionality regarding positive and reference scenarios, and the functional diversity was the highest contribution descriptor. The use of the protocol for AFS evaluation and monitoring enabled to verify in which AFSs the ecological restoration is happening in a more efficient way. The best performance of the AFSs 1, 2 and 3 can be attributed to four main factors: implantation age, density and richness of planted individuals and agroforestry management quality, the latter directly related to the farmers' knowledge. Therefore, the AFSs, despite the young age, presented good recovery of ecological functionality of a forest, especially by the contribution of functional diversity, key component for the supply and maintenance of ecosystem services.

**Keywords:** ecological restoration, Dense Ombrophile Forest, Atlantic forest, agroforest, successional AFS, functional diversity.

## INTRODUÇÃO

A restauração de paisagens e florestas é um caminho para recuperar, melhorar e manter a funcionalidade e a resiliência ecológica e aumentar a qualidade de vida das populações humanas (Lamb et al, 2005, Besseau et al, 2018). Neste sentido, o objetivo é restaurar a funcionalidade florestal, entendida como produtos, serviços e processos ecológicos das florestas em um nível mais amplo da paisagem (Troya & Kumar, 2014).

Em paisagens com alto grau de fragmentação e com forte presença humana, como é o caso da Mata Atlântica, a restauração de áreas degradadas (Chazdon, 2008; Holl & Aide, 2011; Shimamoto et al, 2018) e práticas de uso da terra mais sustentáveis são cruciais como parte multifuncional da paisagem (Thorn et al, 2016; Torralba et al, 2016; FAO, 2017). Os sistemas agroflorestais (SAFs) são uma alternativa para conciliar a produção agrícola e a conservação ambiental, já que permitem agregar aspectos ecológicos, sociais, econômicos e culturais.

Os SAFs são recomendados para a restauração de ecossistemas e da paisagem (Miccolis et al, 2016; FAO, 2017), pois contribuem para a conservação da biodiversidade e o fornecimento de produtos e serviços ecossistêmicos (Souza et al, 2012; Barral et al, 2015; Torralba et al, 2016; Da Rocha et al, 2016; Shimamoto et al, 2018; Santos et al, 2019). Nos estudos de Leite (2014) e Moressi et al (2014) os SAFs aumentam a ocorrência de espécies arbóreas nativas e promovem a sucessão florestal com características semelhantes às florestas secundárias, demonstrando o potencial dos SAFs para contribuir com a conservação da biodiversidade. Os SAFs também podem aumentar a resiliência dos ecossistemas e ajudar na mitigação das mudanças climáticas (Poorter et al, 2016; FAO, 2017, Jacobi et al., 2015).

Além disso, são sistemas produtivos que proporcionam qualidade de vida para as populações, como meio de subsistência de muitas comunidades, fornecendo alimentos variados e outros produtos florestais e agrícolas, aumentando a segurança alimentar e nutricional, além de gerar renda para as famílias (FAO, 2017). Portanto, os SAFs abrangem o conceito amplo de

conservação, onde o ser humano é incluído na restauração ecológica, uma vez que o agroecossistema fornece alimentos, pode gerar renda e fortalecer saberes locais e tradicionais, ao mesmo tempo em que desempenha uma série de funções ecológicas importantes (Vieira et al, 2009; Miccolis et al, 2016).

Amplamente difundido nos trópicos por populações tradicionais como meio de subsistência, os SAFs ocupam mais de 50% da área no sudeste da Ásia, América Central e América do Sul, e, mais recentemente, têm sido bastante incentivados por gestores e agências de desenvolvimento internacionais (Zomer et al, 2014). Se definidos como terras agrícolas com mais de 10% de cobertura arbórea, estes agroecossistemas ocupam 43% das terras agrícolas no mundo (1 bilhão de hectares) onde vivem 30% da população (mais de 900 milhões de pessoas) (Zomer et al, 2014). No Brasil, os SAFs, definidos como áreas cultivadas com espécies florestais também usadas para lavouras e pastoreio por animais, ainda representam apenas 4% (13,9 milhões de hectares) da área agrícola (IBGE, 2017), com grande potencial de crescimento nas próximas décadas.

No Brasil, a Lei Federal nº12.651/2012 (Brasil, 2012) sobre a Proteção da Vegetação Nativa prevê o uso de SAFs, sob determinadas condições, para recuperação de áreas degradadas. No entanto, não especifica que tipo de SAFs podem ser usados nos diferentes contextos e quais práticas de manejo podem ou devem ser adotadas ao longo do desenvolvimento dos sistemas. Outras perspectivas de ampliação do uso dos SAFs são compromissos firmados nacional e internacionalmente, que podem adotar estes sistemas como uma estratégia de restauração ecológica. O Acordo de Paris tem como uma das metas a restauração de 12 milhões de hectares até 2030 (BRASIL, 2015). E o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, com a meta de recuperação de 15 milhões de hectares de florestas até 2050, no qual estão estabelecidos princípios para as ações de restauração que incluam a geração de renda para os atores envolvidos (Pacto da Mata Atlântica, 2009).

Os SAFs mais recomendados para fins de restauração e conservação da biodiversidade são os chamados sucessionais, pois buscam uma similaridade aos ecossistemas naturais do local em estrutura e diversidade, principalmente em termos de processos e funções (Vieira et al, 2009; Miccolis

et al, 2016, Navas & Silva, 2016; Santos et al, 2019). A dinâmica desses sistemas é dada pelo manejo, por meio de podas e capinas seletivas, inspirado nos processos naturais, principalmente na sucessão ecológica (Peneireiro, 1999; Dubois, 2008, Miccolis et al, 2016).

O uso de espécies nativas é o mais adequado e desejável na restauração ecológica, principalmente quando o objetivo é a conservação da biodiversidade. As ações de restauração que focaram na melhoria da biodiversidade, aumentaram o fornecimento de serviços ecossistêmicos, especialmente em biomas terrestres tropicais (Rey-Benayas et al, 2009). Além disso, combinações de espécies nativas, por terem uma história coevolutiva de interação, apresentam maior complementaridade do que combinações de espécies exóticas, com períodos mais curtos de interação (Tilman et al, 2014).

A presença de espécies exóticas é uma questão polêmica quanto se trata de restauração ecológica, sendo que os principais argumentos são a competição com espécies nativas e a possibilidade de dominância, podendo se comportar como espécies invasoras (Campello et al, 2005). Porém, muitas vezes, é difícil estimular o uso apenas de espécies nativas para restauração de áreas degradadas (Jose, 2009), principalmente quando existem outros objetivos, como a produção agrícola.

Nesta situação é preciso integrar esses interesses, já que a grande maioria dos nossos alimentos são espécies exóticas. Além disso, muitas espécies exóticas são bem conhecidas e utilizadas por desempenharem funções ecológicas importantes, tanto no processo de restauração, quanto no fornecimento de serviços ecossistêmicos (Miccolis et al, 2016). Assim, as demandas devem ser bem estabelecidas, com diversos atores envolvidos em todas as fases do processo, respeitando aspectos sociais e culturais (como disponibilidade de mão-de-obra e conhecimentos) para que os objetivos possam ser plenamente alcançados (Navas & Silva, 2016). Portanto, a inclusão de espécies nativas nos SAFs geralmente depende de conhecimentos dos agricultores e das comunidades locais (Jose, 2009). Souza et al (2012) destacaram que o maior desafio é acessar esses conhecimentos sobre as espécies e também gerar novos conhecimentos sobre as características das árvores nativas para que possam ser utilizadas em SAFs.

Os sistemas de manejo sustentáveis devem ter a capacidade de serem produtivos, autorregularem-se e de transformarem-se sem perder a funcionalidade (Maserá *et al.*, 2008). Estas capacidades podem ser analisadas mediante um conjunto de atributos ou propriedades sistêmicas fundamentais. Isto requer a definição de indicadores de estabilidade (capacidade do sistema de manter o equilíbrio dinâmico estável ao longo do tempo), resiliência (capacidade para regressar ao estado de equilíbrio ou manter seu potencial produtivo, mesmo após distúrbio) e de confiabilidade dos sistemas (capacidade de manter a produtividade em níveis próximos ao seu equilíbrio de longo prazo, relacionado com seu manejo e funcionamento) (Maserá *et al.*, 2008).

A partir dos anos 2.000, a Ecologia da Restauração tem se baseado na abordagem Biodiversity-Ecosystem Functioning (BEF), que considera que a diversidade e o funcionamento do ecossistema se regulam mutuamente (Naeem, 2006; Cardinale *et al.*, 2012; Tilman *et al.*, 2014). O funcionamento, ou dinâmica, do ecossistema está relacionado ao restabelecimento dos processos ecológicos na restauração.

Diante das mudanças sem precedentes, que os ecossistemas estão sujeitos, como as mudanças climáticas e as constantes alterações no uso do solo, a perspectiva funcional, como um objetivo primário da restauração, evita que características consideradas desejáveis no momento, como composições e estruturas históricas, possam ser insustentáveis no futuro. Além disso, a abordagem funcional também permite integrar demandas econômicas, sociais e culturais, como consequência do funcionamento da paisagem (Stanturf *et al.*, 2014).

O componente funcional da diversidade mede a importância ecológica das espécies na comunidade e permite compreender como a biodiversidade interfere no funcionamento dos ecossistemas (Laureto *et al.*, 2015). As características funcionais são atributos importantes para determinar a resposta de uma espécie ao ambiente e/ou também para o funcionamento do ecossistema (Lameira *et al.*, 2019). Assim, as variações na diversidade funcional podem explicar e prever alterações no funcionamento do ecossistema, mesmo quando a riqueza de espécies pode não explicar. Este poder explicativo faz com que a diversidade funcional deva ser incorporada na

avaliação, monitoramento e tomada de decisão nas ações de restauração ecológica (Cadotte, 2011).

Diante disso, objetivou-se responder as seguintes questões: (a) Qual foi a recuperação da funcionalidade ecológica nos SAFs? e (b) Quais os descritores e indicadores mais influenciaram nesta recuperação? Assim, o presente estudo teve como objetivo investigar a funcionalidade ecológica em Sistemas Agroflorestais, implantados entre 10 e 15 anos, em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas no estado do Rio de Janeiro.

## MÉTODOS

### *Área de estudo*

Em 2002 criou-se a Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, com cerca de 150.700 hectares (Brasil, 2002), que reúne uma das maiores concentrações de UCs do Brasil. A região é reconhecida nacional e internacionalmente pelos estudos e ações conservacionistas. A Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD), que atua na região da APA desde 1992, tem como principal objetivo promover a conservação da Mata Atlântica e toda sua fauna característica, em especial o Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*) e criou um programa de extensão ambiental para orientar e capacitar as comunidades para que sejam parceiras das ações conservacionistas desenvolvidas na região (Rambaldi *et al.*, 2003). Diante da necessidade de buscar alternativas econômicas e a melhoria na qualidade de vida das comunidades locais, a AMLD tem como uma de suas metas a recuperação de áreas degradadas por meio de SAFs em parceria com agricultores familiares (AMLD, 2020).

Foram estudados cinco SAFs sucessionais, implantados entre 10 e 15 anos com o apoio da AMLD, situados em lotes de assentamentos de reforma agrária nos municípios de Casimiro de Abreu e Silva Jardim, localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, estado do Rio de Janeiro (Figura 1). Estes SAFs foram selecionados por apresentarem características semelhantes como: tipo de SAF (sucessional) (Miccolis *et al.*, 2016), objetivo da implantação (restauração ecológica e produção agrícola), tempo de implantação (entre 10 e



15 anos), periodicidade do manejo (um ou dois manejos por ano) e condições ambientais, como altitude e clima, conforme descrito abaixo.

Os agroecossistemas estão localizados em altitudes inferiores a 50 m, região que abriga remanescentes de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (0-50m) (IBGE, 2012). O clima predominante na região é o tropical úmido, com estação chuvosa no verão e sem inverno pronunciado, sendo o clima enquadrado pela classificação de Koeppen (1948) no tipo As (tropical chuvoso com estação seca no inverno), com precipitação média anual entre 1.500 e 2.000 mm. As chuvas estão concentradas entre dezembro e março e um período seco acontece entre julho e agosto (Ministério do Meio Ambiente, 2008). Os solos são dos tipos: Argissolo, tipo predominante na região, ocorrendo nas áreas de colinas isoladas e morrotes; Gleissolo, comum nas baixadas do rio São João; e Latossolo Vermelho Amarelo, nas regiões de relevo mais ondulado (Ministério do Meio Ambiente, 2008).

Os SAFs foram implantados, em áreas que eram pasto ou agricultura, com dois objetivos principais: a restauração das áreas, para servirem como corredores ecológicos entre os fragmentos de vegetação nativa; e a produção agrícola. Não havia registros dos projetos de implantação dos SAFs, foram plantadas espécies nativas da região e espécies agrícolas em densidade de aproximadamente 2.500 ind.ha<sup>-1</sup>. Os SAFs são semelhantes em relação às espécies plantadas e os chamados carros-chefes, que são uma ou duas espécies plantadas em maior densidade visando à produção agrícola. Os carros-chefes dos SAFs estudados foram: abacate, açaí, banana, café e palmito pupunha. No SAF4, com objetivo apícola, também foram plantadas espécies melíferas como: *Piptadenia gonoacantha*, *Acacia mangium* e *Dombeya wallichii*.

Nos primeiros anos, os agroecossistemas foram manejados para produção agrícola mais intensiva, inclusive com venda do excedente. Nos últimos anos, a produção agrícola é pequena e composta principalmente de frutas, palmito e café para autoconsumo e de sementes de espécies florestais nativas, para abastecer os viveiros de mudas locais. Os SAFs apresentavam um dossel relativamente fechado, com alguns locais de clareiras. O manejo atual, por meio de podas e capinas seletivas, acontece uma ou duas vezes por

ano. Um dos motivos é que os responsáveis pelos SAFs são pessoas idosas, que neste momento, não têm intenção e condição de realizar um manejo mais intensivo nos SAFs. Plantios de mudas esporádicos ainda são realizados pelos agricultores, geralmente das espécies de interesse econômico como *Bactris gasipaes* e *Coffea canephora*.

#### *Coleta de dados*

Em cada agroecossistema foram estabelecidas cinco parcelas de 20 X 10m para amostragem dos indivíduos arbustivo-arbóreos, plantados e regenerantes, com diâmetro à altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm. Os indivíduos foram identificados e tiveram a altura e o DAP medidos. Para definir se o indivíduo amostrado era plantado foram utilizados dois critérios: (a) o indivíduo estava situado em uma linha de plantio, ou (b) quando esta posição não estava bem definida, a família que implantou o SAF relatou se o indivíduo era ou não plantado. A presença de epífitas, cipós e lianas foi anotada para cada indivíduo amostrado. As coletas de dados da vegetação foram realizadas nos meses de janeiro a março no ano de 2018.

Os indivíduos perfilhados foram amostrados quando um dos ramos obedeceu ao critério de inclusão, sendo que todas as ramificações foram medidas. Para a medição da altura, foi considerado o ramo mais alto. Todo material botânico foi coletado, herborizado e identificado, e quando fértil, depositado no herbário da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (HUENF). As identificações foram feitas com a literatura pertinente, comparações com as coleções do HUENF e do projeto Flora do Brasil 2020/Programa Re flora. As espécies foram distribuídas por famílias reconhecidas pelo Angiosperm Phylogeny Group IV (APG 2016). Os materiais cuja identificação ao nível de espécie ainda não foi possível, foram categorizados como morfoespécies.

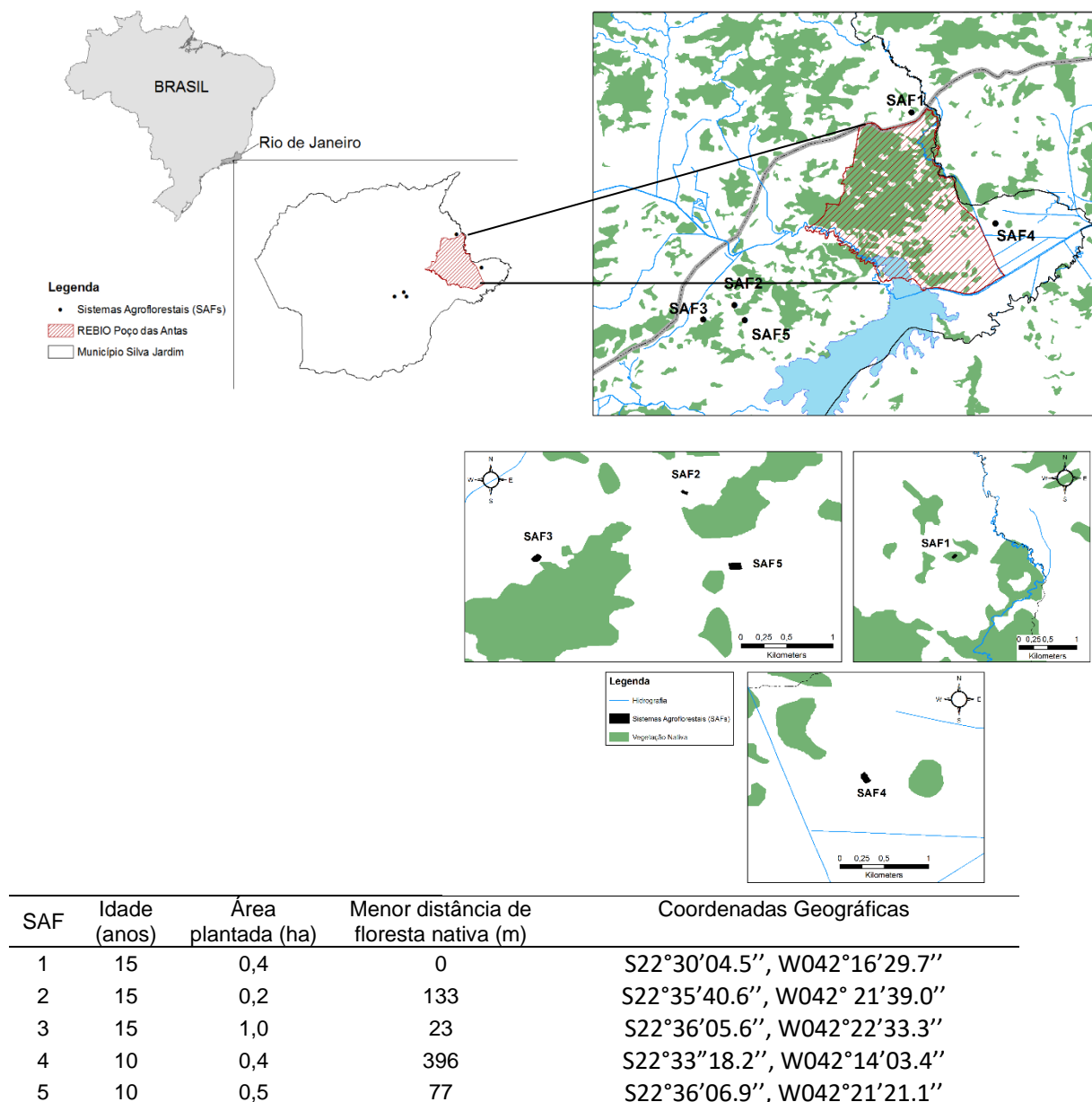


Figura 1. Localização das cinco áreas de estudo (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) em relação aos fragmentos de mata nativa na Bacia Hidrográfica do Rio São João, estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Os indicadores de cobertura e qualidade do solo e ciclagem de nutrientes (cobertura de herbáceas, de gramíneas e de serapilheira e estoque de serapilheira) foram obtidos com o uso de um quadrante (0,50 x 0,50m, subdividido em quatro quadrículas de 0,25 x 0,25m) em quatro pontos aleatórios de cada parcela, totalizando vinte pontos em cada SAF. A camada de serapilheira fina, como definida por Proctor (1983), foi coletada em cada

quadrante e colocada em saco de papel identificado, seca em estufa de circulação de ar (70°C) e pesada.

A incidência luminosa (lux) foi aferida em cada um dos quatro pontos amostrais, a 1,30 m do solo, com o uso do luxímetro (aplicativo Lux meter para Android). Foi utilizado o valor médio após 30 segundos de tomada de dados. Todas as medições foram realizadas em dias ensolarados das 8 às 10 horas da manhã. Posteriormente foram calculadas as médias de cada indicador para cada SAF.

Os impactos, positivos e negativos, causados pela presença humana foram verificados por meio de inspeção visual das parcelas e também com base em informações obtidas com as famílias responsáveis pelos SAFs. A maior periodicidade do manejo agroflorestal, podas e capinas seletivas, foi considerada como um impacto positivo e sinais de fogo, presença de resíduos sólidos, uso de agrotóxicos e erosão foram considerados como impactos negativos.

#### *Análise de Dados*

Um conjunto de 20 indicadores e seus respectivos parâmetros, relacionados à funcionalidade ecológica, foi adaptado para Sistemas Agroflorestais a partir do de Piña-Rodrigues et al (2015) (Tabela 1). Também foi considerado o protocolo de Monitoramento para Programas e Projetos de Restauração Florestal do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (Pacto da Mata Atlântica, 2009).

Os indicadores foram divididos em cinco descritores da funcionalidade ecológica: “Diversidade de Espécies” (DE), “Diversidade Funcional” (DF), “Desenvolvimento” (DES), “Controle e Manejo” (CM) e “Proteção e qualidade do solo e Ciclagem de Nutrientes” (PC).

Tabela 1. Protocolo composto por 20 indicadores relacionadas a funcionalidade ecológica para monitoramento e avaliação de Sistemas Agroflorestais, adaptado de Piña-Rodrigues et al. (2015).

Descritores		Indicadores	Descrição	Cenários positivos e referenciais	Parâmetros
<b>ESTABILIDADE E RESILIÊNCIA</b>	<b>Diversidade de espécies (DE)</b>	Número efetivo de espécies ( $e^h$ )	Número efetivo de espécies (exponencial do índice de Shannon $H'$ ), espécies presentes no sistema (plantadas ou não).	Floresta madura (Rebio União): $e^h=60$ ( $H' = 4,1$ ) Fragmento em estágio médio (Vendaval): $e^h =22$ ( $H' = 3,1$ )	$e^h > 60 =3$ $59 < e^h < 22 = 2$ $e^h < 21 = 1$
		Riqueza de espécies (S)	Número total de espécies presentes no sistema (plantadas ou não).	Floresta madura (Rebio União): S=108 Fragmento em estágio médio (Vendaval): S= 53	$S > 100 =3$ $60 < S < 40 =2$ $40 < S < 20 = 1$ $S < 20 =0$
		Equabilidade ( $J'$ )	Índice de Pielou	Floresta madura (Rebio União): $J=0,8$ Fragmento em estágio médio: (Vendaval): $J=0,78$	$0,9 \leq J < 1 - alta = 3$ $0,5 < J' < 0,9 - média = 2$ $J' < 0,5 - baixa = 1$
	<b>Diversidade funcional (DF)</b>	Número de indivíduos por grupo sucessional	Porcentagem dos indivíduos em cada grupo sucessional (pioneiras – P; não pioneiras – NP), apenas para as espécies nativas.	O total dos indivíduos pertencentes a um mesmo grupo ecológico (pioneira e não-pioneira) não pode exceder 60% do total dos indivíduos do sistema.	$P \leq 60\% = 3$ $P > 60\% = 1$
		Diversidade de grupos sucessionais	Relação espécies pioneiras (P) e não- pioneiras (NP) no sistema, apenas para as espécies nativas.	Maior número de espécies não-pioneiras presentes no sistema.	$P \leq 40\% = 3$ $40\% < P < 60\% = 2$ $P \geq 40\% = 1$
		Diversidade de funções ecológicas (Fe)	Quantidade de funções ecológicas atuando no sistema.	Pelo menos uma espécie: (1) adubadoras ou fertilizadora (com interação com microrganismos para fixação de nitrogênio); (2) estoque de carbono	4 ou 5 Fe= 3 2 ou 3 Fe= 2 1 Fe = 1 0 Fe = 0

			(espécies com alta densidade da madeira); (3) atração de fauna dispersora; e (4) atração de fauna polinizadora.	
	Presença de espécies exóticas (Ex)	Porcentagem de indivíduos de espécies exóticas.	A porcentagem de indivíduos de espécies exóticas não poderá exceder a 50% do total de árvores e arbustos (Resolução INEA nº134/2016).	$0 < Ex < 10\% = 3$ $11 < Ex < 30\% = 2$ $31 < Ex < 50\% = 1$ $Ex > 50\% = 0$
Desenvolvimento (DES)	Área Basal (Ab)	Área seccional transversal de árvores, medida à altura do peito por hectare ( $m^2ha^{-1}$ ).	Floresta madura (Rebio União): 39,5 $m^2ha^{-1}$ . Fragmento em estágio médio (Vendaval): 20,4 $m^2ha^{-1}$ (Carvalho et al, 2016)	$Ab \geq 40 m^2ha^{-1} = 3$ $39 m^2ha^{-1} < Ab < 19 m^2ha^{-1} = 2$ $Ab > 20 m^2ha^{-1} = 1$
	Densidade de indivíduos	Número de indivíduos vivos por hectare do sistema ( $n^{\circ}.ha^{-1}$ )	Floresta madura (Rebio União): 3990 ( $n^{\circ}.ha^{-1}$ ) Fragmento em estágio médio (Vendaval): 3220 ( $n^{\circ}.ha^{-1}$ ) (Carvalho et al, 2016)	$N^{\circ} \text{ indivíduos} > 3.500 = 3$ $3.500 < N^{\circ} \text{ indivíduos} \leq 1.600 = 2$ $1.599 < N^{\circ} \text{ indivíduos} < 800 = 1$ $N^{\circ} \text{ indivíduos} \leq 799 = 0$
	DAP médio (DAPm)	Medição do Diâmetro a altura do peito (cm).	Resolução CONAMA 06/1994 Estágio inicial: DAPm <10cm; Estágio médio: DAPm= 10 a 20 cm, Estágio avançado: DAPm >20 cm	$DAPm < 10 \text{ cm} = 1$ $10 \leq DAPm < 20 \text{ cm} = 2$ $DAPm > 20 \text{ cm} = 3$

		Altura média dos indivíduos (h)	Estimativa da altura total dos indivíduos (m).	Resolução CONAMA 06/1994 Estágio inicial: $h < 5\text{cm}$ ; Intermediário: $h = 5 \text{ a } 12 \text{ cm}$ , Avançado: $h > 12 \text{ cm}$	$h > 12\text{m} = 3$ $5 \leq h \leq 12\text{m} = 2$ $h < 5 \text{ m} = 1$
		Presença de epífitas (E)	Presença ou ausência de epífitas.	Resolução CONAMA 06/1994 estágio inicial= epífitas raras estágio avançado=abundância de epífitas Rebio União =22,3% Vendaval = 0% (Oliveira et al, 2008)	$E \geq 50\%$ (abundantes) = 3 $30\% < E \leq 49\%$ (regulares) = 2 $0\% < E \leq 30\%$ (poucas) = 1 $E = 0\%$ (ausentes) = 0
		Presença de cipós e lianas (CL)	Presença ou ausência de cipós e lianas	Floresta madura (Rebio União): 46,6% Fragmento em estágio médio (Vendaval): 40,6% (Oliveira et al, 2008)	$30\% < CL \leq 49\%$ (regulares) = 1 $15\% < CL \leq 30\%$ (equilíbrio) = 3 $0\% < CL \leq 15\%$ (presentes) = 2 $CL = 0\%$ (ausentes) ou $CL \geq 50\%$ (abundantes) = 0
Confiabilidade	Controle e manejo (CM)	Presença de gramíneas invasoras (gr)	Porcentagem de cobertura do solo com gramíneas/invasoras.	Desejável: baixa densidade de invasoras é favorável ao desenvolvimento das nativas.	$G r = 0\% = 3$ $0\% < G r \leq 25\% = 2$ $25\% < G r \leq 50\% = 1$ $G r > 50\% = 0$
		Incidência de luz (L)	Quantidade de luz incidente na área.	Sub-bosque sombreado (Rebio União): 648 lux sub-bosque intermediário (Rebio União): 44.226 lux Sub-bosque exposto= 102.600 lux Vieira (2018)*	$L \leq 648 \text{ lux} = 3$ $647 \text{ lux} < L < 44.226 \text{ lux} = 2$ $L > 44.225 \text{ lux} = 1$
		Manejo agroflorestal	Periodicidade do manejo.	Manejo por meio de podas e capinas seletivas baseado em conhecimentos sobre cada espécie.	Manejo mensal = 3 Manejo mais duas vezes por ano=2 Manejo uma ou duas vezes por ano=1 Ausência de técnicas de manejo = 0

		Impactos negativos	Sinais de impactos negativos.	Sinais de fogo na área, presença de resíduos sólidos, uso de agrotóxicos e sinais de erosão, dentro outros.	Ausência = 3 Presença de um impacto = 2 Presença de dois impactos = 1 Presença de mais de dois impactos = 0
Proteção e qualidade do solo e ciclagem de nutrientes (PC)		Cobertura do solo com regenerantes herbáceas (Hb)	Presença de indivíduos regenerantes na área amostrada	Cobertura do solo por vegetação, excluindo-se a cobertura morta com valores superiores à 50%.	75% < Hb ≤ 100% = 3 50% < Hb ≤ 75% = 2 25% < Hb ≤ 50% = 1 0% < Hb ≤ 25% = 0
		Cobertura com serapilheira (Sp)	Porcentagem de cobertura do solo com serapilheira.	Serapilheira cobrindo o solo com valores similares à uma área de floresta secundária na região*	75% < Sp ≤ 100% = 3 50% < Sp ≤ 75% = 2 25% < Sp ≤ 50% = 1 Ausente = 0
		Estoque de serapilheira (Est)	Quantidade de serapilheira (t. ha <sup>-1</sup> )	Floresta madura (Rebio União): 7,49 t. ha <sup>-1</sup> (GAMA, 2005); 8,1 e 7,7 t. ha <sup>-1</sup> Lima (2009) Matas intermediárias: média 4,82 t. ha <sup>-1</sup> Cyrino (2018).	Est ≥ 7 = 3 7 < Est < 3 = 2 Est ≤ 3 = 1 Ausente = 0

\*valores de incidência luminosa de Vieira (2018) foram convertidos para lux (fator de conversão 1  $\mu\text{mol. m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  = 54 lux).



As adaptações para avaliação de SAFs foram nos seguintes indicadores:

(1) Riqueza de espécies, inclusão das espécies exóticas como parte da riqueza.

(2) Funções ecológicas, exclusão de espécies caducifólias e acréscimo de duas funções: espécies com alta densidade da madeira, fortemente relacionada com a biomassa florestal e estoque de carbono nas árvores, ou seja, funções importantes nas questões ligadas às mudanças climáticas (Chave et al, 2005; Otuoma et al, 2015); e atração de fauna polinizadora, os polinizadores são um componente-chave para a biodiversidade e fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais para plantas nativas e cultivadas (Potts et al, 2010; Devoto et al, 2012).

(3) Presença de indivíduos de espécies exóticas, modificação do parâmetro para no máximo 50% dos indivíduos, segundo o que determina a Resolução INEA nº 134/2016 (Rio de Janeiro, 2016), que permite a utilização de SAFs em Reserva Legal (RL) e Áreas de Preservação Permanente (APPs) apenas para agricultora familiar, assim como, também, determina a Lei Federal nº12.651/2012 (Brasil, 2012);

(4) Manejo agroflorestal, a periodicidade do manejo realizado no SAF. O principal fator que leva um SAF sucessional a ser bem sucedido é a qualidade do manejo, por meio de podas e capinas seletivas (Peneireiro, 1999; Miccolis et al, 2016).

Os parâmetros também foram adaptados de acordo com os seguintes cenários referenciais: (1) dados da literatura para fragmentos de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas em estágio avançado da sucessão, florestas consideradas maduras, localizadas na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado (Carvalho et al, 2016); (2) Resolução CONAMA 06/1994, que define parâmetros para os estágios sucessionais, considerando que as áreas têm entre 10 e 15 anos de idade, o estágio sucessional esperado seria o estágio médio (Brasil, 1994); e (3) Resolução INEA nº134/2016 e Lei Federal nº 12.651/2012 para recomposição de Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente utilizando SAFs (Brasil, 2012). Depois de definidos os cenários referenciais e os parâmetros, foram atribuídas pontuações para cada indicador, calculado a partir dos dados coletados em campo. A pontuação total de cada

SAF e a pontuação média dos SAFs foram transformadas em porcentagem em relação à máxima pontuação que o sistema poderia atingir, que seria de 60 pontos.

Os seguintes indicadores: riqueza, índice de equabilidade de Pielou (J), diversidade de Shannon (H'), densidade e área basal para cada estrato (Müeller-Dombois & Ellenberg, 1974) foram calculados no programa R (R Core Team, 2018). Para comparar a riqueza de espécies utilizou-se o número efetivo de espécie ( $e^{H'}$ ) proposto por Jost (2007) e um diagrama de dispersão entre riqueza de espécies e equabilidade (Melo, 2008).

A análise de agrupamento empregou UPGMA, a partir da medida de distância euclidiana, com as notas atribuídas a cada indicador. Esta análise foi realizada com auxílio do programa Past 4.16 (Hammer et al., 2001). A porcentagem de contribuição de cada descritor para a funcionalidade ecológica foi calculada em relação a pontuação máxima do respectivo descritor para cada SAF e para a média dos SAFs.

## RESULTADOS

### *Funcionalidade Ecológica nos SAFs*

Os SAFs somaram em média 32 pontos, ou seja, recuperaram em média o correspondente a 53,3% ( $\pm 3,15$ ) da funcionalidade ecológica em relação aos cenários positivos e referenciais, variando entre 43,3% e 60%. A funcionalidade ecológica dos SAFs seguiu esta ordem: SAF5 < SAF4= média < SAF3 < SAF2= SAF1, variando de 26 a 36 pontos (Tabela 2).

A análise de agrupamento (coeficiente de correlação cofenética =0,97) originou três grupos, corroborando o isolamento do SAF5 e do SAF 4 e a proximidade dos SAFs 1, 2 e 3 (Figura 2). No entanto, houve uma diferença entre a pontuação da funcionalidade ecológica e o agrupamento em relação a estes três últimos. O agrupamento mostrou maior proximidade do SAF 1 e 3 e destes com o SAF2, enquanto que a pontuação da funcionalidade ecológica foi igual para os SAF 1 e 2. Isto porque a pontuação da funcionalidade ecológica leva em consideração o somatório das notas e não quais os indicadores contribuíram para esta similaridade (Tabela 2).

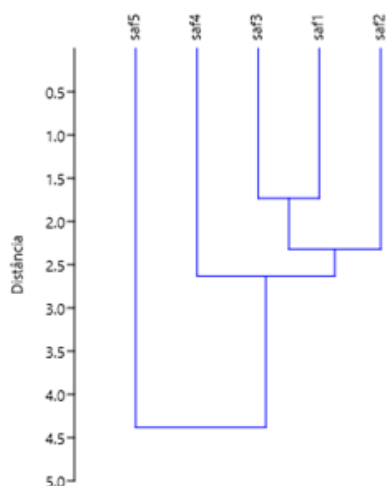


Figura 2. Agrupamento dos cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) conforme as notas atribuídas aos 20 indicadores para avaliação da funcionalidade ecológica localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil. Coeficiente de correlação cofenética =0,97.

Quatro indicadores contribuíram para a maior similaridade entre os SAFs 1 e 3: Presença de indivíduos de espécies exóticas, Área Basal, Incidência de luz e Cobertura do solo por herbáceas. Os SAFs 1 e 3 são semelhantes em relação a fisionomia da vegetação, apresentando um dossel contínuo. O SAF1 apresentou um dossel um pouco mais estratificado do que o SAF3, com pequenas clareiras, resultando em um ambiente mais heterogêneo. O SAF3 possui árvores mais altas (maior altura média), menor estratificação e menos clareiras. E três indicadores aproximaram os SAFs 1, 2 e 3: Riqueza de espécies, Densidade de indivíduos e Presença de Cipós e Lianas (Tabela 2).

Já no SAF2, os indicadores que se destacaram positivamente podem ser atribuídos ao manejo periódico de podas drásticas realizadas pelos agricultores (mais de 70% da copa de praticamente todos os indivíduos arbustivo-arbóreos) visando à abertura do dossel para entrada de luz no sistema para plantio de cultivos agrícolas.

Tabela 2. Avaliação da funcionalidade ecológica, conforme protocolo adaptado de Piña-Rodrigues et al. (2015), para cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil.

Indicadores	saf1		saf2		saf3		saf4		saf5		média dos SAFS	
	valor do indicador	pontuação	valor do indicador	Pontuação	valor do indicador	pontuação	valor do indicador	pontuação	valor do indicador	pontuação	valor do indicador	pontuação
Número efetivo de espécies	18	1	11	1	26	2	10	1	9	1	13	1
Riqueza de espécies	39	1	23	1	37	1	19	0	16	0	27	1
Equabilidade	0,78	2	0,77	2	0,89	2	0,79	2	0,78	2	0,8	2,0
Número de indivíduos por grupo sucessional	40	3	27	3	32	3	26	3	23	3	29,6	3
Diversidade de grupos sucessionais	55	2	58,9	2	62,8	1	71,2	1	66,6	1	62,9	1
Diversidade de funções ecológicas	4	3	4	3	4	3	4	3	4	3	4	3
Presença de espécies exóticas	45	1	56,5	0	45,6	1	51,7	0	37,5	1	47,2	1
Área Basal	18,2	1	20,6	2	15,9	1	11,5	1	8,8	1	15,0	1
Densidade de indivíduos	1430	1	1240	1	1270	1	870	1	700	0	1102	1
DAP médio	15,5	2	15,2	2	15	2	14,6	2	13,6	2	14,8	2,0
Altura média	10,1	2	5,6	2	10,9	2	9	2	7,6	2	8,7	2,0
Presença de epífitas	18,2	1	2,4	1	8	1	0	1	5,6	1	6,8	1,0
Presença de cipós e lianas	29,1	3	24,2	3	23,2	3	3,4	2	75	0	31,0	1,0
Presença gramíneas invasoras	0,5	2	0,2	2	0,3	2	0,07	2	28,7	1	6	2

Incidência de luz	403,6	3	928,3	2	496,5	3	2.187,8	2	22.876,8	2	5.378,6	2
Manejo Agroflorestal	Pouco	1	pouco	1	pouco	1	pouco	1	pouco	1	pouco	1
Impactos negativos	Médio	2	médio	2	médio	2	médio	2	nenhum	3	médio	2
Cobertura com herbáceas	12,2	0	29,3	1	17,3	0	0,05	0	7,1	0	13,3	0
Cobertura por serapilheira	55,7	2	66,8	2	38,3	1	92,2	3	49,1	1	60,4	2
Estoque de serapilheira	8,0	3	12,8	3	14,6	3	15,6	3	5,9	1	11,4	3
<b>Pontuação total</b>	36		36		35		32		26		32	
<b>Funcionalidade Ecológica (%)</b>	60,0		60,0		58,3		53,3		43,3		53,3	

Os SAFs 1, 2 e 3 se destacaram positivamente em pelo menos um descritor da funcionalidade ecológica (Tabela 2). O SAF1 se destacou com a maior DF entre os SAFs e o descritor com menor contribuição para sua funcionalidade ecológica foi DE. O SAF2 teve o melhor DES entre os SAFs, devido à sua maior área basal; apresentou também maior cobertura de herbáceas e a quantidade de serapilheira foi superior à área de referência. O descritor com menor contribuição para sua funcionalidade ecológica foi DE. O SAF3 teve a maior DE entre os SAFs, com o maior número efetivo de espécies e equabilidade (Figura 3), e o descritor com menor contribuição para sua funcionalidade ecológica foi PC.

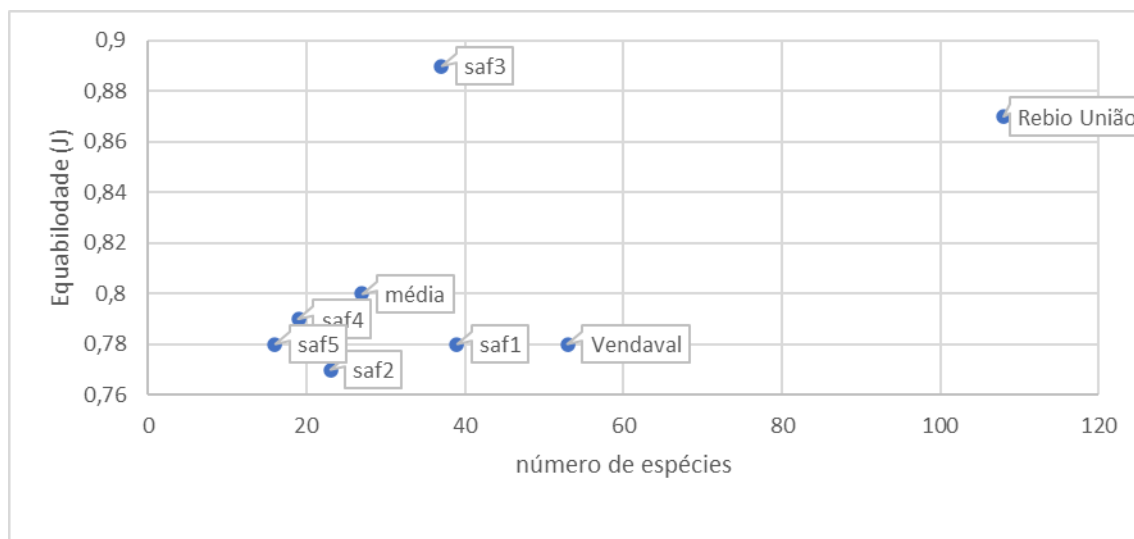


Figura 3. Diagrama de dispersão entre riqueza de espécies e equabilidade de cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5), fragmento em estágio médio da sucessão ecológica (Vendaval) e uma floresta madura (Rebio União) (Carvalho et al, 2016) localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil.

O SAF4 se manteve na média para a maioria dos indicadores e não se destacou positivamente para nenhum descritor. A DF foi a menor entre os SAFs, apresentando grande proporção de indivíduos de espécies exóticas. A DE foi o descritor de menor contribuição, devido principalmente à baixa riqueza de espécies, seguido de DES, com baixa área basal e densidade. No caso do SAF5 foi observado que ele apresentou os menores valores para DE, DES (menor densidade de indivíduos e abundância de cipós e lianas) e PC (menores notas para os três indicadores avaliados: cobertura do solo por herbáceas, cobertura do dolo por serapilheira e estoque de serapilheira) entre os SAFs. A menor

contribuição para funcionalidade ecológica foi devido a PC e a maior foi de DF (Tabela 2 e Figura 4).

#### *Contribuição dos descritores para a funcionalidade ecológica*

A DF teve a maior contribuição em média (66,7%  $\pm$  5,89) para a funcionalidade ecológica dos SAFs, seguida de CM (58,3%  $\pm$  4,56) e PC (55,6%  $\pm$  18,6) e, por último, os descritores DE (44,4%  $\pm$  9,29) e DES (44,4%  $\pm$  10,68) (Figura 4).

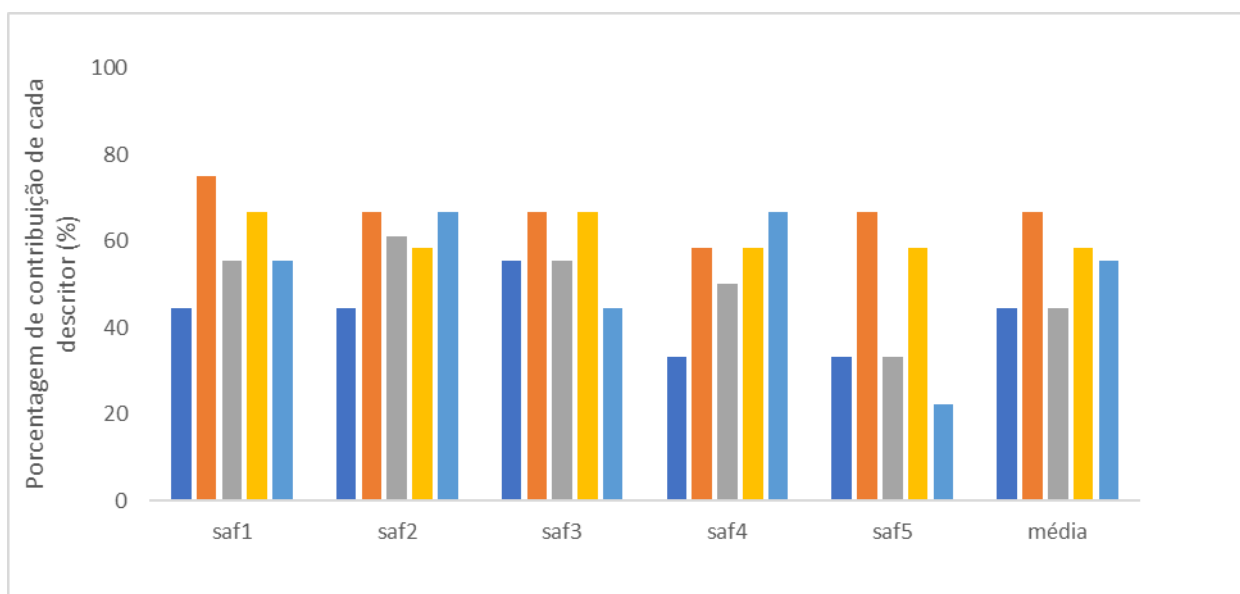


Figura 4. Porcentagem de contribuição dos descritores da funcionalidade ecológica: DE= Diversidade de espécies, DF=Diversidade Funcional, DES= Desenvolvimento, CM= Controle e Manejo, PC= Proteção do solo e ciclagem de nutrientes, em relação ao valor máximo possível para cada descritor, em cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) localizados na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil.

De forma geral, dois indicadores tiveram menor colaboração para a DF: (1) presença de indivíduos de espécies exóticas (37,5% a 56,5% entre os SAFs); e (2) predomínio de espécies pioneiras em relação às não-pioneiras (55% a 71% entre os SAFs) (Tabela 2). A proporção de indivíduos de espécies exóticas nos SAFs não excedeu a 50%, como determina a Lei Federal nº12.651/2012, com valores variando entre 21,5% e 35,5%. Vale destacar que as espécies plantadas como carros-chefes nos SAFs foram todas exóticas (*Bactris gasipaes*, *Euterpe oleracea*, *Persea americana*, *Musa sp*, *Acacia mangium* e *Dombeya wallichii*) e apresentaram maior valor de importância (VI) nestes sistemas.

O descritor CM foi a segunda maior contribuição para a funcionalidade ecológica e teve a menor variação entre as áreas. A maior diferença entre os SAFs foi em relação a incidência de luz, os SAFs 1 e 3 apresentaram um dossel mais fechado do que as outras áreas. O SAF5 apresentou a maior cobertura de gramíneas e, por outro lado, não teve impactos humanos negativos na área, como a presença de lixo.

O descritor PC teve a maior variação entre os SAFs, sendo que os SAFs 2 e 4 apresentaram as maiores pontuações e os SAFs 3 e 5 as menores. O SAF2 apresentou a maior cobertura por herbáceas e o SAFs 4 a maior cobertura por serapilheira. O estoque de serapilheira dos SAFs 2, 3 e 4 foi maior quando comparado a floresta madura, do SAF1 foi semelhante e o SAF5 apresentou os menores valores para os dois indicadores relacionados a serapilheira.

Em relação a DE, os valores para diversidade e riqueza de espécies variou entre os SAFs, com os maiores valores para os SAFs 1 e 3. Entretanto, todos os SAFs apresentaram valores inferiores aos encontrados para fragmentos de vegetação nativa em estágio médio da sucessão ecológica. Já para a equabilidade, os SAFs apresentaram valores semelhantes aos encontrados para os fragmentos de vegetação nativa em estágio médio.

O descritor DES teve grande variação entre os SAFs, principalmente relacionado aos indicadores: densidade de indivíduos, área basal e presença de cipós e lianas. Entre os SAFs, o SAF2 apresentou o melhor DES, devido à maior área basal. Apesar disso, para os parâmetros considerados na Resolução CONAMA 06/1994 (altura média, DAP médio e área basal média), os SAFs apresentaram valores próximos dos limites inferiores que definem o estágio médio da sucessão ecológica, sugerindo que todos os SAFS estão no início deste estágio.

## DISCUSSÃO

### *Funcionalidade Ecológica nos SAFs*

A recuperação da funcionalidade ecológica (média de 51,7%) e da biodiversidade (média de 44,4% para diversidade de espécies e de 66,7% para diversidade funcional) dos SAFs estudados, em relação aos cenários positivos e referenciais, pode ser considerada semelhante a outros estudos que avaliaram a



recuperação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos em áreas em processo de restauração ecológica.

Rey-Benayas et al (2009) encontraram que a restauração ecológica proporcionou a recuperação de 44% na biodiversidade e 25% nos serviços ecossistêmicos em diversos tipos de ecossistemas. Em florestas tropicais, a recuperação foi um pouco maior, de 53% para a biodiversidade, 52% para o estoque de carbono e 14% para os atributos do solo em relação às áreas degradadas (Shimamoto et al, 2018).

Shimamoto et al (2018) também compararam diversas estratégias de restauração, a regeneração natural recuperou 91% dos serviços ecossistêmicos em relação às áreas degradadas, enquanto os SAFs 41%, e os plantios de nativas 34%. Barral et al (2015) avaliaram SAFs e encontraram que a biodiversidade foi recuperada em 68%, o sequestro de carbono em 62% e os atributos físicos e químicos do solo em 42%.

A maior diferença encontrada entre os SAFs estudados foi em relação ao SAF5, que apresentou a menor funcionalidade ecológica. Este resultado pode ser atribuído principalmente à menor densidade de indivíduos, que proporcionou maior incidência de luz, favorecendo as gramíneas invasoras, consequentemente apresentando menor cobertura por herbáceas e serapilheira. O casal de agricultores responsável por este SAF é idoso e tem dificuldade para controlar as gramíneas invasoras, o que dificulta a regeneração natural na área. Além disso, a maior abertura do dossel contribuiu para a abundância de cipós e lianas, que podem estar limitando o crescimento e o desenvolvimento dos indivíduos arbóreos (Insernhagen et al., 2009).

O SAF4 apresentou a segunda menor funcionalidade ecológica, decorrente principalmente dos descritores DE e DF, o que parece ser resultado da baixa riqueza de espécies plantadas, da baixa densidade de indivíduos regenerantes e fatores influenciados à distância da mata nativa, sendo que apenas uma espécie regenerante alóctone foi registrada nesta área. Vale ressaltar que a riqueza alóctone pode estar subestimada, pois alguns indivíduos regenerantes autóctones podem estar vindo de fora da área, já que não é possível esta identificação.

O melhor desempenho para a recuperação da funcionalidade ecológica dos SAFs 1, 2 e 3 pode ser atribuído a três fatores principais: densidade e riqueza de

indivíduos plantados e qualidade do manejo agroflorestal. A qualidade deste manejo é considerada como o principal fator que leva um SAF a ser bem sucedido (Rocha et al, 2014; Miccolis et al, 2016). Além disso, no SAF1 a maior diversidade funcional, a densidade de indivíduos regenerantes e a proximidade com a mata nativa, também podem ter contribuído para que esta área tivesse a melhor funcionalidade ecológica. A diversidade funcional e de espécies nos SAFs requer um manejo intenso, o que implica disponibilidade de mão de obra e conhecimento sobre cada uma das espécies e a dinâmica do sistema (Miccolis et al, 2019). A proximidade com fragmentos de vegetação nativa, como fonte de propágulos, é relatada por diversos autores como um fator que contribui para a melhoria da regeneração natural em florestas tropicais (Suganuma et al, 2018; Palma et al, 2020).

#### *Contribuição dos descritores para a funcionalidade ecológica*

A DF foi o descritor de maior contribuição para a funcionalidade ecológica nos SAFs, seus indicadores tiveram melhor desempenho e variaram pouco entre os SAFs. Como os SAFs estudados são do tipo sucessional, sistemas multiestratificados e biodiversos por princípio, são reconhecidos por apresentarem alta diversidade de espécies e heterogeneidade funcional (Miccolis et al, 2019). A diversidade funcional está relacionada diretamente a diversos aspectos do funcionamento do ecossistema (Tilman et al 2014), sendo reconhecida como um componente chave da diversidade para a manutenção de funções e serviços ecossistêmicos (Laureto, 2015).

Os SAFs maximizam benefícios ecológicos e econômicos quando combinam diversas espécies de árvores e culturas agrícolas com funções distintas como: sombra, fertilização e proteção do solo, produção de frutas ou madeira, porque proporcionam habitats diversificados, diversas fontes de renda e permitem estratégias de adaptação alternativas (Tschora e Cherubini, 2020).

Tschora e Cherubini (2020) encontraram resultados semelhantes aos do presente estudo, a diversidade funcional das plantas foi o principal fator para sucesso ecológico e econômico em SAFs multiestratificados por eles estudados. Em outro estudo, a diversidade funcional das árvores em SAFs foi positivamente relacionada ao acúmulo de carbono no solo, sugerindo que uma das medidas para restaurar a saúde do solo em áreas degradadas pela agricultura é estimular

a ocorrência de alta diversidade funcional entre as espécies arbóreas (Lohbeck et al, 2018). A diversidade funcional em SAFs de cacau e café sombreados foi beneficiada pelas diversidades de espécies de árvores altas e também de árvores de sombra, que proporcionaram o aumento da resistência e resiliência dos sistemas (Tschardtke, 2011). Estes estudos demonstram como a ecologia funcional pode fornecer evidências para a formulação de estratégias para restauração ecológica.

Dois indicadores apresentaram os menores valores para DF, a presença de indivíduos de espécies exóticas e o predomínio de espécies pioneiras. Segundo a SER (2004) um ecossistema restaurado deve apresentar espécies nativas na maior extensão possível. Em muitos SAFs, as espécies exóticas são introduzidas visando à produção agrícola, já que a maioria dos nossos alimentos são espécies exóticas. E muitas delas são os carros-chefes, plantadas em maior densidade, como observado nesta e em outras pesquisas (Froufe & Seoane, 2011; Souza et al, 2012; Seoane & Froufe 2014; Moressi et al, 2014; Navas & Silva, 2016). As espécies exóticas representaram até 40% do total de espécies nos SAFs aqui estudados, estando dentro da faixa observada em geral para outros estudos ao redor do mundo (Langenberger et al., 2008; Kabir & Webb, 2009; Navas & Silva, 2016). Há um potencial para o aumento do uso de espécies nativas nos SAFs como apontado por Souza et al (2012), onde as espécies exóticas consorciadas com o café representaram apenas 20%.

Conforme destacado por Miccolis et al (2019), diversas espécies exóticas são escolhidas pelos agricultores por apresentarem múltiplas funções (frutas, fixação de nitrogênio, eficiência na produção de biomassa, alta capacidade de rebrota após poda drástica). Muitas são reconhecidas pelo seu potencial em modificar mais rapidamente as condições dos ecossistemas degradados, preparando o ambiente para suportar espécies mais exigentes e salientam que é importante identificar espécies nativas com estes mesmos potenciais para que possam substituir as exóticas já bastante utilizadas.

Outra razão para o uso de exóticas nos SAFs é que, apesar do conhecimento sobre os diversos usos das espécies nativas, estas ainda são fazem parte da nossa dieta e/ou são pouco exploradas comercialmente. Langenberger et al. (2008) realizaram um estudo etnobotânico nas Filipinas para identificar espécies nativas adequadas para integração em SAFs. Os agricultores

relataram usar 122 espécies de plantas para 77 finalidades, sendo que várias destas espécies têm um valor de mercado comprovado, mesmo assim não são cultivadas. Isso mostra que a utilidade em si não pode ser o único critério para o cultivo das espécies, mas que requer uma análise cuidadosa sobre os aspectos relacionados à comercialização. No Brasil, Oliveira e Carvalhaes (2016) identificaram 92 espécies multiusos nativas da Mata Atlântica para serem utilizadas em ações de restauração e SAFs. A maioria dessas espécies permite o manejo comercial de produtos não madeireiros, garantindo a permanência em longo prazo da estrutura florestal, que é mais compatível com processos de restauração. A lacuna ainda é um mercado consumidor estruturado para estes produtos.

Um desafio para ampliar o cultivo de espécies nativas no Brasil é a questão da legalidade, algumas destas espécies são protegidas por lei e precisam de normativas específicas para seu uso e exploração. Um exemplo é *Euterpe edulis*, espécie nativa da Mata Atlântica ameaçada de extinção (MMA, 2008). Seus frutos, semelhantes a *Euterpe oleracea*, nativa da Amazônia, passaram a ser apreciados e a produção ganhou proporções comerciais. A regulamentação para seu cultivo e exploração comercial só foi efetuada em poucos estados brasileiros (São Paulo, 1994; Santa Catarina, 2011 e Espírito Santo, 2013).

O outro indicador de menor contribuição para a DF foi o predomínio de espécies pioneiras nos SAFs, um dos fatores que caracteriza uma floresta em fase inicial da sucessão ecológica ou ambientes perturbados, como verificaram Carvalho et al (2008) e Prieto et al (2013), e que pode interferir na trajetória da sucessão ecológica (Brancaion et al, 2015). Por outro lado, o número de indivíduos de espécies pioneiras está abaixo de 50% nos SAFs. Estes indicadores devem ser monitorados, afim de verificar se as espécies tardias serão mais recrutadas, o que pode indicar que os SAFs estão na direção de estágios mais maduros da sucessão (Brancaion et al, 2015).

Os descritores CM e PC estão relacionados diretamente à dinâmica dos SAFs sucessionais que é dada, sobretudo, pelas podas e capinas seletivas periódicas realizadas para incorporação de biomassa (Miccolis et al, 2016). A diversidade funcional e de espécies nos SAFs requer um manejo intenso, o que implica disponibilidade de mão de obra e conhecimento sobre cada uma das espécies e a dinâmica do sistema (Miccolis et al, 2019). A qualidade deste manejo

é considerada como o principal fator que leva um SAF a ser bem sucedido (Rocha et al, 2014; Miccolis et al, 2016), como observado nos SAFs aqui estudados.

Apesar da periodicidade de manejo nos SAFs estudados ser a mesma, as práticas agroflorestais realizadas diferem entre as áreas, consequência das demandas, interesses e momentos específicos de cada família. O manejo realizado nos SAFs 1 e 3 é o que mais se aproxima dos princípios e recomendações descritos para SAFs sucessionais (Miccolis et al, 2016). As famílias responsáveis por estes dois SAFs têm um conhecimento sobre manejo de SAFs sucessionais e sobre grande parte das espécies presentes nos sistemas. O manejo consiste em podas das árvores para: incorporação de biomassa ao solo, melhoria do desenvolvimento dos indivíduos, ou ainda entrada de luz no sistema para favorecer determinadas espécies de interesse; e capinas seletivas, para o controle de espécies indesejáveis ou dominantes, principalmente no sub-bosque.

Já no SAF2, o manejo é mais intenso, com podas drásticas em praticamente todas as árvores, visando à abertura de clareiras para plantio de culturas agrícolas. O SAF4 é pouco manejado, faz-se apenas o controle de gramíneas invasoras e árvores exóticas que acabaram predominando no sistema, como aconteceu com a *Acacia mangium*. O SAF5 é o menos manejado entre os cinco SAFs estudados. Nele, são realizadas apenas podas para abertura de clareiras visando ao plantio de culturas agrícolas, como a mandioca (*Manihot esculenta*).

Os SAFs são reconhecidos pelo seu papel na manutenção e melhoria das condições do solo, principalmente relacionado à matéria orgânica e aporte de carbono, pelo uso de espécies de alta produção de biomassa, e seu manejo, e pelo mínimo revolvimento do solo (Xavier & Mendonça, 2011; Souza et al, 2012; Lohbeck et al, 2018, Moreira 2019). Se bem manejados podem otimizar o processo de ciclagem de nutrientes e de carbono no solo (Gama-Rodrigues, 2008, Froufe et al 2011; Rocha et al, 2014).

Moreira (2019) investigou a qualidade do solo dos mesmos SAFs aqui estudados, fazendo uma comparação com outros usos da terra (agricultura convencional e pastagem) e um fragmento de vegetação nativa como referência. Os resultados apontaram que o SAF foi o uso da terra que mais se aproximou da floresta, com destaque para estoque de carbono na fração estável da matéria

orgânica do solo em profundidade, que foi semelhante ao encontrado na floresta, parâmetro eficiente na identificação de mudanças ocasionadas no solo pelo uso.

Lohbeck et al (2018) encontraram que a cobertura vegetal e a biomassa acima do solo tiveram efeitos positivos na saúde do solo, aumentando o carbono orgânico e reduzindo a erosão. Assim, afirmam que para garantir a saúde do solo, deve-se evitar o solo exposto, manter ou promover a cobertura de árvores, além de promover a diversidade funcional das espécies de árvores e erradicar as espécies invasoras.

Diante disso, como era esperado, os SAFs, exceto o SAF5, apresentaram estoque de serapilheira semelhante ou superior a floresta madura (Gama, 2005; Lima, 2009) e superior aos fragmentos de vegetação nativa da região em estágio sucessional médio (Oliveira et al, 2008; Cyrino, 2018). Em relação a outros SAFs, foi semelhante ao encontrado em sistemas de café sombreado (Notaro et al, 2014) e superior aos estudos de Silva et al (2012) e Rocha et al (2014).

O SAF4, como já apontado anteriormente, é pouco manejado, mas apresentou a maior cobertura e estoque de serapilheira, o que pode ser explicado pela presença das espécies caducifólias *Piptadenia gonoacantha*, *Dombeya wallichii* e *Jatropha curcas*, que estão entre as espécies mais importantes somando 35,5% de VI (Valor de Importância) neste agroecossistema. Além disso, este SAF está localizado em uma região de baixada que sofreu processos de drenagem, onde as condições do solo e o microclima podem estar interferindo na decomposição mais lenta da serapilheira. Já a baixa cobertura e estoque de serapilheira no SAF5 pode ser resultado da pouca biomassa arbórea (menor área basal e densidade de indivíduos). O SAF3, apesar do estoque de serapilheira ter sido superior à floresta madura, apresentou baixa cobertura de serapilheira, que pode ser atribuída à presença de galinhas que pastejam em parte da área e descobrem o solo em determinados pontos, que aleatoriamente podem ter sido amostrados.

Em relação ao descritor DE, a diversidade e riqueza de espécies, média e também de cada SAF, foram menores e a equabilidade foi semelhante aos encontrados para fragmentos de vegetação nativa em estágio médio da sucessão ecológica (Carvalho et al, 2016), apontando que a escolha do número de indivíduos por espécies no plantio foi equilibrada. Por outro lado, os SAFs apresentaram maiores valores para diversidade e riqueza do que os plantios de

nativas (Sansevero et al, 2011) e outros SAFs na Mata Atlântica (Froufe & Seoane, 2011) de mesma idade.

O SAF3 se destacou com a melhor DE (maior número efetivo de espécies e equabilidade), fato que pode ser atribuído a maior riqueza de espécies plantadas (36 espécies) entre os SAFs estudados. Apesar da proximidade com fragmento de vegetação nativa, apenas uma espécie foi de origem alóctone. Por outro lado, considerando a variedade de espécies plantadas, alguns indivíduos regenerantes, que foram considerados autóctones, podem estar vindo de fora da área, já que não foi possível fazer esta diferenciação.

O SAF1 apresentou a maior riqueza de espécies e o segundo maior número efetivo de espécies. Neste caso, a riqueza plantada e também a de regenerantes, devido à proximidade com a floresta nativa contribuíram com a riqueza total, já que 20% das espécies foi de origem alóctone (8 espécies).

Lamb (2018) afirma que níveis moderados de riqueza de espécies, desde que tenham as características apropriadas, podem gerar os serviços ecossistêmicos mais comumente almejados. Além disso, a geração dos serviços ecossistêmicos depende, além da diversidade alfa, da escala e da localização da área de restauração. Isto porque as diversidades betas e gama podem afetar a funcionalidade destas áreas. Diante disso, deve-se avaliar a eficácia coletiva de diferentes combinações de estratégias de restauração e usos da terra, sua extensão e localização das ações de restauração. Ou seja, planejar e avaliar as estratégias e ações de restauração ecológicas no contexto de paisagens multifuncionais.

Em relação ao DES, como esperado, os SAFs estão em estágio médio da sucessão ecológica. Os agroecossistemas estudados apresentaram menores valores de área basal e densidade quando comparados aos fragmentos de vegetação nativa da região em estágio sucessional médio com progresso para fases mais avançadas (Carvalho et al, 2007; Carvalho et al, 2016). O SAF2 apresentou área basal semelhante a um fragmento perturbado da região, Fazenda Boa Esperança, (Carvalho et al, 2016). Neste SAF são realizadas podas drásticas nos indivíduos arbóreos a uma altura de 2m a cada seis meses para abertura do dossel, por isso, os indivíduos tem alto grau de perfilhamento e altura média menor que a observada nos outros SAFs.

Quando comparados a cinco plantios de nativas de mesma idade na região, os SAFs apresentaram valores médios de área basal e densidade superior a dois plantios (Sansevero et al, 2011). Froufe e Seoane (2011) estudaram SAFs sucessionais, de 8 e 16 anos de idade, que apresentaram área basal menor e semelhante respectivamente, quando comparados a média dos SAFs do presente estudo.

## CONCLUSÕES

O uso do protocolo para avaliação e monitoramento de SAFs possibilitou verificar em quais SAFs a recuperação da funcionalidade ecológica e, conseqüentemente, a restauração ecológica está acontecendo de forma mais eficiente. O melhor desempenho dos SAFs 1, 2 e 3 pode ser atribuído à quatro fatores principais: idade de implantação, densidade de indivíduos plantados, riqueza de espécies plantadas e qualidade do manejo agroflorestal, este último diretamente relacionado ao conhecimento dos agricultores sobre as espécies e a dinâmica dos SAFs.

Os SAFs, apesar da pouca idade (10-15 anos), apresentaram boa recuperação da funcionalidade ecológica, baseada nos descritores/indicadores considerados, sobretudo pela contribuição da diversidade funcional, componente chave para a fornecimento e manutenção dos serviços ecossistêmicos.

A dicotomia entre as espécies nativas e exóticas ainda é marcante em muitos SAFs, onde as espécies exóticas estão relacionadas à produção agrícola e as espécies nativas aos processos de restauração ecológica. Esta é uma questão que diferencia o SAF, que é um sistema produtivo e que pode ser utilizado como uma estratégia de restauração, e técnicas de restauração ecológica, que têm como foco apenas a restauração. Por outro lado, há um grande potencial para a maior inserção de espécies nativas nos SAFs na Mata Atlântica, assim como já ocorre em SAFs na Amazônia.

Portanto, os resultados sugerem que os SAFs podem ser utilizados como uma estratégia de restauração ecológica, principalmente para o fornecimento e manutenção de produtos e serviços ecossistêmicos, possuem potencial para a conservação da biodiversidade, a partir da inclusão cada vez maior de espécies nativas, e representam um importante componente no contexto das paisagens multifuncionais.



## LITERATURA CITADA

- Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD), 2020. Disponível em:  
<http://www.micoleao.org.br/>. Acesso em: 16 out. 2020.
- APG IV. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181: 1–20.
- Barral M.P., Benayas J.M.R., Meli P., Maceira N.O. (2015). Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ* 202: 223–31.
- Besseau, P., Graham, S. and Christophersen, T. (eds.) (2018). Restoring forests and landscapes: the key to a sustainable future. Global Partnership on Forest and Landscape Restoration, Vienna, Austria. 44p.
- Brancalion, P.H.S.; Gandolfi, S., Rodrigues R.R. (2015). *Restauração Florestal*. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 431p.
- Brasil, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). (1994). Resolução nº 6, de 04 de maio de 1994, que dispõe sobre os parâmetros mensuráveis para análise dos estágios de sucessão ecológica da Mata Atlântica.
- Brasil (2002) Decreto de 27 de junho de 2002. Cria A Área De Proteção Ambiental-APA Da Bacia Do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, no Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências, Brasília, DF.
- Brasil. (2012). Lei 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário oficial. Diário Oficial. República Federativa do Brasil, Brasília, DF.
- Brasil. (2015). Intended Nationally Determined Contribution Towards Achieving the Objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change. Disponível em: <http://www4.unfccc.int/submissions/INDC/Published%20Documents/Brazil/1/BRAZIL%20iNDC%20english%20FINAL.pdf>
- Campello, E. F. C.; Franco, A. A.; Faria, S. M. (2005). Aspectos ecológicos da seleção de espécies para sistemas agroflorestais e recuperação de áreas degradadas. In: Aquino, A. M.; Assis, R. L. (Ed.). *Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável*. Brasília, DF: Embrapa, 467-482.
- Cardinale, B., Duffy, J., Gonzalez, A. et al. (2012). Biodiversity loss and its impact

- on humanity. *Nature* 486: 59–67.
- Cadotte M.W., Carscadden K., Mirotchnick N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48 (5): 1079-1087.
- Carvalho, F. A. et al. (2007). Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). *Revista Árvore*, 31: 717-730.
- Carvalho, F. A. et al. (2008). Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22 (4): 929-940.
- Carvalho, F.A., Braga, J.M.A., Nascimento, M.T. (2016). Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. *J. For. Res.*, 27: 605–609.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S. et al. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87–99.
- Chazdon R.L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320: 1458-1460.
- Cyrino, v. M. (2018). Efeito da fragmentação florestal sobre a necromassa em floresta ombrófila da Mata Atlântica no Rio de Janeiro. 75 f. Monografia. (Licenciatura em Biologia). Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.
- Da Rocha, 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. *For. Ecol. Manage.* 372: 128–136.
- Devoto M., Bailey S., Craze P., Memmott J. (2012). Understanding and planning ecological restoration of plant–pollinator networks. *Ecology Letters*, 15:319–328.
- Dubois, J. C. L. (2008). Classificação e Breve Caracterização de SAFs e Práticas Agroflorestais. Manual Agroflorestal para a Mata Atlântica. In: May, P. H. Trovatto, C. M.M. (Coord.), Deitenbach, A. et al (Org). Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, Secretaria de Agricultura Familiar: 15-62.

- Espírito Santo. (2013). Instrução Normativa nº 3 de 31 de julho de 2013 do Instituto De Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo. Normas de plano de exploração Sustentável e Simplificado para extração do fruto da palmeira juçara (*Euterpe edulis*).
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2017). Agroforestry for landscape restoration. Exploring the potential of agroforestry to enhance the sustainability and resilience of degraded landscapes. Rome.
- Flora do Brasil/Programa Reflora. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 12 de out 2020.
- 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*, Colombo, 31 (67): 203-225.
- Gama, D. M. (2005). Efeitos de borda sobre o solo, camada de serrapilheira e decomposição foliar em um fragmento de Mata Atlântica na Reserva Biológica União, RJ. 110f. Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia). Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.
- Gama-Rodrigues, A.C. et al. (2008). Balanço de carbono e nutrientes em plantio puro e misto de espécies florestais nativas no sudeste da Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:165-1179.
- Hammer D., Harper, D. A.T, Ryan, P. D. (2011). Past. Paleontological Statistic Software package for education and data analysis. *Paleontologia electronica*, 4 (1), 9p.
- Holl, K.D., Aide, T.M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10): 1558-1563.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). (2012). Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 271p.
- Isernhagen, I. (2009). Fase 4: abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela re-construção de uma floresta (fase atual). In.: Rodrigues, R. R et al. (Org.). Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 31-

37.

- Jacobi, J., Schneider, M., Bottazzi, P., Pillco, M., Calizaya, P., Rist, S. (2015). Agroecosystem resilience and farmers' perceptions of climate change impacts on cocoa farms in Alto Beni, Bolivia. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 30 (2): 170-183.
- Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforest Syst* ,76: 1–10.
- Jost, L. (2007) Partitioning Diversity into Independent Alpha and Beta Components. *Ecology*, 88 (10): 2427-2439.
- Kabir, M.E., Webb, E.L. (2009). Household and homegarden characteristics in southwestern Bangladesh. *Agroforest Syst* ,75 (2): 129-145.
- Lamb, D, Erskine, Parrota, J. A.(2005). Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science* 310 ( 5754): 1628-1632.
- Lamb, D. (2018) Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. *Restoration Ecology*, 26:657–666.
- Lameira, L. L., Ferreira, F. C. G., Filardi, R. A. E., Queiroz, J. M., Sansevero, J. B. B. (2019). Plant-canopy Effects on Natural Regeneration in Sites Under Restoration: Do Tree Species Matter? *Floresta e Ambiente*, 26 (1): 1-8.
- Langenberger, G., Prigge, V., Martin, K. et al. (2009) Ethnobotanical knowledge of Philippine lowland farmers and its application in agroforestry. *Agroforest Syst*, 76: 173–194.
- Laureto, L.M.O., Cianciaruso, M. V., Samia, D. S. M. (2015). Functional diversity: an overview of its history and applicability. *Natureza & Conservação*,13 (2): 112-116.
- Leite, T. V. P. (2014). *Sistemas Agroflorestais na recuperação de espaços protegidos por lei (APP e Reserva Legal): Estudo de caso do sítio Geranium, DF. (Tese de Doutorado) Universidade de Brasília. Departamento de Engenharia Florestal, Brasília, DF.*
- Lima, J. A. S. (2009). *Biomassa Arbórea e estoques de nutrientes em Fragmentos Florestais da APA Rio São João: o efeito da fragmentação sobre a Mata Atlântica da baixada Litorânea Fluminense. 180f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.*

- Lohbeck, M., Winowiecki, L., Aynekulu, E., Okia, C., Vågen, T. G. (2018). Traitbased approaches for guiding the restoration of degraded agricultural landscapes in East Africa. *Journal of Applied Ecology*, 55 (1): 59-68.
- Masera et al. (2008). El proyecto de evaluación de sustentabilidad MESMIS. In: Astier, et al. *Evaluación de sustentabilidad. Un enfoque dinámico y multidimensional*. SEAE / CIGA / ECOSUR / CIEco / UNAM / GIRA / Mundiprensa / Fundación Instituto de Agricultura Ecológica y Sustentable, España, 13-22.
- Melo, A.S. (2008) What do we win 'confounding' species richness and evenness in a diversity index? *Biota Neotrop.*, 8 (3): 21-27.
- Miccolis, A., Peneireiro, F.M., Marques, H.R., Vieira, D.L.M., Arco-verde, M.F., Hoffmann, M.R., Pereira, A.V.B. (2016). *Restauração ecológica com Sistemas Agroflorestais. Como conciliar conservação com produção*. Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal – ICRAF.
- Miccolis, A., Peneireiro, F., Vieira, D., Marques, H., Hoffmann, M. (2019). Restoration through agroforestry: options for reconciling livelihoods with conservation in the cerrado and caatinga biomes in Brazil. *Experimental Agriculture*, 55 (S1): 208-225.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). (2008). Instituto Chico mendes de Conservação da biodiversidade (ICMBIO). Plano de manejo da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico Leão- Dourado. 349p.
- Moreira, R. P. (2019) *Qualidade do Solo Sob Sistemas Agroflorestais, Pastagens e Agrícolas no Bioma Mata Atlântica*. 88f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio De Janeiro, Seropédica.
- Moressi, M., Padovan, M. P., Pereira, Z. V. (2014). Banco de sementes como indicador de restauração em sistemas agroflorestais multiestratificados no Sudoeste de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Árvore*. 38 (6):1073–1083.
- Mueller-Dumbois, D.; Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Willey & Sons Press, 574 p.
- Naeem, S. (2006). Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: Falk, D. A.; Palmer, M. A.; Zedler, J.B. (Eds). *Foundations of Restoration Ecology*. Washington, Island Press: 210-237.

- Navas, R., Silva, R.J. (2016). Ecological restoration indicators in agroforestry systems in the atlantic forest. *Ciência e Natura*, Santa Maria, 38 (2): 656 – 664.
- Notaro, K. A., Medeiros, E. V., Duda, J. P., Silva, A. O., Moura, P. M. (2014). Agroforestry systems, nutrients in litter and microbial activity in soils cultivated with coffee at high altitude. *Sci. Agric.*, 71 (2): 87-95.
- Oliveira, R.E., Carvalhaes, M.A. (2016). Agroforestry as a tool for restoration in atlantic forest: Can we find multi-purpose species? *Oecologia Australis* 20 (4): 425–435.
- Oliveira, P. P., Grativol, A. D., Ruiz-Miranda (2008). *Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada /– Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro; Centro de Biociências e Biotecnologia; Laboratório de Ciências Ambientais, 200p.*
- Otuoma J., Anyango, B., Ouma, G., Okeyo, D. Muturi, G. M. Oindo, B. (2016) Determinants of aboveground carbon offset additionality in plantation forests in a moist tropical forest in western Kenya. *Forest Ecology and Management*, 365: 61-68.
- Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. (2009). Rodrigues, R. R., Brancalion, P. H. S., Isernhagen, I. (Org.). São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 256p.
- Peneireiro, F. M. (1999). *Sistemas Agroflorestais Dirigidos pela Sucessão Natural: um Estudo de Caso. 138f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.*
- Piña-Rodrigues, F. C. M, Piratelli, A. J., Rudge, A. C., Gondim, F. B., Freire, M., Correia, J. S. (2009). Mobile links in fragmented ecosystem: seed and birds dispersal approach towards Atlantic Forest restoration and conservation. In: Gaese, H., Albino, J. C. T., Wesenberg J., Schlüter, S. (Eds.). *Biodiversity and land use systems in the fragmented Mata Atlântica of Rio de Janeiro. Cuvillier Verlag, Göttingen Nonnenstieg, 397p.*
- Poorter, L. et al. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530: 211–214.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin,

- W.E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.*, 25: 345–353.
- Prieto, P. V., Sansevero, J. B. B., Garbin, M. L., Braga, J. M. A., Rodrigues P. J. F. P. (2013). Edge effects of linear canopy openings on understorey communities in a lowland Atlantic tropical forest. *Applied Vegetation Science*, 17 (1): 121-128.
- Proctor, J. (1983). Tropical forest litterfall: problems of data comparison. In Whitmore, I. C. et al. *Tropical Rain Forest. Ecology and Management*, Blackwell Scientific Publications, 267-273.
- R core team. (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- Rey-Benayas JM, Newton AC, Diaz A, Bullock JM (2009) Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:1121–1124.
- Rio de Janeiro. (2016) Resolução do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) nº 134 de 14 de janeiro de 2016. Define critérios e procedimentos para a implantação, manejo e exploração de sistemas agroflorestais e para a prática do pousio no Estado do Rio de Janeiro.
- Rocha, G. P., Fernandes, L. A., Cabacinha, C. D., Lopes, I. D. P., Ribeiro, J. M., Frazão, L. A., Sampaio, R. A. (2014). Caracterização e estoques de carbono de sistemas agroflorestais no Cerrado de Minas Gerais. *Ciência Rural*, 44 (7): 1197-1203.
- Santa Catarina. (2011). Instrução normativa nº 35 de 12 de agosto de 2011 do Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina. Manejo do palmitero *Euterpe edulis* no estado de Santa Catarina. Disponível em: <http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoesnormativas>.
- Santos, P.Z.F., Crouzeilles R., Sansevero, J. B. B. (2019) Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest, *Forest Ecology and Management*, 433: 140-145.
- Sansevero J.B.B., Prieto P.V., de Moraes L.F.D, Rodrigues P.J.P. (2011). Natural regeneration in plantations of native trees in lowland brazilian atlantic forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology*;

- 19 (3): 379-389.
- São Paulo. (1994). Resolução SMA nº 16 de 21 de junho de 1994. Estabelece normas para exploração da palmeira Jussara (*Euterpe edulis*) no Estado de São Paulo. Disponível em: [https://smastr16.blob.core.windows.net/resolucao/1994/1994\\_Res\\_SMA16.pdf](https://smastr16.blob.core.windows.net/resolucao/1994/1994_Res_SMA16.pdf)
- Seoane, C. E., Froufe, L. C., Amaral-Silva, J., Arantes, A. C. V.; Nogueira, R., Steenbock, W. Conservação Ambiental Forte Alcançada Através de Sistemas Agroflorestais Multiestratificados. 1 - Agroflorestas e a Restauração Ecológica de Florestas. *Cadernos de Agroecologia*, 9 (4): 1-11.
- Shimamoto C.Y., Padial A.A., da Rosa C.M., Marques M.C.M (2018). Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. *PLoS ONE* 13 (12): 1-16.
- SER (Sociedade Internacional para Restauração Ecológica). (2004). *Fundamentos de Restauração Ecológica*. (Trad.) Rodrigues E, Washington D.C.
- Souza, H. N. et al. (2012). Protective shade, tree diversity and soil properties in coffee agroforestry systems in the Atlantic Rainforest biome. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 146:179-196.
- Stanturf JA, Palik BJ, Dumroese RK (2014) Contemporary forest restoration: A review emphasizing function, *Forest Ecology and Management*, 331: 292-323.
- Thorn, J.P.R., Friedman, R., Benz, D. et al. (2016). What evidence exists for the effectiveness of on-farm conservation land management strategies for preserving ecosystem services in developing countries? A systematic map. *Environ Evid*, 5 (13): 1-29.
- Tilman, D., Isbell F., Cowles, J.M. (2014). Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45 (1): 471-493.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Bhagwat. S. A. et al. (2011). Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes – a review. *Journal of Applied Ecology*, 48: 619–629.
- Tschora, H., Cherubini, F. (2020). Co-benefits and trade-offs of agroforestry for climate change mitigation and other sustainability goals in West Africa, *Global Ecology and Conservation*, 22: 1-13.
- Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G., Plieninger, T. (2016). Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services?



- A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 230:150–161.
- Troya, V., Kumar, C. (2016). Uma introdução à restauração de paisagens e florestas. In: : Moraes, M. A. (Org.). *Restauração de florestas e paisagens no Brasil*. Brasília: UICN: 24-31.
- Vieira, D.L.M.; Holl, K.D.; Peneireiro, F.M. (2009). Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Rest. Ecology*, 17 (4): 451–459.
- Vieira, T.O. (2018). *Irradiância e estratégias ecofisiológicas: uma abordagem funcional para a conservação da floresta atlântica*. 178f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes.
- Xavier, F. A. S., Mendonça, E.S. (2011). Agroforestry for recovering soil organic matter: a Brazilian perspective, 5 (1): 45-52.
- Zomer, R.J., Trabuco, A., Coe, R., Place, F., Noordwijk, M., Xu, J. (2014). *Trees on farms: an update and reanalysis of agroforestry's global extent and socio-ecological characteristics*. Working Paper 179. Bogor, Indonesia: World Agroforestry Centre (ICRAF) Southeast Asia Regional Program.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os métodos utilizados nesse estudo contribuíram de forma complementar para a avaliação dos SAFs como uma estratégia de restauração ecológica, sendo que os principais aspectos investigados foram: sucessão ecológica e regeneração natural no Capítulo 2, e funcionamento do ecossistema e processos ecológicos envolvidos na restauração no Capítulo 3.

As análises realizadas no Capítulo 2 permitiram investigar aspectos da composição e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea dos SAFs em relação à trajetória da sucessão ecológica, a partir de comparações com cenários referenciais. O estudo dos diferentes estratos da comunidade vegetal (superior, intermediário e inferior), que guardam informações do passado, presente e futuro do manejo do agroecossistema, possibilitou a compreensão da dinâmica e do potencial da regeneração natural nos SAFs.

A maioria dos estudos sobre restauração ecológica e regeneração natural se restringe ao estrato superior, poucos investigam o sub-bosque e/ou todos os estratos, sendo que o estrato intermediário parece ser o menos estudado. Os estratos do sub-bosque são de extrema importância no processo de restauração, principalmente quando se deseja avaliar a regeneração natural, pois irão determinar a direção do processo de sucessão ecológica. Além disso, o sub-bosque é mais dinâmico e pode indicar processos ecológicos que estão acontecendo e que ainda não podem ser identificados no estrato superior, como a chegada de propágulos alóctones. A identificação de espécies alóctones é outro parâmetro fundamental no processo de restauração ecológica, pois permite verificar as relações dos ecossistemas em restauração com a paisagem do entorno e as interações ecológicas que estão ou não ocorrendo, no caso das espécies zoocóricas, e até investigar processos regionais, como a defaunação.

O protocolo para avaliação da funcionalidade ecológica (Capítulo 3) possibilitou uma comparação objetiva entre as áreas de estudo e destas com áreas de referências e cenários positivos, possibilitando quantificar a recuperação da funcionalidade ecológica e identificar quais aspectos do funcionamento dos agroecossistemas precisam de mais atenção (monitoramento e avaliação) ou podem ser considerados potenciais naquele tipo de restauração, como foi o caso da diversidade funcional e da própria recuperação da funcionalidade ecológica nos SAFs estudados.

A diversidade funcional se mostrou, nos três capítulos desta tese, como um componente essencial para o estudo da restauração ecológica, pois só a partir da identidade das espécies e suas diversas funções nos agroecossistemas, foi possível identificar e compreender determinados aspectos do seu funcionamento e da trajetória sucessional. E, no caso específico dos SAFs, como o manejo realizado nos agroecossistemas pode interferir nos processos ecológicos.

Outro ponto a ser destacado é que a dicotomia entre as espécies nativas e exóticas é marcante em muitos SAFs na Mata Atlântica, onde as espécies exóticas estão relacionadas à produção agrícola, já que grande parte dos nossos alimentos são espécies exóticas, e as espécies nativas aos processos de restauração ecológica. Para que os SAFs possam contribuir de forma mais efetiva para a conservação da biodiversidade local, as espécies nativas precisam estar cada vez mais presentes nestes agroecossistemas. Ao mesmo tempo, espécies com potencial de se comportarem como invasoras, nativas ou exóticas, devem ser desestimuladas, como *Piptadenia gonoacantha* e *Euterpe oleraceae*, que podem ser facilmente substituídas por outras espécies com funções semelhantes.

Neste sentido, são necessárias pesquisas mais aprofundadas, incluindo questões econômicas, decisivas para a inclusão ou não de determinada espécie, e a divulgação desses conhecimentos, gerando maior aproximação da biodiversidade local, tanto por parte dos agricultores quanto da população em geral (consumidores) que poderá consumir estes produtos agrofloretais. Na Amazônia brasileira, observa-se que muitas espécies nativas possuem um papel de destaque como componente de produção agrícola nos SAFs, como o açaí, a pupunha, o cacau e o cupuaçu. Assim, a exemplo do que já acontece na Amazônia, existe um grande potencial para o aumento do uso de espécies nativas nos SAFs na Mata Atlântica em médio e longo prazos. Neste contexto, a divulgação científica e o papel de técnicos e extensionistas são de extrema importância para que os conhecimentos gerados cheguem até prática da restauração.

As práticas de uso da terra mais sustentáveis precisam ocupar maiores proporções nas paisagens multifuncionais. Um dos principais desafios, por exemplo, é a adoção de SAFs, pois estes sistemas ainda são pouco conhecidos e, à princípio, podem despertar desconfiança por parte dos atores envolvidos. Uma metodologia que tem se mostrado eficiente neste sentido é conhecida como

metodologia “Camponês a Camponês”<sup>2</sup>, ou seja, os próprios agricultores a partir de sua vivência partilham suas experiências e aprendizados, construindo novos conhecimentos de forma participativa.

Nesta perspectiva, um dos princípios da restauração ecológica, entendida como um processo e não apenas como um objetivo em si mesma, é a aprendizagem contínua e o manejo adaptativo, princípios estes compartilhados pela prática agroflorestal. Os SAFs aqui estudados já são utilizados como áreas de referência para o incentivo da prática agroflorestal entre os agricultores e proprietários rurais e também como locais de ensino-aprendizagem do manejo agroflorestal em ações organizadas pela Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD), em parceria com as famílias de agricultores. Outra estratégia interessante são os viveiros de mudas nativas, implantados também com apoio da AMLD, em propriedades da região. Atualmente os SAFs fornecem diversas sementes de espécies nativas para abastecer estes viveiros locais, o que possibilita mais uma oportunidade de conhecer e aprender sobre as espécies nativas.

O presente estudo vem para reafirmar a importância do trabalho já realizado pelos atores locais, não apenas o incentivo e a implantação de SAFs na região, mas a construção e difusão do conhecimento agroflorestal, principalmente para a juventude. Além disso, os resultados deste tipo de estudo podem ser traduzidos em recomendações e práticas específicas que podem otimizar os processos desejáveis no planejamento e implantação de futuros SAFs.

Os SAFs biodiversos, como os aqui estudados, fornecem uma variedade de produtos e serviços, além de mais opções para as possíveis trajetórias sucessionais, caso ocorram mudanças de objetivos ao longo do tempo, de acordo com as necessidades das famílias. Pode-se dizer que os SAFs estudados “envelheceram” junto com as famílias, já que as gerações seguintes não se envolveram com a continuidade dos trabalhos agroflorestais na propriedade. Nos últimos anos, os SAFs têm fornecido alguns produtos que são apenas coletados, como se fosse um “extrativismo”, frutas, café e palmito para autoconsumo e sementes nativas para os viveiros, exatamente de acordo com a necessidade dessas famílias.

---

<sup>2</sup> HOLT-GIMÉNEZ, E. *Campesino a Campesino: Voces de Latino América, movimiento campesino a campesino para La agricultura sustentable*. Managua, 294 p. 2008.

É importante destacar que o objetivo da implantação dos SAFs do presente estudo não era atingir uma floresta madura, mas recuperar áreas degradadas para servirem de corredores ecológicos entre fragmentos de vegetação nativa e como fonte alternativa de renda para as famílias agricultoras. Diante desses objetivos, não há necessidade destes agroecossistemas avançarem na sucessão ecológica, mas verificou-se que estas áreas têm este potencial. Os SAFs sucessionais, pela pouca idade, se mostraram como uma boa estratégia para restabelecer processos e serviços ecossistêmicos, um dos pontos de maior convergência entre os SAFs e as práticas de restauração ecológica.

Os resultados mostraram que os SAFs permitiram a regeneração natural e que podem ser utilizados como uma estratégia de restauração ecológica, principalmente para restabelecer processos e serviços ecossistêmicos, possuem potencial para a conservação da biodiversidade, a partir da inclusão cada vez maior de espécies nativas, e como um importante componente no contexto das paisagens multifuncionais. Portanto, os resultados aqui obtidos indicam o uso potencial dos SAFs como uma estratégia de restauração ecológica, que concilia objetivos conservacionistas com as necessidades dos agricultores envolvidos.

## APÊNDICE 1

Tabela 1. Riqueza total, número efetivo de espécies ( $e^h$ ), riqueza plantada, riqueza regenerante e riqueza alóctone para cada estrato (superior DAP  $\geq 5$ cm; intermediário DAP  $\leq 5$ cm e altura  $\geq 50$ cm; e inferior altura  $< 50$ cm), somatório das espécies alóctones para cada SAF e Coeficiente de Similaridade de Jaccard entre o estrato superior e os inferiores, apenas para as espécies regenerantes para cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil.

Estratos	riqueza	saf1		saf2		saf3		saf4		saf5	
		2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019
Superior	total ( $e^h$ )	39 (18)	37 (16)	23 (11)	21 (11)	37 (26)	36 (24)	19 (10)	22 (12)	16 (9)	18 (8)
	plantada	E	26	21	19	36	35	17	18	7	7
	regenerante (a)	17	17	4	4	10	11	2	4	11	13
	alóctone (b)	8	5	2	2	1	1	1	3	10	12
Intermediário	total ( $e^h$ )	60 (26)	61 (24)	44 (20)	38 (20)	47 (21)	59 (24)	29 (10)	31 (10)	6 (3)	5 (2)
	plantada	17	16	14	13	24	20	14	13	4	3
	regenerante (c)	48	54	37	32	34	52	24	28	2	2
	alóctone (d)	20	23	19	17	8	8	9	7	2	2
Inferior	total ( $e^h$ ) (e)	43 (15)	36 (14)	15 (8)	27 (13)	42 (9)	47 (15)	10 (2)	20 (3)	14 (9)	26 (14)
	alóctone (f)	8	3	1	8	4	10	1	2	7	3
Somatório das alóctones (b+d+f)		36	31	22	27	13	19	11	12	19	17
Similaridade de Jaccard (%) (a x (c+e))		17,5		12,9		25,6		26,6		14,7	

Tabela 2. Comparação do presente estudo com dados da literatura para os três estratos estudados (superior DAP  $\geq 5\text{cm}$ ; intermediário DAP  $\leq 5\text{cm}$  e altura  $\geq 50\text{cm}$ ; e inferior altura  $< 50\text{cm}$ ).

Localidade	Área Amostrada (ha)	Critério de inclusão	Estágio sucessional	Tipo de regeneração	Dens (ind.ha <sup>-1</sup> )	Ab (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	S	H'	J	Referência
Mata Rio Vermelho	0,4	DAP $\geq 5\text{cm}$	intermediário	passiva	1745	29	106	3,91	0,84	Carvalho et al (2007)
Fazenda Afetiva	0,2	DAP $\geq 5\text{cm}$	Intermediário	passiva	---	---	66	3,62	0,86	Carvalho et al (2009)
Fazenda Estreito	0,2	DAP $\geq 5\text{cm}$	Intermediário	Passiva	---	---	56	2,88	0,75	Carvalho et al (2009)
Fazenda Embaú	0,2	DAP $\geq 5\text{cm}$	Intermediário	Passiva	---	---	59	3,26	0,8	Carvalho et al (2009)
Fazenda Andorinhas	0,2	DAP $\geq 5\text{cm}$	intermediário	passiva	---	---	76	3,62	0,84	Carvalho et al (2009)
Plantio 1 Rebio União	0,1	DAP $\geq 5\text{cm}$	intermediário	Passiva (subbosque eucalipto, 11 anos de abandono)	1010	9,9	17	2,1	0,73	Evaristo et al (2011)
Plantio 2 Rebio União	0,1	DAP $\geq 5\text{cm}$	intermediário	Passiva (subbosque eucalipto, 11 anos de abandono)	800	5,7	10	2,7	0,9	Evaristo et al (2011)
Plantio 1 Rebio Poço das Antas	0,06	DAP $\geq 5\text{cm}$		Plantio de nativas (9-11 anos)	1500	20	14	---	---	Sansevero et al (2011)
Plantio 2 Rebio Poço das Antas	0,06	DAP $\geq 5\text{cm}$		Plantio de nativas (9-11 anos)	750	12,5	9	---	---	Sansevero et al (2011)
Plantio 3 Rebio Poço das Antas	0,06	DAP $\geq 5\text{cm}$		Plantio de nativas (9-11 anos)	2250	25	14	---	---	Sansevero et al (2011)
Plantio 4 Rebio Poço das Antas	0,06	DAP $\geq 5\text{cm}$		Plantio de nativas (9-11 anos)	850	10	7	---	---	Sansevero et al (2011)
Plantio 5 Rebio Poço das Antas	0,06	DAP $\geq 5\text{cm}$		Plantio de nativas (9-11 anos)	1.100	11	13	---	---	Sansevero et al (2011)

Fazenda Boa Esperança	0,2	DAP ≥5cm	intermediário	Passiva	2.890	24,5	70	3,72	0,88	Carvalho et al (2015)
Fazenda Vendaval	0,2	DAP ≥5cm	intermediário	Passiva	3.220	20,4	53	3,10	0,78	Carvalho et al (2015)
Rebio União	0,2	DAP ≥5cm	madura	---	3.990	39,5	108	4,10	0,87	Carvalho et al (2015)
Fazenda Afetiva	0,004	Altura <50cm	Intermediário	Passiva	39.700	---	37	3,2	0,88	Cansi (2007)
Fazenda Estreito	0,004	Altura <50cm	Intermediário	Passiva	67.000	---	35	2,89	0,81	Cansi (2007)
Fazenda Andorinhas	0,004	Altura <50cm	intermediário	Passiva	65.000	---	29	2,73	0,81	Cansi (2007)
Fazenda Embaú	0,004	Altura <50cm	intermediário	Passiva	25.500	---	24	2,9	0,91	Cansi (2007)
Sítio do professor	0,004	Altura <50cm	intermediário	Passiva	31.500	---	27	2,87	0,87	Cansi (2007)
Vendaval	0,004	Altura <50cm	intermediário	Passiva	111.700	---	35	2,22	0,62	Cansi (2007)
Boa Esperança	0,004	Altura <50cm	intermediário	Passiva	74.500	---	50	3,35	0,86	Cansi (2007)
Rio Vermelho	0,004	Altura <50cm	intermediário	Passiva	47.500	---	35	2,95	0,83	Cansi (2007)
Rebio União	0,004	Altura <50cm	madura	Passiva	115.500	---	55	2,58	0,64	Cansi (2007)
Plantio Antigo Rebio União	0,025	Altura <50cm	intermediário	Passiva (subbosque eucalipto, 15 anos de abandono)	19.200	---	16	1,68	0,61	Souza (2014)
Plantio Jovem Rebio União	0,025	Altura <50cm	inicial	Passiva (subbosque eucalipto, 15 anos de abandono)	2.360	---	4	0,34	0,21	Souza (2014)
Plantio 1 Rebio União	0,01	DAP < 5cm e Altura > 50cm	intermediária	Passiva (subbosque eucalipto, 10 anos de abandono)	8840	4,29	23	1,45	0,46	Evaristo (2008)
Plantio 2 Rebio União	0,01	DAP < 5cm e Altura > 50cm	intermediário	Passiva (subbosque eucalipto, 10	4880	4,20	34	2,66	0,74	Evaristo (2008)



				anos de abandono)						
Plantio 3 Rebio União	0,01	DAP < 5cm e Altura > 50cm	inicial	Passiva (subbosque eucalipto, 10 anos de abandono)	1260	0,56	6	0,96	0,53	Evaristo (2008)
Plantio 1 Rebio União	0,004	Altura <50cm	intermediário	Passiva (subbosque eucalipto, 10 anos de abandono)	14.320	---	---	---	---	Evaristo (2008)
Plantio 2 Rebio União	0,004	Altura <50cm	intermediário	Passiva (subbosque eucalipto, 10 anos de abandono)	2.720	---	---	---	---	Evaristo (2008)
Plantio 3 Rebio União	0,004	Altura <50cm	inicial	Passiva (subbosque eucalipto, 10 anos de abandono)	680	---	---	---	---	Evaristo (2008)





Hymenaea courbail	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Hymenaea stigonocarpa	1	1	1	1	2	1	1	1	0	0
Indt 1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Indt 2	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Indt 3	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Indt 4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Indt 5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Inga edulis	0	0	4	1	1	1	0	0	0	0
Inga laurina	2	1	0	0	12	9	4	4	0	0
Inga vera	2	1	18	10	0	1	11	11	0	0
Jatropha curcas	0	0	0	0	0	0	14	19	0	0
Leandra sp2	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Lecythis lurida	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Luehea divaricata	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
Luhea grandiflora	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Machaerium brasiliense	3	3	1	0	0	0	0	0	0	0
Malpighia puniceifolia	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
Malvaceae sp1	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
Mangifera indica	3	3	2	2	7	7	0	0	1	0
Mimosa bimucronata	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Mimosa sp	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2
Musa sp	0	0	23	6	6	6	0	0	0	0
Myrcia splendens	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Myrsine coriacea	0	0	0	0	6	6	0	0	0	0
Nectandra oppositifolia	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Persea americana	0	0	0	0	0	0	20	21	0	0
Piptadenia gonoacantha	1	1	2	1	6	6	15	18	0	0
Pouteria caimito	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0

Psidium guajava	6	6	0	0	0	1	0	0	1	2
Rollinia mucosa	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0
Rollinia sylvatica	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Schinus terebinthifolius	0	0	5	2	3	1	0	0	0	0
Schizolobium parahyba	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0
Senna sp	5	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Solanaceae sp1	0	0	1	1	0	0	2	3	1	1
Solanum swartzianum	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Sparattosperma leucanthum	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Syzygium malaccense	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0
Syzyguim cumini	0	0	0	0	4	3	1	1	0	0
Trema micrantha	0	0	3	2	4	3	1	1	1	2
Xylophia sericea	1	1	0	0	5	6	0	0	0	0
Total de indivíduos por SAF	143	129	124	82	125	120	88	104	70	96

Tabela 2. Número de indivíduos amostrados por espécie arbustivo-arbórea em 2018 e 2019 para o estrato intermediário (DAP ≤5cm e altura ≥50cm) em cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil.

espécie	P/R	SAF1		SAF2		SAF3		SAF4		SAF5	
		2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019
<i>Acacia mangium</i>		0	0	0	0	0	0	3	2	0	0
<i>Adenantha pavonina</i>		3	4	0	0	10	33	0	0	0	0
<i>Aegiphila sellowiana</i>		3	1	1	3	0	2	0	0	0	0
<i>Alchornea triplinervia</i>		2	1	3	2	1	0	0	2	0	0
<i>Anacardium occidentale</i>		1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Anaderanthera</i> sp		0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Annona cacans</i>		0	0	1	0	0	0	3	2	0	0
<i>Annona muricata</i>		0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Artocarpus altilis</i>		0	1	0	0	1	1	1	1	0	0
<i>Artocarpus heterophyllus</i>		0	0	0	0	2	1	0	0	0	0
<i>Astronium graviolens</i>		0	0	0	0	25	25	0	0	0	0
<i>Baccharis dracunculifolia</i>		0	0	0	0	0	0	1	11	0	0
<i>Bactris gasipaes</i>		39	33	24	27	21	28	13	12	10	8
<i>Bauhinia variegata</i>		6	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bixa orellana</i>		1	2	0	0	4	9	0	0	0	0
<i>Bombacopsi glabra</i>		0	0	0	0	3	3	0	0	0	0
<i>Caesalpinia ferrea</i>		2	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Casearia silvestry</i>		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cecropia hololeuca</i>		1	4	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cecropia pachystachya</i>		0	0	0	0	0	0	5	4	4	4
<i>Chrysophyllum cainito</i>		2	2	0	0	1	2	0	0	0	0
<i>Citrus limon</i>		1	2	1	1	6	5	0	0	0	0
<i>Citrus reticulata</i>		1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Citrus</i> sp		0	0	1	1	2	1	0	0	0	0



Indt 13	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Indt 14	1	1	3	2	1	0	0	0	0	0
Indt 15	0	1	4	1	0	0	0	0	0	0
Indt 16	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Indt 17	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Indt 18	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Indt 19	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Indt 20	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Indt 21	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Indt 22	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Indt 23	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Indt 24	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Indt 25	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Indt 26	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Indt 27	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Indt 28	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Indt 29	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Indt 30	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Indt 31	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Indt 32	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Indt 33	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Indt 34	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Indt 35	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Inga edulis	0	0	2	2	1	4	0	0	0	0
Inga laurina	0	0	0	0	5	1	1	1	0	0
Inga sp	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Inga vera	7	8	16	14	1	0	3	7	0	0
Jatropha curcas	0	0	0	0	0	0	18	14	0	0
Jatropha multifida	0	0	1	1	1	2	0	0	0	0



<i>Leandra australis</i>	52	75	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leandra sp1</i>	0	0	3	3	30	22	10	10	31	32
<i>Leandra sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Leandra sp4</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leg sp1</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Luhea grandiflora</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Macherium sp</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Malpighia emarginata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Malpighia puniceifolia</i>	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0
<i>Mangifera indica</i>	5	10	0	0	1	4	1	1	0	0
Melastomataceae sp1	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Meliaceae sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Miconia albicans</i>	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Miconia calvescens</i>	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Miconia valtheri</i>	58	80	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Morus sp</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Musa sp</i>	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Myrcia splendens</i>	1	1	5	7	0	1	0	0	0	0
<i>Myrciaria cauliflora</i>	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0
<i>Myrsine coriacea</i>	18	16	38	14	8	4	11	21	0	0
Myrtaceae sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrtaceae sp2	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Nectandra lanceolata</i>	0	0	12	14	0	0	0	0	0	0
<i>Nectandra oppositifolia</i>	9	20	12	5	0	0	0	0	0	0
<i>Persea americana</i>	1	1	0	0	0	0	2	3	0	0
<i>Piper aduncum</i>	61	85	0	0	17	23	0	0	0	0
<i>Piper sp2</i>	9	23	1	0	0	22	3	4	0	0

Piper sp3	0	1	1	0	0	3	0	0	0	0
Piper sp4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Piptadenia gonoacantha	1	2	3	1	0	1	116	143	0	0
Pouteria caimito	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0
Psidium cattleianum	20	21	2	2	3	11	0	0	0	0
Psidium guajava	1	0	6	3	0	0	0	0	1	0
Rollinia mucosa	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Rollinia sylvatica	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Sapindus sp	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Schinus terebinthifolius	7	5	6	5	4	5	11	15	0	0
Senna macranthera	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Senna sp	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
Siparuma guianenses	20	25	0	1	0	0	0	0	0	0
Solanaceae sp1	0	1	3	3	0	0	8	7	0	0
Solanaceae sp2	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Solanum chenopodioides	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
Solanum swartzianum	0	0	2	0	0	0	2	2	0	0
Sparattosperma leucanthum	11	17	0	0	1	1	0	0	0	0
Stachytarpheta cayennensis	7	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Strychnos pseudoquina	21	17	0	0	0	0	0	0	0	0
Syzygium malaccense	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Syzygium cumini	7	16	0	0	41	55	0	0	0	0
Terminalia catappa	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0
Trema micrantha	0	0	3	0	1	2	0	0	0	0
Urena lobata	0	0	34	9	0	0	0	0	0	0
Vernonia polysphaera	3	2	2	0	0	0	4	3	0	0
Xylopia sericea	6	10	0	0	0	0	1	1	0	0
Zanthoxylum rhoifolium	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Total de individuos por SAF	539	716	249	176	300	442	272	340	49	47

Tabela 3. Número de indivíduos amostrados por espécie arbustivo-arbórea em 2018 e 2019 para o estrato inferior (altura <50cm) em cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil.

espécie	P/R	SAF1		SAF2		SAF3		SAF4		SAF5	
		2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019
<i>Acacia mangium</i>		0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Adenantha pavonina</i>		0	0	0	0	70	84	0	1	0	0
<i>Aegiphila sellowiana</i>		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Albizia sp</i>		0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
<i>Alchornea triplinervia</i>		1	2	3	2	5	7	1	3	0	6
<i>Anaderanthera sp</i>		0	0	0	0	5	16	0	0	0	0
<i>Andira antheimia</i>		0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Andira fraxinifolia</i>		1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Annonaceae sp2</i>		0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Apuleia leiocarpa</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
<i>Artocarpus heterophyllus</i>		0	0	0	0	3	1	0	0	0	0
<i>Astronium graviolens</i>		0	0	0	0	3	2	0	0	0	0
<i>Bactris gasipaes</i>		5	7	0	1	1	3	0	0	0	0
<i>Bauhinia variegata</i>		4	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bixa orellana</i>		1	0	0	0	2	4	0	0	0	1
<i>Bombacopsi glabra</i>		0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Caesalpinia ferrea</i>		0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Chrysophyllum cainito</i>		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cinnamomum zeylanicum</i>		0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Citrus limon</i>		0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Citrus sp</i>		0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Clitoria fairchildiana</i>		0	0	0	0	12	39	0	0	0	0
<i>Coffea canephora</i>		0	0	0	0	0	30	22	21	0	0
<i>Cupania oblongifolia</i>		11	6	0	0	14	4	0	0	15	27

Dalbergia nigra	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dombilia walite	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Eriobotrya japonica	0	0	0	0	8	13	0	0	0	0
Eugenia brasiliensis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Eugenia uniflora	2	4	1	0	1	0	3	4	0	0
Euterpe oleracea	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Fabaceae sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Flacourtia jangomas	1	0	0	7	0	0	0	0	0	0
Gochnatia polymorpha	17	19	0	0	17	3	0	0	2	6
Guarea guidonia	46	39	1	4	48	56	2	12	1	10
Handroanthus albus	4	7	0	0	0	0	1	6	0	0
Handroanthus chrysotrichus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Hibiscus acetosella	0	0	7	6	0	0	0	0	0	0
Indt 22	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Indt 27	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Indt 36	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Indt 37	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Indt 38	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Indt 39	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Indt 40	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Indt 41	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Indt 42	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Indt 43	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Indt 44	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Indt 45	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Indt 46	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Indt 47	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Indt 48	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0



Meliaceae sp2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Miconia calvescens	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Miconia cinnamomifolia	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2
Miconia valtheri	93	16	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrcia splendens	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0
Myrciaria cauliflora	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0
Myrsine coriacea	25	20	3	6	19	82	0	4	1	23
Nectandra lanceolata	0	0	1	25	0	0	0	0	0	0
Nectandra oppositifolia	68	71	2	3	2	1	0	0	0	0
Nectandra sp	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0
Ocotea odorifera	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Palicourea marcgravi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Piper aduncum	55	60	1	1	12	12	0	0	0	0
Piper sp1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Piper sp2	9	12	0	0	0	4	0	0	0	0
Piper sp3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Piper sp4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Piptadenia gonoacantha	1	0	0	1	0	33	501	416	0	0
Pisidium cattleyanum	5	7	0	1	5	14	0	0	4	6
Pouteria caimito	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Pouteria ciliolata	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psidium guajava	1	0	0	3	0	0	0	0	7	4
Rollinia mucosa	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Rollinia sylvatica	0	1	0	0	0	0	0	2	0	2
Sapindo saponaria	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Schinus terebinthifolius	1	1	0	0	2	1	36	26	0	0
Senna macranthera	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Siparuma guianenses	7	2	9	0	1	1	0	0	0	0

Solanaceae sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Solanum chenopodioides	0	0	0	0	0	0	0	0	5	8
Sparattosperma leucanthum	9	11	0	0	2	0	0	0	0	0
Stachytarpheta cayennensis	5	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Strychnos pseudoquina	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Syzygium malaccense	1	0	0	0	0	8	0	0	0	0
Syzyguim cumini	9	5	0	0	236	160	0	15	0	0
Tapirira guianensis	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theobroma cacao	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Trema micrantha	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0
Urena lobata	1	1	23	19	0	0	0	0	0	0
Vernonia polysphaera	2	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Xylopia sericea	1	4	0	1	1	0	0	0	0	0
Total de individuos por SAF	440	409	63	98	520	679	579	533	49	129

### APÊNDICE 3

Parâmetros fitossociológicos das espécies arbustivo-arbóreas amostradas em 2018 e 2019 para cada estrato (A) superior (DAP  $\geq$ 5cm), (B) intermediário (DAP  $\leq$ 5cm e altura  $\geq$ 50cm); e (C) inferior (altura <50cm) em cinco SAFs (SAF1, SAF2, SAF3, SAF4 e SAF5) na APA do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro, Brasil. N = número de indivíduos, DA=densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA= dominância absoluta, DoR = dominância relativa, FA= frequência absoluta, FR=frequência relativa, VI = valor de importância.

#### (A) Estrato Superior

##### SAF1 – amostragem 2018

	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<b>Bactris_gasipaes</b>	48	480	33.57	5.99	32.84	80	6.90	24.43
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	13	130	9.09	2.24	12.25	60	5.17	8.84
<b>Mangifera_indica</b>	3	30	2.10	2.58	14.16	20	1.72	5.99
<b>Cecropia_hololeuca</b>	9	90	6.29	0.65	3.58	80	6.90	5.59
<b>Psidium_guajava</b>	6	60	4.20	0.98	5.35	60	5.17	4.90
<b>Cocos_nucifera</b>	4	40	2.80	1.15	6.30	40	3.45	4.18
<b>Leandra_sp2</b>	4	40	2.80	0.13	0.71	80	6.90	3.47
<b>Aegiphila_sellowiana</b>	6	60	4.20	0.35	1.90	40	3.45	3.18
<b>Senna_sp</b>	5	50	3.50	0.51	2.81	20	1.72	2.68
<b>Citrus_reticulata</b>	2	20	1.40	0.35	1.94	40	3.45	2.26
<b>Andira_fraxinifolia</b>	2	20	1.40	0.29	1.56	40	3.45	2.14
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	2	20	1.40	0.25	1.36	40	3.45	2.07
<b>Caesalpinia_ferrea</b>	3	30	2.10	0.11	0.58	40	3.45	2.04
<b>Sparattosperma_leucanthum</b>	3	30	2.10	0.41	2.27	20	1.72	2.03
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	2	20	1.40	0.11	0.61	40	3.45	1.82
<b>Luhea_grandiflora</b>	2	20	1.40	0.30	1.63	20	1.72	1.58
<b>Inga_laurina</b>	2	20	1.40	0.29	1.61	20	1.72	1.58
<b>Machaerium_brasiliense</b>	3	30	2.10	0.12	0.68	20	1.72	1.50
<b>Guarea_guidonea</b>	3	30	2.10	0.11	0.59	20	1.72	1.47



	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Anacardium_occidentale</b>	2	20	1.40	0.16	0.89	20	1.72	1.34
<b>Inga_vera</b>	2	20	1.40	0.08	0.44	20	1.72	1.19
<b>Hymenaea_stigonocarpa</b>	1	10	0.70	0.16	0.87	20	1.72	1.10
<b>Hymatanthus_sp</b>	1	10	0.70	0.12	0.67	20	1.72	1.03
<b>Citrus_sp</b>	1	10	0.70	0.12	0.66	20	1.72	1.03
<b>Pouteria_caimito</b>	1	10	0.70	0.09	0.50	20	1.72	0.97
<b>Indt_1</b>	1	10	0.70	0.08	0.42	20	1.72	0.95
<b>Casearia_silvestry</b>	1	10	0.70	0.07	0.37	20	1.72	0.93
<b>Andira_anthelmia</b>	1	10	0.70	0.07	0.36	20	1.72	0.93
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	1	10	0.70	0.06	0.31	20	1.72	0.91
<b>Xylopia_sericea</b>	1	10	0.70	0.06	0.31	20	1.72	0.91
<b>Citrus_aurantifolia</b>	1	10	0.70	0.04	0.24	20	1.72	0.89
<b>Bauhinia_forficata</b>	1	10	0.70	0.04	0.23	20	1.72	0.89
<b>Cupania_oblongifolia</b>	1	10	0.70	0.04	0.21	20	1.72	0.88
<b>Handroanthus_chrysotricha</b>	1	10	0.70	0.04	0.21	20	1.72	0.88
<b>Euterpe_edulis</b>	1	10	0.70	0.03	0.17	20	1.72	0.86
<b>Rollinia_sylvatica</b>	1	10	0.70	0.03	0.17	20	1.72	0.86
<b>Bauhinia_variegata</b>	1	10	0.70	0.03	0.16	20	1.72	0.86
<b>Erythrina_speciosa</b>	1	10	0.70	0.02	0.10	20	1.72	0.84

**SAF1 – amostragem 2019**

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Bactris_gasipaes</b>	45	450	34.88	5.65	32.14	80	7.27	24.76
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	13	130	10.08	2.16	12.29	60	5.45	9.27
<b>Mangifera_indica</b>	3	30	2.33	2.71	15.40	20	1.82	6.51
<b>Psidium_guajava</b>	6	60	4.65	0.94	5.34	60	5.45	5.15
<b>Cocos_nucifera</b>	4	40	3.10	1.06	6.03	40	3.64	4.26
<b>Cecropia_hololeuca</b>	6	60	4.65	0.40	2.26	60	5.45	4.12

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Leandra_sp2</b>	4	40	3.10	0.13	0.76	80	7.27	3.71
<b>Sparattosperma_leucanthum</b>	3	30	2.33	0.56	3.20	20	1.82	2.45
<b>Senna_sp</b>	4	40	3.10	0.42	2.40	20	1.82	2.44
<b>Citrus_reticulata</b>	2	20	1.55	0.37	2.09	40	3.64	2.43
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	2	20	1.55	0.32	1.84	40	3.64	2.34
<b>Andira_fraxinifolia</b>	2	20	1.55	0.30	1.68	40	3.64	2.29
<b>Caesalpinia_ferrea</b>	3	30	2.33	0.11	0.62	40	3.64	2.19
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	2	20	1.55	0.14	0.80	40	3.64	2.00
<b>Luhea_grandiflora</b>	2	20	1.55	0.30	1.70	20	1.82	1.69
<b>Machaerium_brasiliense</b>	3	30	2.33	0.14	0.82	20	1.82	1.66
<b>Guarea_guidonea</b>	3	30	2.33	0.14	0.81	20	1.82	1.65
<b>Anacardium_occidentale</b>	2	20	1.55	0.17	0.97	20	1.82	1.45
<b>Aegiphila_sellowiana</b>	2	20	1.55	0.15	0.84	20	1.82	1.40
<b>Hymenaea_stigonocarpa</b>	1	10	0.78	0.22	1.22	20	1.82	1.27
<b>Inga_laurina</b>	1	10	0.78	0.17	0.97	20	1.82	1.19
<b>Hymatanthus_sp</b>	1	10	0.78	0.13	0.72	20	1.82	1.10
<b>Citrus_sp</b>	1	10	0.78	0.12	0.67	20	1.82	1.09
<b>Pouteria_caimito</b>	1	10	0.78	0.10	0.59	20	1.82	1.06
<b>Andira_anthelmia</b>	1	10	0.78	0.08	0.48	20	1.82	1.02
<b>Indt_1</b>	1	10	0.78	0.08	0.44	20	1.82	1.01
<b>Casearia_silvestry</b>	1	10	0.78	0.07	0.40	20	1.82	1.00
<b>Euterpe_edulis</b>	1	10	0.78	0.06	0.37	20	1.82	0.99
<b>Xylopia_sericea</b>	1	10	0.78	0.06	0.36	20	1.82	0.98
<b>Citrus_aurantifolia</b>	1	10	0.78	0.05	0.26	20	1.82	0.95
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	1	10	0.78	0.04	0.25	20	1.82	0.95
<b>Bauhinia_forficata</b>	1	10	0.78	0.04	0.24	20	1.82	0.95
<b>Handroanthus_chrysotricha</b>	1	10	0.78	0.04	0.24	20	1.82	0.94

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Rollinia_sylvatica</b>	1	10	0.78	0.04	0.23	20	1.82	0.94
<b>Cupania_oblongifolia</b>	1	10	0.78	0.04	0.22	20	1.82	0.94
<b>Bauhinia_variegata</b>	1	10	0.78	0.03	0.17	20	1.82	0.92
<b>Inga_vera</b>	1	10	0.78	0.03	0.15	20	1.82	0.92

### SAF2 – amostragem 2018

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Euterpe_oleracea</b>	33	330	26.61	4.94	23.89	100	10.64	20.38
<b>Musa_sp</b>	23	230	18.55	4.90	23.72	80	8.51	16.93
<b>Inga_vera</b>	18	180	14.52	3.43	16.61	60	6.38	12.50
<b>Eugenia_brasiliensis</b>	9	90	7.26	0.43	2.07	80	8.51	5.95
<b>Rollinia_mucosa</b>	5	50	4.03	1.05	5.06	60	6.38	5.16
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	5	50	4.03	0.63	3.06	60	6.38	4.49
<b>Cocos_nucifera</b>	3	30	2.42	1.40	6.77	40	4.26	4.48
<b>Trema_micrantha</b>	3	30	2.42	0.55	2.67	60	6.38	3.83
<b>Inga_edulis</b>	4	40	3.23	0.51	2.47	40	4.26	3.32
<b>Mangifera_indica</b>	2	20	1.61	0.60	2.92	40	4.26	2.93
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	2	20	1.61	0.71	3.42	20	2.13	2.39
<b>Malvaceae_sp1</b>	2	20	1.61	0.20	0.96	40	4.26	2.28
<b>Cytharexylum_myrianthum</b>	2	20	1.61	0.15	0.73	40	4.26	2.20
<b>Anona_cacans</b>	2	20	1.61	0.12	0.56	40	4.26	2.14
<b>Machaerium_brasiliense</b>	1	10	0.81	0.52	2.51	20	2.13	1.81
<b>Pouteria_caimito</b>	2	20	1.61	0.15	0.73	20	2.13	1.49
<b>Malpighia_punicifolia_</b>	2	20	1.61	0.11	0.52	20	2.13	1.42
<b>Flacourtia_jangomas</b>	1	10	0.81	0.08	0.38	20	2.13	1.10
<b>Hymenaea_courbail</b>	1	10	0.81	0.05	0.24	20	2.13	1.06
<b>Bactris_gasipaes</b>	1	10	0.81	0.05	0.23	20	2.13	1.06

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Solanaceae_sp1</b>	1	10	0.81	0.03	0.16	20	2.13	1.03
<b>Hymenaea_stigonocarpa</b>	1	10	0.81	0.03	0.16	20	2.13	1.03
<b>Aegiphila_sellowiana</b>	1	10	0.81	0.03	0.15	20	2.13	1.03

### SAF2 – amostragem 2019

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Euterpe_oleracea</b>	28	280	34.15	4.14	28.89	100	12.5	25.18
<b>Inga_vera</b>	10	100	12.20	1.79	12.51	60	7.5	10.73
<b>Musa_sp</b>	6	60	7.32	1.88	13.09	60	7.5	9.30
<b>Rollinia_mucosa</b>	5	50	6.10	1.24	8.65	60	7.5	7.42
<b>Eugenia_brasiliensis</b>	8	80	9.76	0.28	1.95	80	10.0	7.24
<b>Cocos_nucifera</b>	3	30	3.66	1.46	10.21	40	5.0	6.29
<b>Mangifera_indica</b>	2	20	2.44	1.15	8.05	40	5.0	5.16
<b>Trema_micrantha</b>	2	20	2.44	0.31	2.15	40	5.0	3.20
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	2	20	2.44	0.29	2.06	40	5.0	3.17
<b>Malvaceae_sp1</b>	2	20	2.44	0.20	1.40	40	5.0	2.95
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	1	10	1.22	0.70	4.91	20	2.5	2.88
<b>Cytharexylum_myrianthum</b>	2	20	2.44	0.15	1.07	40	5.0	2.84
<b>Pouteria_caimito</b>	2	20	2.44	0.19	1.35	20	2.5	2.10
<b>Malpighia_punicifolia_</b>	2	20	2.44	0.15	1.03	20	2.5	1.99
<b>Hymenaea_courbail</b>	1	10	1.22	0.09	0.66	20	2.5	1.46
<b>Flacourtia_jangomas</b>	1	10	1.22	0.08	0.53	20	2.5	1.42
<b>Solanaceae_sp1</b>	1	10	1.22	0.06	0.40	20	2.5	1.37
<b>Inga_edulis</b>	1	10	1.22	0.05	0.38	20	2.5	1.37
<b>Hymenaea_stigonocarpa</b>	1	10	1.22	0.05	0.35	20	2.5	1.36
<b>Anona_cacans</b>	1	10	1.22	0.05	0.33	20	2.5	1.35
<b>Aegiphila_sellowiana</b>	1	10	1.22	0.01	0.04	20	2.5	1.25

## SAF3 – amostragem 2018

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Bactris_gasipaes</b>	17	170	13.39	1.72	10.78	60	4.35	9.51
<b>Inga_laurina</b>	12	120	9.45	1.21	7.62	80	5.80	7.62
<b>Mangifera_indica</b>	7	70	5.51	1.30	8.16	60	4.35	6.01
<b>Myrsine_coriacea</b>	6	60	4.72	0.83	5.18	80	5.80	5.23
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	6	60	4.72	1.03	6.43	60	4.35	5.17
<b>Syzyguim_cumini</b>	4	40	3.15	1.01	6.36	80	5.80	5.10
<b>Xylopia_sericea</b>	5	50	3.94	0.56	3.48	80	5.80	4.41
<b>Artocarpus_heterophyllus</b>	6	60	4.72	0.58	3.64	60	4.35	4.24
<b>Astronium_graviolens</b>	6	60	4.72	0.42	2.66	60	4.35	3.91
<b>Musa_sp</b>	6	60	4.72	0.34	2.15	60	4.35	3.74
<b>Acacia_mangium</b>	2	20	1.57	1.28	8.04	20	1.45	3.69
<b>Guarea_guidonia</b>	5	50	3.94	0.32	2.03	60	4.35	3.44
<b>Adenanthera_pavonina</b>	5	50	3.94	0.41	2.59	40	2.90	3.14
<b>Trema_micrantha</b>	4	40	3.15	0.44	2.77	40	2.90	2.94
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	3	30	2.36	0.63	3.93	20	1.45	2.58
<b>Clitoria_fairchildiana</b>	1	10	0.79	0.84	5.27	20	1.45	2.50
<b>Inga_vera</b>	2	20	1.57	0.29	1.81	40	2.90	2.09
<b>Albizia_sp</b>	1	10	0.79	0.64	4.01	20	1.45	2.08
<b>Euterpe_edulis</b>	4	40	3.15	0.25	1.55	20	1.45	2.05
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	3	30	2.36	0.11	0.70	40	2.90	1.99
<b>Hymenaea_stigonocarpa</b>	2	20	1.57	0.23	1.46	40	2.90	1.98
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	3	30	2.36	0.23	1.43	20	1.45	1.75
<b>Syzygium_malaccense</b>	2	20	1.57	0.05	0.34	40	2.90	1.60
<b>Schizolobium_parahyba</b>	2	20	1.57	0.22	1.37	20	1.45	1.46

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Cupania_oblongifolia</b>	1	10	0.79	0.21	1.33	20	1.45	1.19
<b>Aegiphila_sellowiana</b>	1	10	0.79	0.10	0.65	20	1.45	0.96
<b>Indt_2</b>	1	10	0.79	0.10	0.65	20	1.45	0.96
<b>Bombacopsis_glabra</b>	1	10	0.79	0.10	0.64	20	1.45	0.96
<b>Citrus_limon</b>	1	10	0.79	0.08	0.52	20	1.45	0.92
<b>Citrus_sp1</b>	1	10	0.79	0.08	0.48	20	1.45	0.91
<b>Eriobotrya_japonica</b>	1	10	0.79	0.07	0.43	20	1.45	0.89
<b>Indt_3</b>	1	10	0.79	0.06	0.36	20	1.45	0.87
<b>Indt_4</b>	1	10	0.79	0.05	0.34	20	1.45	0.86
<b>Inga_edulis</b>	1	10	0.79	0.05	0.29	20	1.45	0.84
<b>Citrus_sp2</b>	1	10	0.79	0.04	0.26	20	1.45	0.83
<b>Cedrella_fisilis</b>	1	10	0.79	0.03	0.17	20	1.45	0.80
<b>Myrcia_splendens</b>	1	10	0.79	0.02	0.12	20	1.45	0.79

### SAF3 – amostragem 2019

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Bactris_gasipaes</b>	20	200	16.53	2.11	11.52	60	4.76	10.94
<b>Inga_laurina</b>	9	90	7.44	1.62	8.84	80	6.35	7.54
<b>Mangifera_indica</b>	7	70	5.79	1.62	8.85	60	4.76	6.47
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	6	60	4.96	1.29	7.05	60	4.76	5.59
<b>Myrsine_coriacea</b>	6	60	4.96	0.96	5.24	80	6.35	5.51
<b>Xylopia_sericea</b>	6	60	4.96	0.62	3.38	80	6.35	4.90
<b>Artocarpus_heterophyllus</b>	6	60	4.96	0.80	4.36	60	4.76	4.69
<b>Syzyguim_cumini</b>	3	30	2.48	1.14	6.20	60	4.76	4.48
<b>Guarea_guidonia</b>	6	60	4.96	0.60	3.30	60	4.76	4.34
<b>Astronium_graviolens</b>	6	60	4.96	0.49	2.66	60	4.76	4.13
<b>Acacia_mangium</b>	2	20	1.65	1.39	7.61	20	1.59	3.62

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Musa_sp</b>	6	60	4.96	0.39	2.15	40	3.17	3.43
<b>Adenantha_pavonina</b>	5	50	4.13	0.44	2.40	40	3.17	3.24
<b>Clitoria_fairchildiana</b>	1	10	0.83	0.95	5.16	20	1.59	2.53
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	3	30	2.48	0.63	3.43	20	1.59	2.50
<b>Trema_micrantha</b>	3	30	2.48	0.47	2.56	20	1.59	2.21
<b>Euterpe_edulis</b>	4	40	3.31	0.30	1.66	20	1.59	2.18
<b>Hymenaea_stigonocarpa</b>	2	20	1.65	0.29	1.57	40	3.17	2.13
<b>Albizia_sp</b>	1	10	0.83	0.66	3.59	20	1.59	2.00
<b>Syzygium_malaccense</b>	2	20	1.65	0.04	0.23	40	3.17	1.69
<b>Alchornea_triplinervia</b>	2	20	1.65	0.24	1.32	20	1.59	1.52
<b>Cupania_oblongifolia</b>	1	10	0.83	0.23	1.26	20	1.59	1.23
<b>Inga_vera</b>	1	10	0.83	0.16	0.88	20	1.59	1.10
<b>Schizolobium_parahyba</b>	1	10	0.83	0.14	0.77	20	1.59	1.06
<b>Bombacopsis_glabra</b>	1	10	0.83	0.12	0.65	20	1.59	1.02
<b>Psidium_guajava</b>	1	10	0.83	0.10	0.57	20	1.59	0.99
<b>Indt_2</b>	1	10	0.83	0.10	0.52	20	1.59	0.98
<b>Citrus_limon</b>	1	10	0.83	0.08	0.42	20	1.59	0.94
<b>Eriobotrya_japonica</b>	1	10	0.83	0.07	0.41	20	1.59	0.94
<b>Indt_3</b>	1	10	0.83	0.06	0.32	20	1.59	0.91
<b>Inga_edulis</b>	1	10	0.83	0.05	0.25	20	1.59	0.89
<b>Citrus_sp2</b>	1	10	0.83	0.04	0.22	20	1.59	0.88
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	1	10	0.83	0.04	0.20	20	1.59	0.87
<b>Cedrella_fisilis</b>	1	10	0.83	0.03	0.17	20	1.59	0.86
<b>Myrcia_splendens</b>	1	10	0.83	0.03	0.15	20	1.59	0.85
<b>Handroanthus_chrysotricha</b>	1	10	0.83	0.03	0.14	20	1.59	0.85

## SAF4 – amostragem 2018

	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<b>Persea_americana</b>	20	200	22.99	2.63	22.91	80	10.81	18.90
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	15	150	17.24	2.02	17.55	80	10.81	15.20
<b>Jatropha_curcas</b>	14	140	16.09	1.73	15.10	80	10.81	14.00
<b>Inga_vera</b>	11	110	12.64	1.59	13.81	80	10.81	12.42
<b>Domblia_walite</b>	5	50	5.75	0.57	4.93	60	8.11	6.26
<b>Inga_laurina</b>	4	40	4.60	0.48	4.20	40	5.41	4.74
<b>Acacia_mangium</b>	2	20	2.30	0.16	1.37	40	5.41	3.02
<b>Cassia_sp</b>	1	10	1.15	0.58	5.03	20	2.70	2.96
<b>Cecropia_hololeuca</b>	2	20	2.30	0.42	3.62	20	2.70	2.87
<b>Solanaceae_sp1</b>	2	20	2.30	0.07	0.61	40	5.41	2.77
<b>Alchornea_triplinervia</b>	2	20	2.30	0.06	0.49	40	5.41	2.73
<b>Syzyguim_cumini</b>	1	10	1.15	0.36	3.14	20	2.70	2.33
<b>Campomanesia_sp</b>	2	20	2.30	0.18	1.59	20	2.70	2.20
<b>Hymenea_stigonocarpa</b>	1	10	1.15	0.20	1.76	20	2.70	1.87
<b>Trema_micrantha</b>	1	10	1.15	0.18	1.57	20	2.70	1.81
<b>Handroanthus_albus</b>	1	10	1.15	0.11	1.00	20	2.70	1.62
<b>Euterpe_oleracea</b>	1	10	1.15	0.07	0.62	20	2.70	1.49
<b>Solanum_swartzianum</b>	1	10	1.15	0.06	0.52	20	2.70	1.46
<b>Anacardium_occidentale</b>	1	10	1.15	0.02	0.17	20	2.70	1.34

## SAF4 – amostragem 2019

	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<b>Persea_americana</b>	21	210	20.19	3.11	20.43	80	9.30	16.64
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	18	180	17.31	2.83	18.63	80	9.30	15.08
<b>Jatropha_curcas</b>	19	190	18.27	2.02	13.26	100	11.63	14.39
<b>Inga_vera</b>	11	110	10.58	1.67	10.96	80	9.30	10.28



	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Domblia_walite</b>	6	60	5.77	0.85	5.58	60	6.98	6.11
<b>Inga_laurina</b>	4	40	3.85	0.57	3.72	40	4.65	4.07
<b>Cassia_sp</b>	2	20	1.92	1.09	7.15	20	2.33	3.80
<b>Acacia_mangium</b>	3	30	2.88	0.33	2.19	40	4.65	3.24
<b>Campomanesia_sp</b>	2	20	1.92	0.83	5.47	20	2.33	3.24
<b>Solanaceae_sp1</b>	3	30	2.88	0.13	0.84	40	4.65	2.79
<b>Guarea_guidonia</b>	2	20	1.92	0.08	0.50	40	4.65	2.36
<b>Anacardium_occidentale</b>	2	20	1.92	0.07	0.44	40	4.65	2.34
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	2	20	1.92	0.06	0.39	40	4.65	2.32
<b>Syzyguim_cumini</b>	1	10	0.96	0.45	2.99	20	2.33	2.09
<b>Trema_micrantha</b>	1	10	0.96	0.31	2.03	20	2.33	1.77
<b>Hymenea_stigonocarpa</b>	1	10	0.96	0.25	1.64	20	2.33	1.64
<b>Cecropia_hololeuca</b>	1	10	0.96	0.19	1.24	20	2.33	1.51
<b>Handroanthus_albus</b>	1	10	0.96	0.12	0.80	20	2.33	1.36
<b>Euterpe_oleracea</b>	1	10	0.96	0.10	0.68	20	2.33	1.32
<b>Solanum_swartzianum</b>	1	10	0.96	0.08	0.55	20	2.33	1.28
<b>Mimosa_bimucronata</b>	1	10	0.96	0.04	0.29	20	2.33	1.19
<b>Indt_5</b>	1	10	0.96	0.03	0.22	20	2.33	1.17

#### SAF5 – amostragem 2018

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Bactris_gasipaes</b>	24	240	34.29	3.86	43.46	100	14.71	30.82
<b>Cupania_oblongifolia</b>	13	130	18.57	0.92	10.35	80	11.76	13.56
<b>Cecropia_hololeuca</b>	6	60	8.57	0.87	9.76	60	8.82	9.05
<b>Mimosa_sp</b>	3	30	4.29	0.94	10.63	40	5.88	6.93
<b>Apuleia_leiocarpa</b>	6	60	8.57	0.27	3.02	60	8.82	6.80
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	3	30	4.29	0.47	5.32	60	8.82	6.14

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Cybistax_anti</b>	3	30	4.29	0.38	4.27	60	8.82	5.79
<b>Luehea_divaricata</b>	3	30	4.29	0.11	1.20	40	5.88	3.79
<b>Astronium_graveolens</b>	2	20	2.86	0.12	1.39	40	5.88	3.38
<b>Mangifera_indica</b>	1	10	1.43	0.24	2.73	20	2.94	2.37
<b>Eucaliptus_sp</b>	1	10	1.43	0.23	2.61	20	2.94	2.33
<b>Solanaceae_s1</b>	1	10	1.43	0.15	1.70	20	2.94	2.02
<b>Lecythis_lurida</b>	1	10	1.43	0.12	1.41	20	2.94	1.93
<b>Citrus_sp</b>	1	10	1.43	0.07	0.79	20	2.94	1.72
<b>Trema_micrantha</b>	1	10	1.43	0.06	0.72	20	2.94	1.70
<b>Psidium_guajava</b>	1	10	1.43	0.06	0.63	20	2.94	1.67

#### SAF5 – amostragem 2019

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Bactris_gasipaes</b>	41	410	42.27	6.85	49.91	100	13.16	35.11
<b>Cupania_oblongifolia</b>	13	130	13.40	0.97	7.05	80	10.53	10.33
<b>Cecropia_hololeuca</b>	8	80	8.25	1.21	8.84	60	7.89	8.33
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	7	70	7.22	0.91	6.64	60	7.89	7.25
<b>Apuleia_leiocarpa</b>	6	60	6.19	0.39	2.87	60	7.89	5.65
<b>Cybistax_antisiphilitica</b>	3	30	3.09	0.38	2.79	60	7.89	4.59
<b>Guarea_guidonia</b>	2	20	2.06	0.83	6.06	40	5.26	4.46
<b>Mimosa_sp</b>	2	20	2.06	0.64	4.66	40	5.26	4.00
<b>Luehea_divaricata</b>	3	30	3.09	0.11	0.79	40	5.26	3.05
<b>Astronium_graveolens</b>	2	20	2.06	0.13	0.98	40	5.26	2.77
<b>Psidium_guajava</b>	2	20	2.06	0.04	0.26	40	5.26	2.53
<b>Eucaliptus_sp</b>	1	10	1.03	0.36	2.63	20	2.63	2.10
<b>Mangifera_indica</b>	1	10	1.03	0.34	2.45	20	2.63	2.04
<b>Trema_micrantha</b>	2	20	2.06	0.09	0.69	20	2.63	1.79

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Solanaceae_s1</b>	1	10	1.03	0.16	1.17	20	2.63	1.61
<b>Lecythis_lurida</b>	1	10	1.03	0.13	0.93	20	2.63	1.53
<b>Alchornea_triplinervea</b>	1	10	1.03	0.10	0.71	20	2.63	1.46
<b>Citrus_sp</b>	1	10	1.03	0.08	0.57	20	2.63	1.41

## **(B) Estrato intermediário**

**SAF1 – amostragem 2018**

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Bactris_gasipaes</b>	39	1560	7.07	3.71	34.59	100	3.82	15.16
<b>Miconia_valtheri</b>	58	2320	10.51	0.50	4.63	80	3.05	6.06
<b>Guarea_guidonia</b>	54	2160	9.78	0.33	3.11	100	3.82	5.57
<b>Piper_aduncum</b>	61	2440	11.05	0.07	0.65	100	3.82	5.17
<b>Leandra_australis</b>	52	2080	9.42	0.24	2.22	100	3.82	5.15
<b>Cupania_oblongifolia</b>	18	720	3.26	0.52	4.85	100	3.82	3.97
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	34	1360	6.16	0.14	1.26	100	3.82	3.75
<b>Psidium_cattleyanum</b>	20	800	3.62	0.50	4.67	60	2.29	3.53
<b>Siparuma_guianenses</b>	20	800	3.62	0.34	3.14	100	3.82	3.53
<b>Inga_vera</b>	7	280	1.27	0.49	4.57	60	2.29	2.71
<b>Bauhinia_variegata</b>	6	240	1.09	0.51	4.80	40	1.53	2.47
<b>Myrcine_coriacea</b>	18	720	3.26	0.07	0.66	80	3.05	2.33
<b>Sparattosperma_leucanthum</b>	11	440	1.99	0.15	1.40	80	3.05	2.15
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	7	280	1.27	0.26	2.40	60	2.29	1.99
<b>Strychnos_pseudoquina</b>	21	840	3.80	0.10	0.92	20	0.76	1.83
<b>Cocos_nucifera</b>	1	40	0.18	0.48	4.44	20	0.76	1.79
<b>Citrus_reticulata</b>	1	40	0.18	0.43	4.01	20	0.76	1.65
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	9	360	1.63	0.02	0.16	80	3.05	1.62

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Piper_sp2</b>	9	360	1.63	0.01	0.10	80	3.05	1.59
<b>Euterpe_edulis</b>	3	120	0.54	0.35	3.23	20	0.76	1.51
<b>Miconia_calvescens</b>	12	480	2.17	0.01	0.05	60	2.29	1.51
<b>Xylopia_sericea</b>	6	240	1.09	0.02	0.16	80	3.05	1.43
<b>Miconia_cinnamomifolia</b>	5	200	0.91	0.04	0.34	80	3.05	1.43
<b>Syzyguim_cumini</b>	7	280	1.27	0.02	0.22	60	2.29	1.26
<b>Handroanthus_albus</b>	4	160	0.72	0.06	0.60	60	2.29	1.21
<b>Stachytarpheta_cayennensis</b>	7	280	1.27	0.00	0.04	60	2.29	1.20
<b>Eugenia_uniflora</b>	4	160	0.72	0.08	0.77	40	1.53	1.01
<b>Chrysophyllum_cainito</b>	2	80	0.36	0.10	0.98	40	1.53	0.96
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	2	80	0.36	0.18	1.70	20	0.76	0.94
<b>Aegiphila_sellowiana</b>	3	120	0.54	0.05	0.48	40	1.53	0.85
<b>Caesalpinia_Ferrea</b>	2	80	0.36	0.14	1.34	20	0.76	0.82
<b>Vernonia_polysphaera</b>	3	120	0.54	0.03	0.32	40	1.53	0.80
<b>Solanaceae_sp2</b>	4	160	0.72	0.07	0.69	20	0.76	0.73
<b>Indt_13</b>	3	120	0.54	0.01	0.06	40	1.53	0.71
<b>Indt_6</b>	2	80	0.36	0.00	0.03	40	1.53	0.64
<b>Miconia_albicans</b>	2	80	0.36	0.00	0.01	40	1.53	0.63
<b>Melastomataceae_sp1</b>	5	200	0.91	0.02	0.21	20	0.76	0.63
<b>Mangifera_indica</b>	5	200	0.91	0.00	0.05	20	0.76	0.57
<b>Indt_14</b>	1	40	0.18	0.08	0.73	20	0.76	0.56
<b>Psidium_guajava</b>	1	40	0.18	0.07	0.68	20	0.76	0.54
<b>Eugenia_brasiliensis</b>	2	80	0.36	0.05	0.49	20	0.76	0.54
<b>Cecropia_hololeuca</b>	1	40	0.18	0.07	0.65	20	0.76	0.53
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	1	40	0.18	0.07	0.65	20	0.76	0.53
<b>Anacardium_occidentale</b>	1	40	0.18	0.07	0.62	20	0.76	0.52
<b>Citrus_limon</b>	1	40	0.18	0.07	0.62	20	0.76	0.52

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Hymenea_stigonocarpa</b>	1	40	0.18	0.07	0.62	20	0.76	0.52
<b>Persea_americana</b>	1	40	0.18	0.06	0.54	20	0.76	0.50
<b>Adenantha_pavonina</b>	3	120	0.54	0.00	0.04	20	0.76	0.45
<b>Bixa_orellana</b>	1	40	0.18	0.02	0.14	20	0.76	0.36
<b>Handroanthus_chrysotricha</b>	1	40	0.18	0.01	0.08	20	0.76	0.34
<b>Clethra_scabra</b>	1	40	0.18	0.01	0.07	20	0.76	0.34
<b>Myrcia_splendens</b>	1	40	0.18	0.01	0.06	20	0.76	0.33
<b>Indt_7</b>	1	40	0.18	0.01	0.06	20	0.76	0.33
<b>Indt_8</b>	1	40	0.18	0.00	0.04	20	0.76	0.33
<b>Indt_9</b>	1	40	0.18	0.00	0.02	20	0.76	0.32
<b>Indt_10</b>	1	40	0.18	0.00	0.02	20	0.76	0.32
<b>Indt_11</b>	1	40	0.18	0.00	0.01	20	0.76	0.32
<b>Casearia_silvestry</b>	1	40	0.18	0.00	0.00	20	0.76	0.32
<b>Elaeis_guineensis</b>	1	40	0.18	0.00	0.00	20	0.76	0.32
<b>Indt_12</b>	1	40	0.18	0.00	0.00	20	0.76	0.32

**SAF1 – amostragem 2019**

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Bactris_gasipaes</b>	33	1320	4.61	2.78	28.28	100	3.55	12.14
<b>Miconia_valtheri</b>	80	3200	11.17	0.86	8.74	100	3.55	7.82
<b>Guarea_guidonia</b>	84	3360	11.73	0.61	6.21	100	3.55	7.16
<b>Piper_aduncum</b>	85	3400	11.87	0.13	1.30	100	3.55	5.57
<b>Leandra_australis</b>	75	3000	10.47	0.13	1.36	100	3.55	5.13
<b>Cupania_oblongifolia</b>	22	880	3.07	0.55	5.61	100	3.55	4.08
<b>Siparuma_guianenses</b>	25	1000	3.49	0.38	3.86	100	3.55	3.63
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	39	1560	5.45	0.15	1.51	100	3.55	3.50
<b>Psidium_cattleyanum</b>	21	840	2.93	0.31	3.20	80	2.84	2.99
<b>Piper_sp2</b>	23	920	3.21	0.04	0.36	100	3.55	2.37

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	20	800	2.79	0.06	0.61	100	3.55	2.32
<b>Sparattosperma_leucanthum</b>	17	680	2.37	0.15	1.52	80	2.84	2.24
<b>Cocos_nucifera</b>	1	40	0.14	0.57	5.83	20	0.71	2.23
<b>Bauhinia_variegata</b>	5	200	0.70	0.37	3.81	60	2.13	2.21
<b>Syzyguim_cumini</b>	16	640	2.23	0.07	0.71	100	3.55	2.16
<b>Inga_vera</b>	8	320	1.12	0.31	3.19	60	2.13	2.15
<b>Myrcine_coriacea</b>	16	640	2.23	0.03	0.27	100	3.55	2.02
<b>Xylopia_sericea</b>	10	400	1.40	0.03	0.29	100	3.55	1.74
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	5	200	0.70	0.23	2.34	60	2.13	1.72
<b>Miconia_calvescens</b>	15	600	2.09	0.04	0.42	60	2.13	1.55
<b>Stachytarpheta_cayennensis</b>	8	320	1.12	0.02	0.17	80	2.84	1.37
<b>Strychnos_pseudoquina</b>	17	680	2.37	0.10	1.00	20	0.71	1.36
<b>Euterpe_edulis</b>	4	160	0.56	0.22	2.26	20	0.71	1.18
<b>Cecropia_hololeuca</b>	4	160	0.56	0.14	1.45	40	1.42	1.14
<b>Caesalpinia_Ferrea</b>	4	160	0.56	0.21	2.15	20	0.71	1.14
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	1	40	0.14	0.23	2.31	20	0.71	1.05
<b>Miconia_cinnamomifolia</b>	5	200	0.70	0.02	0.24	60	2.13	1.02
<b>Eugenia_uniflora</b>	4	160	0.56	0.09	0.93	40	1.42	0.97
<b>Miconia_albicans</b>	4	160	0.56	0.01	0.07	60	2.13	0.92
<b>Chrysophyllum_cainito</b>	2	80	0.28	0.10	1.03	40	1.42	0.91
<b>Mangifera_indica</b>	10	400	1.40	0.02	0.21	20	0.71	0.77
<b>Solanaceae_sp2</b>	3	120	0.42	0.11	1.07	20	0.71	0.73
<b>Eugenia_brasiliensis</b>	2	80	0.28	0.11	1.12	20	0.71	0.70
<b>Indt_13</b>	4	160	0.56	0.01	0.08	40	1.42	0.69
<b>Handroanthus_albus</b>	3	120	0.42	0.02	0.16	40	1.42	0.67
<b>Bixa_orellana</b>	2	80	0.28	0.02	0.23	40	1.42	0.64
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	2	80	0.28	0.09	0.88	20	0.71	0.62

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Melastomataceae_sp1</b>	5	200	0.70	0.04	0.38	20	0.71	0.59
<b>Indt_6</b>	2	80	0.28	0.01	0.07	40	1.42	0.59
<b>Hymenea_stigonocarpa</b>	1	40	0.14	0.08	0.83	20	0.71	0.56
<b>Anacardium_occidentale</b>	1	40	0.14	0.07	0.74	20	0.71	0.53
<b>Vernonia_polysphaera</b>	2	80	0.28	0.06	0.59	20	0.71	0.53
<b>Citrus_limon</b>	2	80	0.28	0.04	0.42	20	0.71	0.47
<b>Persea_americana</b>	1	40	0.14	0.05	0.54	20	0.71	0.46
<b>Indt_14</b>	1	40	0.14	0.05	0.51	20	0.71	0.45
<b>Adenantha_pavonina</b>	4	160	0.56	0.01	0.09	20	0.71	0.45
<b>Aegiphila_sellowiana</b>	1	40	0.14	0.03	0.33	20	0.71	0.39
<b>Elaeis_guineensis</b>	2	80	0.28	0.01	0.14	20	0.71	0.37
<b>Senna_macranthera</b>	2	80	0.28	0.01	0.07	20	0.71	0.35
<b>Indt_9</b>	2	80	0.28	0.00	0.00	20	0.71	0.33
<b>Indt_8</b>	1	40	0.14	0.01	0.13	20	0.71	0.33
<b>Myrcia_splendens</b>	1	40	0.14	0.01	0.10	20	0.71	0.32
<b>Handroanthus_chrysotricha</b>	1	40	0.14	0.01	0.09	20	0.71	0.31
<b>Artocarpus_altilis</b>	1	40	0.14	0.00	0.04	20	0.71	0.30
<b>Indt_15</b>	1	40	0.14	0.00	0.03	20	0.71	0.29
<b>Indt_10</b>	1	40	0.14	0.00	0.03	20	0.71	0.29
<b>Solanaceae_sp1</b>	1	40	0.14	0.00	0.03	20	0.71	0.29
<b>Piper_sp3</b>	1	40	0.14	0.00	0.02	20	0.71	0.29
<b>Leandra_sp4</b>	1	40	0.14	0.00	0.01	20	0.71	0.29
<b>Myrtaceae_sp1</b>	1	40	0.14	0.00	0.01	20	0.71	0.28
<b>Ficus_sp</b>	1	40	0.14	0.00	0.01	20	0.71	0.28

## SAF2 – amostragem 2018

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Guarea_guidonia</b>	30	1200	12.10	1.21	15.01	80	5.19	10.77
<b>Inga_vera</b>	16	640	6.45	1.56	19.26	60	3.90	9.87
<b>Bactris_gasipaes</b>	24	960	9.68	1.07	13.18	80	5.19	9.35
<b>Myrsine_coriacea</b>	38	1520	15.32	0.12	1.47	60	3.90	6.90
<b>Urena_lobata</b>	34	1360	13.71	0.06	0.68	80	5.19	6.53
<b>Eugenia_brasiliensis</b>	6	240	2.42	0.75	9.33	60	3.90	5.21
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	6	240	2.42	0.45	5.51	60	3.90	3.94
<b>Malpighia_punicifolia_</b>	3	120	1.21	0.61	7.58	40	2.60	3.80
<b>Inga_edulis</b>	2	80	0.81	0.59	7.26	20	1.30	3.12
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	12	480	4.84	0.02	0.21	60	3.90	2.98
<b>Nectandra_lanceolata</b>	12	480	4.84	0.07	0.89	20	1.30	2.34
<b>Psidium_guajava</b>	6	240	2.42	0.03	0.43	60	3.90	2.25
<b>Cytharexylum_myrianthum</b>	3	120	1.21	0.23	2.80	40	2.60	2.20
<b>Trema_micrantha</b>	3	120	1.21	0.26	3.17	20	1.30	1.89
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	3	120	1.21	0.15	1.83	40	2.60	1.88
<b>Indt_15</b>	4	160	1.61	0.09	1.07	40	2.60	1.76
<b>Leandra_sp1</b>	3	120	1.21	0.01	0.16	60	3.90	1.76
<b>Solanaceae_sp1</b>	3	120	1.21	0.11	1.37	40	2.60	1.73
<b>Indt_14</b>	3	120	1.21	0.10	1.24	40	2.60	1.68
<b>Myrcia_splendens</b>	5	200	2.02	0.01	0.18	40	2.60	1.60
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	3	120	1.21	0.01	0.08	40	2.60	1.30
<b>Indt_16</b>	3	120	1.21	0.00	0.04	40	2.60	1.28
<b>Euterpe_oleracea</b>	1	40	0.40	0.15	1.86	20	1.30	1.19
<b>Vernonia_polysphaera</b>	2	80	0.81	0.01	0.14	40	2.60	1.18
<b>Psidium_cattleyanum</b>	2	80	0.81	0.07	0.87	20	1.30	0.99
<b>Solanum_swartzianum</b>	2	80	0.81	0.05	0.63	20	1.30	0.91



	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Musa_sp</b>	1	40	0.40	0.08	0.96	20	1.30	0.89
<b>Citrus_sp</b>	1	40	0.40	0.07	0.90	20	1.30	0.87
<b>Indt_17</b>	1	40	0.40	0.06	0.79	20	1.30	0.83
<b>Indt_18</b>	2	80	0.81	0.01	0.12	20	1.30	0.74
<b>Aegiphila_sellowiana</b>	1	40	0.40	0.03	0.33	20	1.30	0.68
<b>Cecropia_hololeuca</b>	1	40	0.40	0.01	0.16	20	1.30	0.62
<b>Piper_sp2</b>	1	40	0.40	0.01	0.14	20	1.30	0.62
<b>Indt_19</b>	1	40	0.40	0.01	0.11	20	1.30	0.60
<b>Indt_20</b>	1	40	0.40	0.01	0.08	20	1.30	0.59
<b>Piper_sp3</b>	1	40	0.40	0.00	0.04	20	1.30	0.58
<b>Citrus_limon</b>	1	40	0.40	0.00	0.03	20	1.30	0.58
<b>Indt_21</b>	1	40	0.40	0.00	0.03	20	1.30	0.58
<b>Solanum_chenopodioides</b>	1	40	0.40	0.00	0.03	20	1.30	0.58
<b>Hibiscus_acetosella</b>	1	40	0.40	0.00	0.01	20	1.30	0.57
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	1	40	0.40	0.00	0.01	20	1.30	0.57
<b>Hibiscus_acetosella</b>	1	40	0.40	0.00	0.00	20	1.30	0.57
<b>Anona_cacans</b>	1	40	0.40	0.00	0.00	20	1.30	0.57
<b>Jatropha_Multifida</b>	1	40	0.40	0.00	0.00	20	1.30	0.57

**SAF2 – amostragem 2019**

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Inga_vera</b>	14	560	7.91	6.98	32.52	80	5.97	15.47
<b>Bactris_gasipaes</b>	27	1080	15.25	2.80	13.02	80	5.97	11.41
<b>Guarea_guidonia</b>	29	1160	16.38	1.20	5.59	80	5.97	9.32
<b>Solanaceae_sp1</b>	3	120	1.69	2.63	12.24	40	2.99	5.64
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	5	200	2.82	1.68	7.81	60	4.48	5.04
<b>Trema_micrantha</b>	1	40	0.56	2.56	11.94	20	1.49	4.67
<b>Myrsine_coriacea</b>	14	560	7.91	0.12	0.54	60	4.48	4.31

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Urena_lobata</b>	9	360	5.08	0.03	0.16	80	5.97	3.74
<b>Nectandra_lanceolata</b>	14	560	7.91	0.08	0.36	20	1.49	3.25
<b>Indt_14</b>	2	80	1.13	1.29	6.02	20	1.49	2.88
<b>Malpighia_punicifolia</b>	2	80	1.13	0.74	3.46	40	2.99	2.53
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	5	200	2.82	0.02	0.11	60	4.48	2.47
<b>Myrcia_splendens</b>	7	280	3.95	0.06	0.30	40	2.99	2.41
<b>Leandra_sp1</b>	3	120	1.69	0.04	0.19	60	4.48	2.12
<b>Eugenia_brasiliensis</b>	3	120	1.69	0.22	1.02	40	2.99	1.90
<b>Terminalia_catappa</b>	4	160	2.26	0.03	0.12	40	2.99	1.79
<b>Psidium_guajava</b>	3	120	1.69	0.01	0.06	40	2.99	1.58
<b>Euterpe_oleracea</b>	2	80	1.13	0.06	0.29	40	2.99	1.47
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	2	80	1.13	0.01	0.03	40	2.99	1.38
<b>Myrtaceae_sp2</b>	2	80	1.13	0.01	0.02	40	2.99	1.38
<b>Inga_edulis</b>	2	80	1.13	0.32	1.49	20	1.49	1.37
<b>Hibiscus_acetosella</b>	4	160	2.26	0.04	0.17	20	1.49	1.31
<b>Aegiphila_sellowiana</b>	3	120	1.69	0.12	0.56	20	1.49	1.25
<b>Psidium_cattleyanum</b>	2	80	1.13	0.06	0.30	20	1.49	0.97
<b>Citrus_sp</b>	1	40	0.56	0.14	0.66	20	1.49	0.90
<b>Musa_sp</b>	1	40	0.56	0.13	0.61	20	1.49	0.89
<b>Alchornea_triplinervia</b>	2	80	1.13	0.00	0.02	20	1.49	0.88
<b>Zanthoxylum_rhoifolium</b>	1	40	0.56	0.04	0.19	20	1.49	0.75
<b>Indt_15</b>	1	40	0.56	0.01	0.04	20	1.49	0.70
<b>Annona_muricata</b>	1	40	0.56	0.00	0.02	20	1.49	0.69
<b>Citrus_limon</b>	1	40	0.56	0.00	0.02	20	1.49	0.69
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	1	40	0.56	0.00	0.02	20	1.49	0.69
<b>Indt_22</b>	1	40	0.56	0.00	0.02	20	1.49	0.69
<b>Indt_23</b>	1	40	0.56	0.00	0.02	20	1.49	0.69

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Rollinia_mucosa</b>	1	40	0.56	0.00	0.01	20	1.49	0.69
<b>Siparuma_guianenses</b>	1	40	0.56	0.00	0.01	20	1.49	0.69
<b>Solanum_chenopodioides</b>	1	40	0.56	0.00	0.01	20	1.49	0.69
<b>Jatropha_Multifida</b>	1	40	0.56	0.00	0.00	20	1.49	0.69

**SAF3 – amostragem 2018**

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Coffea_canephora</b>	20	800	6.67	1.21	38.75	80	4.60	16.67
<b>Syzyguim_cumini</b>	41	1640	13.67	0.10	3.30	60	3.45	6.80
<b>Bactris_gasipaes</b>	21	840	7.00	0.29	9.26	40	2.30	6.19
<b>Astronium_graviolens</b>	25	1000	8.33	0.10	3.06	100	5.75	5.71
<b>Leandra_sp1</b>	30	1200	10.00	0.05	1.56	80	4.60	5.39
<b>Guarea_guidonia</b>	23	920	7.67	0.12	3.80	80	4.60	5.36
<b>Cupania_oblongifolia</b>	29	1160	9.67	0.09	2.75	60	3.45	5.29
<b>Euterpe_edulis</b>	1	40	0.33	0.33	10.53	20	1.15	4.01
<b>Piper_aduncum</b>	17	680	5.67	0.02	0.52	100	5.75	3.98
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	9	360	3.00	0.04	1.22	80	4.60	2.94
<b>Myrsine_coriacea</b>	8	320	2.67	0.00	0.12	80	4.60	2.46
<b>Citrus_limon</b>	6	240	2.00	0.11	3.67	20	1.15	2.27
<b>Adenantha_pavonina</b>	10	400	3.33	0.02	0.75	40	2.30	2.13
<b>Inga_laurina</b>	5	200	1.67	0.07	2.09	40	2.30	2.02
<b>Bixa_orellana</b>	4	160	1.33	0.06	1.79	40	2.30	1.81
<b>Citrus_sp</b>	2	80	0.67	0.10	3.22	20	1.15	1.68
<b>Clitoria_fairchildiana</b>	4	160	1.33	0.01	0.23	60	3.45	1.67
<b>Bombacopsi_glabra</b>	3	120	1.00	0.01	0.29	60	3.45	1.58
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	4	160	1.33	0.02	0.68	40	2.30	1.44
<b>Eugenia_uniflora</b>	2	80	0.67	0.03	1.04	40	2.30	1.33
<b>Indt_24</b>	1	40	0.33	0.07	2.32	20	1.15	1.27

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Chrysophyllum_cainito</b>	1	40	0.33	0.07	2.13	20	1.15	1.20
<b>Artocarpus_altilis</b>	1	40	0.33	0.06	1.95	20	1.15	1.14
<b>Psidium_cattleyanum</b>	3	120	1.00	0.00	0.05	40	2.30	1.12
<b>Trema_micrantha</b>	1	40	0.33	0.05	1.61	20	1.15	1.03
<b>Artocarpus_heterophyllus</b>	2	80	0.67	0.00	0.10	40	2.30	1.02
<b>Handroanthus_chrysotricha</b>	2	80	0.67	0.00	0.05	40	2.30	1.00
<b>Hymenaea_stigonocarpa</b>	1	40	0.33	0.04	1.23	20	1.15	0.91
<b>Eriobotrya_japonica</b>	3	120	1.00	0.00	0.09	20	1.15	0.75
<b>Jatropha_Multifida</b>	1	40	0.33	0.02	0.63	20	1.15	0.70
<b>Myrciaria_cauliflora</b>	2	80	0.67	0.00	0.09	20	1.15	0.64
<b>Pouteria_caimito</b>	2	80	0.67	0.00	0.02	20	1.15	0.61
<b>Anaderanthera_sp</b>	2	80	0.67	0.00	0.01	20	1.15	0.61
<b>Mangifera_indica</b>	1	40	0.33	0.01	0.27	20	1.15	0.58
<b>Indt_25</b>	1	40	0.33	0.01	0.23	20	1.15	0.57
<b>Annona_muricata</b>	1	40	0.33	0.00	0.12	20	1.15	0.53
<b>Inga_edulis</b>	1	40	0.33	0.00	0.12	20	1.15	0.53
<b>Indt_14</b>	1	40	0.33	0.00	0.10	20	1.15	0.53
<b>Sparattosperma_leucanthum</b>	1	40	0.33	0.00	0.06	20	1.15	0.52
<b>Anacardium_occidentale</b>	1	40	0.33	0.00	0.06	20	1.15	0.51
<b>Inga_vera</b>	1	40	0.33	0.00	0.05	20	1.15	0.51
<b>Inga_sp</b>	1	40	0.33	0.00	0.04	20	1.15	0.51
<b>Indt_26</b>	1	40	0.33	0.00	0.03	20	1.15	0.50
<b>Sapindus_sp</b>	1	40	0.33	0.00	0.01	20	1.15	0.50
<b>Myrtaceae_sp2</b>	1	40	0.33	0.00	0.01	20	1.15	0.50
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	1	40	0.33	0.00	0.00	20	1.15	0.50
<b>Leg_sp1</b>	1	40	0.33	0.00	0.00	20	1.15	0.49

## SAF3 – amostragem 2019

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Bactris_gasipaes</b>	28	1120	6.33	0.60	15.48	100	4.55	8.79
<b>Guarea_guidonia</b>	50	2000	11.31	0.34	8.81	80	3.64	7.92
<b>Syzyguim_cumini</b>	55	2200	12.44	0.24	6.19	60	2.73	7.12
<b>Coffea_canephora</b>	20	800	4.52	0.49	12.62	80	3.64	6.93
<b>Cupania_oblongifolia</b>	39	1560	8.82	0.23	5.79	80	3.64	6.08
<b>Adenantha_pavonina</b>	33	1320	7.47	0.16	4.07	60	2.73	4.75
<b>Astronium_graviolens</b>	25	1000	5.66	0.13	3.39	100	4.55	4.53
<b>Piper_aduncum</b>	23	920	5.20	0.07	1.83	100	4.55	3.86
<b>Piper_sp2</b>	22	880	4.98	0.07	1.74	60	2.73	3.15
<b>Leandra_sp1</b>	22	880	4.98	0.03	0.64	60	2.73	2.78
<b>Citrus_reticulata</b>	1	40	0.23	0.28	7.13	20	0.91	2.75
<b>Psidium_cattleyanum</b>	11	440	2.49	0.01	0.24	100	4.55	2.42
<b>Citrus_limon</b>	5	200	1.13	0.20	5.15	20	0.91	2.40
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	13	520	2.94	0.05	1.29	60	2.73	2.32
<b>Bixa_orellana</b>	9	360	2.04	0.07	1.84	60	2.73	2.20
<b>Bombacopsi_glabra</b>	3	120	0.68	0.07	1.77	60	2.73	1.72
<b>Eugenia_uniflora</b>	3	120	0.68	0.05	1.32	60	2.73	1.58
<b>Inga_edulis</b>	4	160	0.90	0.03	0.82	60	2.73	1.48
<b>Clitoria_fairchildiana</b>	5	200	1.13	0.02	0.51	60	2.73	1.45
<b>Eriobotrya_japonica</b>	8	320	1.81	0.03	0.67	40	1.82	1.43
<b>Mangifera_indica</b>	4	160	0.90	0.00	0.13	60	2.73	1.25
<b>Inga_laurina</b>	1	40	0.23	0.10	2.62	20	0.91	1.25
<b>Myrsine_coriacea</b>	4	160	0.90	0.00	0.11	60	2.73	1.25
<b>Chrysophyllum_cainito</b>	2	80	0.45	0.08	2.01	20	0.91	1.12
<b>Musa_sp</b>	1	40	0.23	0.08	2.02	20	0.91	1.05
<b>Artocarpus_altilis</b>	1	40	0.23	0.08	1.94	20	0.91	1.02

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Myrciaria_cauliflora</b>	3	120	0.68	0.02	0.40	40	1.82	0.96
<b>Citrus_sp</b>	1	40	0.23	0.07	1.71	20	0.91	0.95
<b>Trema_micrantha</b>	2	80	0.45	0.05	1.34	20	0.91	0.90
<b>Hymenaea_stigonocarpa</b>	1	40	0.23	0.05	1.29	20	0.91	0.81
<b>Indt_24</b>	1	40	0.23	0.05	1.29	20	0.91	0.81
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	5	200	1.13	0.01	0.15	20	0.91	0.73
<b>Senna_sp</b>	5	200	1.13	0.00	0.09	20	0.91	0.71
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	2	80	0.45	0.03	0.70	20	0.91	0.69
<b>Jatropha_Multifida</b>	2	80	0.45	0.02	0.63	20	0.91	0.66
<b>Piper_sp3</b>	3	120	0.68	0.00	0.06	20	0.91	0.55
<b>Indt_27</b>	2	80	0.45	0.01	0.29	20	0.91	0.55
<b>Macherium_sp</b>	2	80	0.45	0.00	0.09	20	0.91	0.48
<b>Artocarpus_heterophyllus</b>	1	40	0.23	0.01	0.23	20	0.91	0.46
<b>Cybistax_antisiphilitica</b>	1	40	0.23	0.01	0.18	20	0.91	0.44
<b>Annona_muricata</b>	1	40	0.23	0.01	0.18	20	0.91	0.44
<b>Handroanthus_chrysotricha</b>	1	40	0.23	0.01	0.18	20	0.91	0.44
<b>Terminalia_catappa</b>	1	40	0.23	0.01	0.18	20	0.91	0.44
<b>Indt_28</b>	1	40	0.23	0.01	0.18	20	0.91	0.44
<b>Indt_29</b>	1	40	0.23	0.00	0.12	20	0.91	0.42
<b>Syzygium_malaccense</b>	1	40	0.23	0.00	0.10	20	0.91	0.41
<b>Pouteria_caimito</b>	1	40	0.23	0.00	0.08	20	0.91	0.41
<b>Sparattosperma_leucanthum</b>	1	40	0.23	0.00	0.08	20	0.91	0.41
<b>Indt_30</b>	1	40	0.23	0.00	0.07	20	0.91	0.40
<b>Meliaceae_sp1</b>	1	40	0.23	0.00	0.07	20	0.91	0.40
<b>Indt_31</b>	1	40	0.23	0.00	0.04	20	0.91	0.39
<b>Indt_32</b>	1	40	0.23	0.00	0.04	20	0.91	0.39
<b>Indt_33</b>	1	40	0.23	0.00	0.03	20	0.91	0.39

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	1	40	0.23	0.00	0.03	20	0.91	0.39
<b>Myrcia_splendens</b>	1	40	0.23	0.00	0.02	20	0.91	0.39
<b>Piper_sp4</b>	1	40	0.23	0.00	0.01	20	0.91	0.38
<b>Cytharexylum_myrianthum</b>	1	40	0.23	0.00	0.01	20	0.91	0.38
<b>Indt_34</b>	1	40	0.23	0.00	0.01	20	0.91	0.38
<b>Luhea_grandiflora</b>	1	40	0.23	0.00	0.01	20	0.91	0.38

#### SAF4 – amostragem 2018

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	116	4640	42.34	1.16	10.73	100	7.04	20.04
<b>Jatropha_curcas</b>	18	720	6.57	4.31	39.95	100	7.04	17.85
<b>Coffea_canephora</b>	29	1160	10.58	2.25	20.83	100	7.04	12.82
<b>Guarea_guidonia</b>	16	640	5.84	0.35	3.20	80	5.63	4.89
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	11	440	4.01	0.33	3.08	100	7.04	4.71
<b>Leandra_sp1</b>	10	400	3.65	0.30	2.74	100	7.04	4.48
<b>Solanaceae_sp1</b>	8	320	2.92	0.39	3.60	60	4.23	3.58
<b>Myrsine_coriacea</b>	11	440	4.01	0.13	1.19	60	4.23	3.14
<b>Bactris_gasipaes</b>	13	520	4.74	0.04	0.36	60	4.23	3.11
<b>Eugenia_uniflora</b>	6	240	2.19	0.14	1.27	80	5.63	3.03
<b>Domblia_walite</b>	3	120	1.09	0.34	3.12	60	4.23	2.81
<b>Cecropia_pachystachya</b>	5	200	1.82	0.10	0.94	80	5.63	2.80
<b>Inga_vera</b>	3	120	1.09	0.33	3.04	60	4.23	2.79
<b>Vernonia_polysphaera</b>	4	160	1.46	0.07	0.67	60	4.23	2.12
<b>Persea_americana</b>	2	80	0.73	0.05	0.43	40	2.82	1.33
<b>Acacia_mangium</b>	3	120	1.09	0.06	0.55	20	1.41	1.02
<b>Piper_sp2</b>	3	120	1.09	0.05	0.48	20	1.41	0.99
<b>Artocarpus_altilis</b>	1	40	0.36	0.10	0.91	20	1.41	0.90

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Annona_cacans</b>	2	80	0.73	0.05	0.42	20	1.41	0.85
<b>Eugenia_brasiliensis</b>	1	40	0.36	0.08	0.79	20	1.41	0.85
<b>Rollinia_sylvatica</b>	1	40	0.36	0.06	0.56	20	1.41	0.78
<b>Inga_laurina</b>	1	40	0.36	0.05	0.47	20	1.41	0.75
<b>Xylopia_sericea</b>	1	40	0.36	0.03	0.32	20	1.41	0.70
<b>Baccharis_dracunculifolia</b>	1	40	0.36	0.02	0.15	20	1.41	0.64
<b>Solanum_swartzianum</b>	1	40	0.36	0.01	0.09	20	1.41	0.62
<b>Morus_sp</b>	1	40	0.36	0.01	0.08	20	1.41	0.62
<b>Mangifera_indica</b>	1	40	0.36	0.00	0.01	20	1.41	0.59
<b>Solanum_swartzianum</b>	1	40	0.36	0.00	0.00	20	1.41	0.59
<b>Indt_35</b>	1	40	0.36	0.00	0.00	20	1.41	0.59

#### SAF4 – amostragem 2019

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	143	5720	41.81	1.25	11.75	100	6.58	20.05
<b>Coffea_canephora</b>	39	1560	11.40	2.28	21.49	100	6.58	13.16
<b>Jatropha_curcas</b>	14	560	4.09	2.44	22.93	100	6.58	11.20
<b>Guarea_guidonia</b>	20	800	5.85	0.51	4.80	100	6.58	5.74
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	15	600	4.39	0.32	3.03	100	6.58	4.67
<b>Myrsine_coriacea</b>	21	840	6.14	0.30	2.79	60	3.95	4.29
<b>Inga_vera</b>	7	280	2.05	0.52	4.89	80	5.26	4.07
<b>Eugenia_uniflora</b>	8	320	2.34	0.24	2.28	100	6.58	3.73
<b>Dombilia_walite</b>	5	200	1.46	0.68	6.39	40	2.63	3.49
<b>Leandra_sp1</b>	10	400	2.92	0.09	0.89	100	6.58	3.46
<b>Solanaceae_sp1</b>	7	280	2.05	0.21	1.97	60	3.95	2.66
<b>Bactris_gasipaes</b>	10	400	2.92	0.08	0.77	60	3.95	2.55
<b>Persea_americana</b>	3	120	0.88	0.42	3.93	40	2.63	2.48



	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Cecropia_pachystachya</b>	4	160	1.17	0.13	1.24	60	3.95	2.12
<b>Vernonia_polysphaera</b>	3	120	0.88	0.10	0.98	60	3.95	1.93
<b>Rollinia_sylvatica</b>	1	40	0.29	0.34	3.22	20	1.32	1.61
<b>Baccharis_dracunculifolia</b>	11	440	3.22	0.01	0.11	20	1.32	1.55
<b>Piper_sp2</b>	4	160	1.17	0.07	0.70	40	2.63	1.50
<b>Bactris_gasipaes</b>	2	80	0.58	0.02	0.21	40	2.63	1.14
<b>Eugenia_brasiliensis</b>	1	40	0.29	0.18	1.70	20	1.32	1.10
<b>Annona_cacans</b>	2	80	0.58	0.14	1.33	20	1.32	1.08
<b>Artocarpus_altilis</b>	1	40	0.29	0.10	0.96	20	1.32	0.86
<b>Inga_laurina</b>	1	40	0.29	0.06	0.60	20	1.32	0.74
<b>Acacia_mangium</b>	2	80	0.58	0.02	0.23	20	1.32	0.71
<b>Xylopia_sericea</b>	1	40	0.29	0.05	0.47	20	1.32	0.69
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	2	80	0.58	0.00	0.02	20	1.32	0.64
<b>Solanum_chenopodioides</b>	1	40	0.29	0.02	0.17	20	1.32	0.59
<b>Solanum_swartzianum</b>	1	40	0.29	0.01	0.08	20	1.32	0.56
<b>Mangifera_indica</b>	1	40	0.29	0.00	0.04	20	1.32	0.55
<b>Solanum_swartzianum</b>	1	40	0.29	0.00	0.01	20	1.32	0.54
<b>Indt_sp35</b>	1	40	0.29	0.00	0.01	20	1.32	0.54

**SAF5 – amostragem 2018**

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Leandra_sp1</b>	31	1240	68.89	0.35	23.97	80	33.33	42.06
<b>Bactris_gasipaes</b>	10	400	22.22	0.88	61.13	80	33.33	38.90
<b>Malpighia_emarginata</b>	1	40	2.22	0.16	10.74	20	8.33	7.10
<b>Cybistax_antisiphilitica</b>	1	40	2.22	0.05	3.65	20	8.33	4.74
<b>Psidium_guajava</b>	1	40	2.22	0.00	0.31	20	8.33	3.62
<b>Leandra_sp2</b>	1	40	2.22	0.00	0.19	20	8.33	3.58

## SAF5 – amostragem 2019

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Leandra_sp1</b>	32	1280	74.42	0.26	10.92	80	40	41.78
<b>Bactris_gasipaes</b>	8	320	18.60	1.75	73.77	60	30	40.79
<b>Malpighia_emarginata</b>	1	40	2.33	0.31	12.96	20	10	8.43
<b>Cybistax_antisiphilitica</b>	1	40	2.33	0.05	1.92	20	10	4.75
<b>Leandra_sp2</b>	1	40	2.33	0.01	0.43	20	10	4.25

## (C) Estrato inferior

## SAF1 - amostragem 2018

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Miconia_valtheri</b>	93	14880	21.14	0.05	19.17	100	5.56	15.29
<b>Guarea_guidonia</b>	46	7360	10.45	0.04	14.30	100	5.56	10.10
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	68	10880	15.45	0.01	4.82	100	5.56	8.61
<b>Bactris_gasipaes</b>	5	800	1.14	0.05	19.12	60	3.33	7.86
<b>Piper_aduncum</b>	55	8800	12.50	0.01	6.00	80	4.44	7.65
<b>Mangifera_indica</b>	19	3040	4.32	0.02	8.05	40	2.22	4.86
<b>Myrsine_coriacea</b>	25	4000	5.68	0.00	1.38	80	4.44	3.84
<b>Leandra_sp1</b>	15	2400	3.41	0.01	4.41	40	2.22	3.35
<b>Cupania_oblongifolia</b>	11	1760	2.50	0.00	1.95	100	5.56	3.33
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	17	2720	3.86	0.00	1.23	60	3.33	2.81
<b>Piper_sp2</b>	9	1440	2.05	0.00	0.72	100	5.56	2.77
<b>Syzyguim_cumini</b>	9	1440	2.05	0.00	1.28	80	4.44	2.59
<b>Stachytarpheta_cayennensis</b>	5	800	1.14	0.01	2.72	60	3.33	2.40
<b>Sparattosperma_leucanthum</b>	9	1440	2.05	0.00	1.28	60	3.33	2.22
<b>Siparuma_guianenses</b>	7	1120	1.59	0.00	0.72	60	3.33	1.88
<b>Eugenia_uniflora</b>	2	320	0.45	0.01	2.31	40	2.22	1.66
<b>Pisidium_cattleyanum</b>	5	800	1.14	0.00	0.26	60	3.33	1.58

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Bixa_orellana</b>	1	160	0.23	0.01	3.28	20	1.11	1.54
<b>Miconia_calvescens</b>	4	640	0.91	0.00	0.51	40	2.22	1.21
<b>Melastomataceae_sp1</b>	2	320	0.45	0.00	0.15	40	2.22	0.94
<b>Vernonia_polysphaera</b>	2	320	0.45	0.00	0.15	40	2.22	0.94
<b>Dalbergia_nigra</b>	1	160	0.23	0.00	1.28	20	1.11	0.87
<b>Indt_36</b>	1	160	0.23	0.00	1.28	20	1.11	0.87
<b>Bauhinia_variegata</b>	4	640	0.91	0.00	0.21	20	1.11	0.74
<b>Handroanthus_albus</b>	4	640	0.91	0.00	0.21	20	1.11	0.74
<b>Syzygium_malaccense</b>	1	160	0.23	0.00	0.82	20	1.11	0.72
<b>Strychnos_pseudoquina</b>	3	480	0.68	0.00	0.15	20	1.11	0.65
<b>Andira_fraxinifolia</b>	1	160	0.23	0.00	0.46	20	1.11	0.60
<b>Indt_37</b>	1	160	0.23	0.00	0.46	20	1.11	0.60
<b>Solanaceae_sp1</b>	1	160	0.23	0.00	0.46	20	1.11	0.60
<b>Tapirira_guianensis</b>	2	320	0.45	0.00	0.10	20	1.11	0.56
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	1	160	0.23	0.00	0.21	20	1.11	0.51
<b>Aegiphila_sellowiana</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46
<b>Flacourtia_jangomas</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46
<b>Maytenus_ilicifolia</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46
<b>Pouteria_ciliolata_</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46
<b>Psidium_guajava</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46
<b>Rollinia_mucosa</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46
<b>Indt_38</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46
<b>Urena_lobata</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46
<b>Xylopia_sericea</b>	1	160	0.23	0.00	0.05	20	1.11	0.46

## SAF1 – amostragem 2019

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Leandra_sp1</b>	80	12800	19.56	0.04	13.65	100	6.02	13.08
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	71	11360	17.36	0.03	10.08	100	6.02	11.16
<b>Piper_aduncum</b>	60	9600	14.67	0.03	9.71	100	6.02	10.14
<b>Guarea_guidonia</b>	39	6240	9.54	0.03	8.81	100	6.02	8.12
<b>Mangifera_indica</b>	14	2240	3.42	0.05	14.80	40	2.41	6.88
<b>Miconia_valtheri</b>	16	2560	3.91	0.02	6.56	80	4.82	5.10
<b>Myrsine_coriacea</b>	20	3200	4.89	0.01	2.17	100	6.02	4.36
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	19	3040	4.65	0.01	1.93	80	4.82	3.80
<b>Piper_sp2</b>	12	1920	2.93	0.01	3.32	80	4.82	3.69
<b>Sparattosperma_leucanthum</b>	11	1760	2.69	0.02	5.20	40	2.41	3.43
<b>Bactris_gasipaes</b>	7	1120	1.71	0.01	3.24	60	3.61	2.85
<b>Stachytarpheta_cayennensis</b>	4	640	0.98	0.01	3.81	60	3.61	2.80
<b>Pisidium_cattleyanum</b>	7	1120	1.71	0.01	1.72	60	3.61	2.35
<b>Syzyguim_cumini</b>	5	800	1.22	0.01	2.87	40	2.41	2.17
<b>Eugenia_uniflora</b>	4	640	0.98	0.01	2.70	40	2.41	2.03
<b>Handroanthus_albus</b>	7	1120	1.71	0.01	1.68	40	2.41	1.93
<b>Cupania_oblongifolia</b>	6	960	1.47	0.00	0.37	60	3.61	1.82
<b>Xylopia_sericea</b>	4	640	0.98	0.00	0.61	60	3.61	1.74
<b>Siparuma_guianenses</b>	2	320	0.49	0.00	1.07	40	2.41	1.32
<b>Miconia_calvescens</b>	2	320	0.49	0.00	0.74	40	2.41	1.21
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	2	320	0.49	0.00	0.41	40	2.41	1.10
<b>Andira_fraxinifolia</b>	1	160	0.24	0.00	1.02	20	1.20	0.82
<b>Chrysophyllum_cainito</b>	1	160	0.24	0.00	0.66	20	1.20	0.70
<b>Rollinia_sylvatica</b>	1	160	0.24	0.00	0.66	20	1.20	0.70
<b>Bauhinia_variegata</b>	2	320	0.49	0.00	0.20	20	1.20	0.63
<b>Myrcia_splendens</b>	2	320	0.49	0.00	0.20	20	1.20	0.63

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Indt_39</b>	1	160	0.24	0.00	0.37	20	1.20	0.61
<b>Miconia_cinnamomifolia</b>	1	160	0.24	0.00	0.37	20	1.20	0.61
<b>Urena_lobata</b>	1	160	0.24	0.00	0.37	20	1.20	0.61
<b>Inga_vera</b>	1	160	0.24	0.00	0.20	20	1.20	0.55
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	1	160	0.24	0.00	0.16	20	1.20	0.54
<b>Melastomataceae_sp2</b>	1	160	0.24	0.00	0.16	20	1.20	0.54
<b>Piper_sp3</b>	1	160	0.24	0.00	0.04	20	1.20	0.50
<b>Piper_sp4</b>	1	160	0.24	0.00	0.04	20	1.20	0.50
<b>Strychnos_pseudoquina</b>	1	160	0.24	0.00	0.04	20	1.20	0.50
<b>Vernonia_polysphaera</b>	1	160	0.24	0.00	0.04	20	1.20	0.50

#### SAF2 - amostragem 2018

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Urena_lobata_</b>	23	3680	36.51	0.01	35.17	100	20	30.56
<b>Hibiscus_acetosella</b>	7	1120	11.11	0.01	24.01	40	8	14.37
<b>Myrcia_splendens</b>	3	480	4.76	0.00	10.08	60	12	8.95
<b>Siparuma_guianenses</b>	9	1440	14.29	0.00	8.16	20	4	8.82
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	2	320	3.17	0.00	8.16	40	8	6.45
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	3	480	4.76	0.00	1.44	40	8	4.73
<b>Myrsine_coriacea</b>	3	480	4.76	0.00	1.44	40	8	4.73
<b>Inga_vera</b>	4	640	6.35	0.00	1.92	20	4	4.09
<b>Leandra_sp1</b>	3	480	4.76	0.00	1.44	20	4	3.40
<b>Euterpe_oleracea</b>	1	160	1.59	0.00	4.32	20	4	3.30
<b>Nectandra_lanceolata</b>	1	160	1.59	0.00	1.92	20	4	2.50
<b>Eugenia_uniflora</b>	1	160	1.59	0.00	0.48	20	4	2.02
<b>Guarea_guidonia</b>	1	160	1.59	0.00	0.48	20	4	2.02
<b>Piper_aduncum</b>	1	160	1.59	0.00	0.48	20	4	2.02

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Vernonia_polysphaera</b>	1	160	1.59	0.00	0.48	20	4	2.02

**SAF2 - amostragem 2019**

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Annonaceae_sp2</b>	17	400.00	15.04	0.00	1.75	50.00	29.82	15.54
<b>Nectandra_lanceolata</b>	25	588.24	22.12	0.01	17.57	5.88	3.51	14.40
<b>Urena_lobata_</b>	19	447.06	16.81	0.01	14.82	8.82	5.26	12.30
<b>Hibiscus_acetosella</b>	6	141.18	5.31	0.02	21.38	5.88	3.51	10.07
<b>Guarea_guidonia</b>	4	94.12	3.54	0.02	18.85	8.82	5.26	9.22
<b>Myrsine_coriacea</b>	6	141.18	5.31	0.00	1.79	14.71	8.77	5.29
<b>Citrus_limon</b>	2	47.06	1.77	0.01	9.18	5.88	3.51	4.82
<b>Flacourtia_jangomas</b>	7	164.71	6.19	0.00	0.63	2.94	1.75	2.86
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	3	70.59	2.65	0.00	0.60	8.82	5.26	2.84
<b>Psidium_guajava</b>	3	70.59	2.65	0.00	1.48	5.88	3.51	2.55
<b>Leandra_sp1</b>	4	94.12	3.54	0.00	2.26	2.94	1.75	2.52
<b>Bactris_gasipaes</b>	1	23.53	0.88	0.00	4.39	2.94	1.75	2.34
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	1	23.53	0.88	0.00	2.44	2.94	1.75	1.69
<b>Alchornea_triplinervia</b>	2	47.06	1.77	0.00	0.29	2.94	1.75	1.27
<b>Indt_22</b>	1	23.53	0.88	0.00	1.10	2.94	1.75	1.25
<b>Indt_40</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.36	2.94	1.75	1.00
<b>Litchi_chinensis</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.20	2.94	1.75	0.95
<b>Myrciaria_cauliflora</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.20	2.94	1.75	0.95
<b>Vernonia_polysphaera</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.20	2.94	1.75	0.95
<b>Malpighia_punicifolia_</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.09	2.94	1.75	0.91
<b>Piper_aduncum</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.09	2.94	1.75	0.91
<b>Pisiduum_cattleyanum</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.09	2.94	1.75	0.91
<b>Theobroma_cacao</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.09	2.94	1.75	0.91

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Xylopia_sericea</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.09	2.94	1.75	0.91
<b>Piper_sp1</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.02	2.94	1.75	0.89
<b>Indt_41</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.02	2.94	1.75	0.89
<b>Trema_micrantha</b>	1	23.53	0.88	0.00	0.02	2.94	1.75	0.89

### SAF3 - amostragem 2018

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Syzyguim_cumini</b>	236	37760	45.30	0.06	15.05	100	5.95	22.10
<b>Guarea_guidonia</b>	48	7680	9.21	0.08	20.26	80	4.76	11.41
<b>Leandra_sp1</b>	19	3040	3.65	0.05	12.69	100	5.95	7.43
<b>Adenantha_pavonina</b>	70	11200	13.44	0.02	3.99	60	3.57	7.00
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	17	2720	3.26	0.03	8.19	80	4.76	5.40
<b>Myrsine_coriacea</b>	19	3040	3.65	0.03	6.10	80	4.76	4.84
<b>Cupania_oblongifolia</b>	14	2240	2.69	0.03	6.19	60	3.57	4.15
<b>Piper_aduncum</b>	12	1920	2.30	0.01	3.34	100	5.95	3.87
<b>Clitoria_fairchildiana</b>	12	1920	2.30	0.01	2.64	60	3.57	2.84
<b>Mangifera_indica</b>	5	800	0.96	0.00	0.86	60	3.57	1.80
<b>Andira_anthelmia</b>	1	160	0.19	0.02	3.71	20	1.19	1.70
<b>Eriobotrya_japonica</b>	8	1280	1.54	0.00	1.07	40	2.38	1.66
<b>Astronium_graviolens</b>	3	480	0.58	0.01	1.50	40	2.38	1.49
<b>Myrciaria_cauliflora</b>	2	320	0.38	0.01	1.62	40	2.38	1.46
<b>Psidium_cattleyanum</b>	5	800	0.96	0.00	0.55	40	2.38	1.30
<b>Inga_laurina</b>	3	480	0.58	0.00	0.92	40	2.38	1.29
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	5	800	0.96	0.00	0.43	40	2.38	1.26
<b>Pouteria_caimito</b>	3	480	0.58	0.01	1.90	20	1.19	1.22
<b>Anaderanthera_sp</b>	5	800	0.96	0.00	0.18	40	2.38	1.17
<b>Sparattosperma_leucanthum</b>	2	320	0.38	0.00	0.61	40	2.38	1.13

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Citrus_sp</b>	2	320	0.38	0.00	0.55	40	2.38	1.11
<b>Bixa_orellana</b>	2	320	0.38	0.00	0.52	40	2.38	1.10
<b>Inga_vera</b>	3	480	0.58	0.00	0.18	40	2.38	1.05
<b>Cinnamomum_zeylanicum</b>	2	320	0.38	0.00	0.31	40	2.38	1.02
<b>Bombacopsi_glabra</b>	1	160	0.19	0.01	1.50	20	1.19	0.96
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	2	320	0.38	0.00	0.06	40	2.38	0.94
<b>Artocarpus_heterophyllus</b>	3	480	0.58	0.00	0.80	20	1.19	0.85
<b>Bactris_gasipaes</b>	1	160	0.19	0.00	1.10	20	1.19	0.83
<b>Indt_42</b>	2	320	0.38	0.00	0.55	20	1.19	0.71
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	2	320	0.38	0.00	0.31	20	1.19	0.63
<b>Eugenia_uniflora</b>	1	160	0.19	0.00	0.49	20	1.19	0.62
<b>Xylopia_sericea</b>	1	160	0.19	0.00	0.49	20	1.19	0.62
<b>Indt_43</b>	1	160	0.19	0.00	0.40	20	1.19	0.59
<b>Malus_domestica</b>	1	160	0.19	0.00	0.28	20	1.19	0.55
<b>Indt_44</b>	1	160	0.19	0.00	0.15	20	1.19	0.51
<b>Citrus_limon</b>	1	160	0.19	0.00	0.12	20	1.19	0.50
<b>Inga_sp</b>	1	160	0.19	0.00	0.12	20	1.19	0.50
<b>Siparuma_guianenses</b>	1	160	0.19	0.00	0.12	20	1.19	0.50
<b>Caesalpinia_ferrea</b>	1	160	0.19	0.00	0.03	20	1.19	0.47
<b>Inga_sp</b>	1	160	0.19	0.00	0.03	20	1.19	0.47
<b>Senna_macranthera</b>	1	160	0.19	0.00	0.03	20	1.19	0.47
<b>Indt_45</b>	1	160	0.19	0.00	0.03	20	1.19	0.47

**SAF3 - amostragem 2019**

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Syzyguim_cumini</b>	160	25600	23.53	0.14	23.01	80	4.35	16.96
<b>Guarea_guidonia</b>	56	8960	8.24	0.07	12.62	100	5.43	8.76
<b>Myrsine_coriacea</b>	82	13120	12.06	0.04	6.59	100	5.43	8.03



	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Adenantha_pavonina</b>	84	13440	12.35	0.03	5.61	60	3.26	7.07
<b>Clitoria_fairchildiana</b>	39	6240	5.74	0.05	8.39	60	3.26	5.80
<b>Inga_edulis</b>	44	7040	6.47	0.04	5.92	80	4.35	5.58
<b>Leandra_sp1</b>	19	3040	2.79	0.01	1.79	100	5.43	3.34
<b>Coffea_canephora</b>	30	4800	4.41	0.01	2.19	60	3.26	3.29
<b>Piper_aduncum</b>	12	1920	1.76	0.02	3.61	80	4.35	3.24
<b>Psidium_cattleyanum</b>	14	2240	2.06	0.02	2.89	60	3.26	2.74
<b>Eriobotrya_japonica</b>	13	2080	1.91	0.01	2.13	60	3.26	2.43
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	33	5280	4.85	0.01	1.02	20	1.09	2.32
<b>Anaderanthera_sp</b>	16	2560	2.35	0.00	0.60	60	3.26	2.07
<b>Syzygium_malaccense</b>	8	1280	1.18	0.02	3.93	20	1.09	2.06
<b>Piper_sp2</b>	4	640	0.59	0.01	1.74	60	3.26	1.86
<b>Bixa_orellana</b>	4	640	0.59	0.02	2.81	40	2.17	1.86
<b>Albizia_sp</b>	7	1120	1.03	0.00	0.72	60	3.26	1.67
<b>Alchornea_tripplinervia</b>	7	1120	1.03	0.01	1.76	40	2.17	1.66
<b>Mangifera_indica</b>	5	800	0.74	0.01	2.04	40	2.17	1.65
<b>Bactris_gasipaes</b>	3	480	0.44	0.01	1.32	40	2.17	1.31
<b>Cupania_oblongifolia</b>	4	640	0.59	0.01	1.04	40	2.17	1.27
<b>Myrciaria_cauliflora</b>	2	320	0.29	0.01	1.30	40	2.17	1.25
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	3	480	0.44	0.01	1.53	20	1.09	1.02
<b>Nectandra_oppositifolia</b>	1	160	0.15	0.01	1.81	20	1.09	1.01
<b>Indt_46</b>	4	640	0.59	0.00	0.21	40	2.17	0.99
<b>Astronium_graviolens</b>	2	320	0.29	0.00	0.13	40	2.17	0.87
<b>Rollinia_mucosa</b>	2	320	0.29	0.00	0.68	20	1.09	0.69
<b>Trema_micrantha</b>	3	480	0.44	0.00	0.36	20	1.09	0.63
<b>Bombacopsi_glabra</b>	1	160	0.15	0.00	0.34	20	1.09	0.52
<b>Macherium_sp</b>	1	160	0.15	0.00	0.34	20	1.09	0.52

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Andira_anthelmia</b>	1	160	0.15	0.00	0.19	20	1.09	0.48
<b>Artocarpus_heterophyllus</b>	1	160	0.15	0.00	0.19	20	1.09	0.48
<b>Indt_47</b>	1	160	0.15	0.00	0.19	20	1.09	0.48
<b>Luehea_divaricata</b>	1	160	0.15	0.00	0.19	20	1.09	0.48
<b>Indt_27</b>	1	160	0.15	0.00	0.19	20	1.09	0.48
<b>Sapindo_saponaria</b>	1	160	0.15	0.00	0.13	20	1.09	0.45
<b>Fabaceae_sp1</b>	1	160	0.15	0.00	0.09	20	1.09	0.44
<b>Malpighia_punicifolia_</b>	1	160	0.15	0.00	0.09	20	1.09	0.44
<b>Miconia_cinnamomifolia</b>	1	160	0.15	0.00	0.09	20	1.09	0.44
<b>Inga_laurina</b>	1	160	0.15	0.00	0.06	20	1.09	0.43
<b>dama_noite</b>	1	160	0.15	0.00	0.04	20	1.09	0.43
<b>Acacia_mangium</b>	1	160	0.15	0.00	0.02	20	1.09	0.42
<b>Indt_48</b>	1	160	0.15	0.00	0.02	20	1.09	0.42
<b>Indt_49</b>	1	160	0.15	0.00	0.02	20	1.09	0.42
<b>Indt_50</b>	1	160	0.15	0.00	0.02	20	1.09	0.42
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	1	160	0.15	0.00	0.02	20	1.09	0.42
<b>Siparuma_guianenses</b>	1	160	0.15	0.00	0.02	20	1.09	0.42

#### SAF4 - amostragem 2018

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	501	80160	86.23	0.10	50.29	100	20	52.17
<b>Jatropha_curcas</b>	8	1280	1.38	0.08	39.76	80	16	19.05
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	36	5760	6.20	0.01	2.75	80	16	8.31
<b>Coffea_canephora</b>	24	3840	4.13	0.01	3.86	60	12	6.66
<b>Eugenia_uniflora</b>	3	480	0.52	0.00	1.24	60	12	4.59
<b>Guarea_guidonia</b>	2	320	0.34	0.00	0.65	40	8	3.00
<b>Inga_vera</b>	1	160	0.17	0.00	1.05	20	4	1.74

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Nectandra_sp</b>	4	640	0.69	0.00	0.26	20	4	1.65
<b>Alchornea_triplinervia</b>	1	160	0.17	0.00	0.07	20	4	1.41
<b>Handroanthus_albus</b>	1	160	0.17	0.00	0.07	20	4	1.41

#### SAF4 - amostragem 2019

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Piptadenia_gonoacantha</b>	416	66560	78.05	0.09	51.23	100	11.90	47.06
<b>Jatropha_curcas</b>	9	1440	1.69	0.02	13.53	80	9.52	8.25
<b>Guarea_guidonia</b>	12	1920	2.25	0.02	13.69	60	7.14	7.69
<b>Coffea_canephora</b>	21	3360	3.94	0.01	7.64	80	9.52	7.03
<b>Schinus_terebinthifolius</b>	26	4160	4.88	0.01	3.71	80	9.52	6.04
<b>Myrsine_coriacea</b>	4	640	0.75	0.00	0.76	80	9.52	3.68
<b>Inga_vera</b>	5	800	0.94	0.00	1.06	40	4.76	2.25
<b>Handroanthus_albus</b>	6	960	1.13	0.00	0.68	40	4.76	2.19
<b>Syzyguim_cumini</b>	15	2400	2.81	0.00	1.13	20	2.38	2.11
<b>Eugenia_uniflora</b>	4	640	0.75	0.00	0.30	40	4.76	1.94
<b>Alchornea_triplinervia</b>	3	480	0.56	0.00	0.45	40	4.76	1.93
<b>Indt_51</b>	3	480	0.56	0.00	2.19	20	2.38	1.71
<b>Indt_52</b>	1	160	0.19	0.00	1.89	20	2.38	1.49
<b>Leandra_sp1</b>	1	160	0.19	0.00	0.68	20	2.38	1.08
<b>Rollinia_sylvatica</b>	2	320	0.38	0.00	0.15	20	2.38	0.97
<b>Adenantha_pavonina</b>	1	160	0.19	0.00	0.30	20	2.38	0.96
<b>Handroanthus_chrysotrichus</b>	1	160	0.19	0.00	0.30	20	2.38	0.96
<b>Eugenia_brasiliensis</b>	1	160	0.19	0.00	0.15	20	2.38	0.91
<b>Domblia_walite</b>	1	160	0.19	0.00	0.08	20	2.38	0.88
<b>Meliaceae_sp2</b>	1	160	0.19	0.00	0.08	20	2.38	0.88

## SAF5 - amostragem 2018

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Cupania_oblongifolia</b>	15	2400	30.61	0.02	15.33	80	20	21.98
<b>Psidium_cattleyanum</b>	4	640	8.16	0.06	36.64	40	10	18.27
<b>Psidium_guajava</b>	7	1120	14.29	0.02	13.24	40	10	12.51
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	2	320	4.08	0.03	16.14	20	5	8.41
<b>Lecythis_lurida</b>	6	960	12.24	0.00	2.26	20	5	6.50
<b>Leandra_sp1</b>	3	480	6.12	0.00	0.48	40	10	5.54
<b>Solanum_chenopodioides</b>	5	800	10.20	0.00	0.89	20	5	5.36
<b>Indt_36</b>	1	160	2.04	0.01	8.07	20	5	5.04
<b>Indt_39</b>	1	160	2.04	0.01	5.17	20	5	4.07
<b>Mangifera_indica</b>	1	160	2.04	0.00	0.73	20	5	2.59
<b>Nectandra_sp</b>	1	160	2.04	0.00	0.32	20	5	2.45
<b>Guarea_guidonia</b>	1	160	2.04	0.00	0.32	20	5	2.45
<b>Myrsine_coreacea</b>	1	160	2.04	0.00	0.32	20	5	2.45
<b>Ocotea_odorifera</b>	1	160	2.04	0.00	0.08	20	5	2.37

## SAF5 - amostragem 2019

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Cupania_oblongifolia</b>	27	4320	20.93	0.03	22.37	80	9.30	17.54
<b>Leandra_sp1</b>	8	1280	6.20	0.03	18.63	80	9.30	11.38
<b>Myrsine_coreacea</b>	23	3680	17.83	0.01	4.84	80	9.30	10.66
<b>Guarea_guidonia</b>	10	1600	7.75	0.01	4.47	80	9.30	7.18
<b>Psidium_cattleyanum</b>	4	640	3.10	0.01	4.29	60	6.98	4.79
<b>Psidium_guajava</b>	4	640	3.10	0.01	8.86	20	2.33	4.76
<b>Gochnatia_polymorpha</b>	6	960	4.65	0.01	4.47	40	4.65	4.59
<b>Solanum_chenopodioides</b>	8	1280	6.20	0.01	4.02	20	2.33	4.18
<b>Alchornea_triplinervea</b>	6	960	4.65	0.00	0.64	60	6.98	4.09
<b>Indt_53</b>	1	160	0.78	0.01	7.40	20	2.33	3.50

	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
<b>Apuleia_leiocarpa</b>	9	1440	6.98	0.00	0.82	20	2.33	3.37
<b>Solanaceae_sp1</b>	2	320	1.55	0.01	5.30	20	2.33	3.06
<b>Rollinia_sylvatica</b>	2	320	1.55	0.01	4.75	20	2.33	2.87
<b>Indt_54</b>	5	800	3.88	0.00	1.74	20	2.33	2.65
<b>Psidium_cattleianum</b>	2	320	1.55	0.00	1.64	20	2.33	1.84
<b>Miconia_cinnamomifolia</b>	2	320	1.55	0.00	0.91	20	2.33	1.60
<b>Handroanthus_chrysotrichus</b>	1	160	0.78	0.00	1.46	20	2.33	1.52
<b>Indt_55</b>	1	160	0.78	0.00	0.82	20	2.33	1.31
<b>Indt_56</b>	1	160	0.78	0.00	0.82	20	2.33	1.31
<b>Leandra_sp2</b>	1	160	0.78	0.00	0.37	20	2.33	1.16
<b>Indt_36</b>	1	160	0.78	0.00	0.37	20	2.33	1.16
<b>Palicourea_marcgravi</b>	1	160	0.78	0.00	0.37	20	2.33	1.16
<b>Indt_57</b>	1	160	0.78	0.00	0.37	20	2.33	1.16
<b>Bixa_orellana</b>	1	160	0.78	0.00	0.09	20	2.33	1.06
<b>Luehea_divaricata</b>	1	160	0.78	0.00	0.09	20	2.33	1.06
<b>Indt_58</b>	1	160	0.78	0.00	0.09	20	2.33	1.06