



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE  
NÍVEL MESTRADO**



**MARCELO BRANDÃO JOSÉ**

**VIABILIDADE ECONÔMICA E ECOLÓGICA DOS MODELOS SUCESSIONAIS DE  
RESTAURAÇÃO FLORESTAL NOS SERVIÇOS AMBIENTAIS NA MATA  
ATLÂNTICA BRASILEIRA**

**ORIENTADOR: PROF. DR. MILTON MARQUES FERNANDES**

**SÃO CRISTÓVÃO-SE**

**2023**

**MARCELO BRANDÃO JOSÉ**

**VIABILIDADE ECONÔMICA E ECOLÓGICA DOS MODELOS SUCESSIONAIS DE  
RESTAURAÇÃO FLORESTAL NOS SERVIÇOS AMBIENTAIS NA MATA  
ATLÂNTICA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Sergipe, como requisito exigidos para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

**ORIENTADOR:** Prof. Dr. Milton Marques Fernandes

**SÃO CRISTÓVÃO, SE**

**2023**

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

J83v José, Marcelo Brandão.  
Viabilidade econômica e ecológica dos modelos sucessionais de restauração florestal nos serviços ambientais na Mata Atlântica brasileira / Marcelo Brandão José ; orientador Milton Marques Fernandes. – São Cristóvão, SE, 2023.  
77f.; il.

Dissertação (mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente)  
– Universidade Federal de Sergipe, 2023.

1. Meio ambiente - Sergipe. 2. Eucalipto. 3. Florestas tropicais. 4. Mata Atlântica. 5. Valor econômico adicionado. I. Fernandes, Milton Marques, orient. II. Título.

CDU 502.171(813.7)

**VIABILIDADE ECONÔMICA E ECOLÓGICA DOS MODELOS SUCESSIONAIS DE  
RESTAURAÇÃO FLORESTAL NOS SERVIÇOS AMBIENTAIS NA MATA  
ATLÂNTICA BRASILEIRA**

Projeto de pesquisa apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, como requisito para qualificação no mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Sergipe.

Aprovada em 23 de fevereiro de 2023.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Milton Marques Fernandes- Universidade Federal de Sergipe  
Presidente-orientador

---

Prof. Dr. Ariovaldo Antônio Tadeu Lucas-Universidade Federal de Sergipe  
Membro Interno (Titular)

---

Prof. Dr. Alexandre de Siqueira Pinto  
Membro Externo (Titular)

## **CESSÃO DE DIREITOS**

É concedido ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) da Universidade Federal de Sergipe (UFS) responsável pelo Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente permissão para disponibilizar, reproduzir cópia desta Dissertação e emprestar ou vender tais cópias.

---

Marcelo Brandão José

Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e meio Ambiente-PRODEMA  
Universidade Federal de Sergipe-UFS

---

Prof. Dr. Milton Marques Fernandes- Universidade Federal de Sergipe

Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e meio Ambiente-PRODEMA  
Universidade Federal de Sergipe-UFS

## **DECLARAÇÃO DE VERSÃO FINAL**

Este exemplar corresponde à versão final da Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente concluído no Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) da Universidade Federal de Sergipe (UFS).

---

Prof. Dr. Milton Marques Fernandes- Universidade Federal de Sergipe  
Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e meio Ambiente-PRODEMA  
Universidade Federal de Sergipe-UFS

## AGRADECIMENTOS

A presente Dissertação de Mestrado somente foi possível de conclusão primeiramente pelo apoio de minha Família, de minha esposa Vera Ricardo e meu filho Luís Guilherme.

Instituições e pessoas físicas também ajudaram. Na Universidade Federal de Sergipe (UFS) contei com o apoio do meu orientador, o Professor Doutor Milton M. Fernandes, a quem agradeço imensamente. Outros professores, merecem destaque: Professores Doutores André Quintão e Diego, por partilharem conhecimentos na estatística e no campo, Professor Robério pela cessão de equipamento, Professor Airon pela cessão do laboratório, Professor Adauto pelas dicas e a Professora Laura, pelo incentivo. No campo, além desses(as), também tive ajuda presencial (e muita) da minha colega de turma, a Milena e do (agora) engenheiro florestal Ítalo. Nós três perdemos as contas das “temporadas” na Fazenda Rio Fundo e no Campus Rural. Estendo os agradecimentos, em nome do Abner, a todos alunos da graduação de engenharia florestal que nos acompanharam nos trabalhos de campo. Até meu filho, Luís Guilherme entrou na onda da pesquisa para ajudar o Pai e acabou colaborando duas vezes.

Virtualmente, também tive ajuda. A identificação botânica veio em boa hora, do amigo contemporâneo de UFRRJ, Cláudio Alexandre (Gandhi) e do colaborador José Paulo (Paulinho). Do mesmo modo, presencialmente os colegas Kairon e Idamar viabilizaram os procedimentos de análise química e de laboratório. O Richard, administrador do Campus Rural da UFS (CRUFS) e os funcionários de lá também merecem todo o mérito pois fizeram eu me sentir em casa.

A UFS não foi a única instituição a ser lembrada e a me proporcionar a liberdade de pesquisar. Seja pública, como o Ibama- Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (minha segunda casa) ou privada, como a C.I.C.P-Companhia Industrial de Celulose e Papel me deixaram a vontade para investigar. O Ibama me proporcionou o tempo necessário para o desenvolvimento da minha pesquisa. Neste sentido, tenho certeza de que irei retribuir pelo que aprendi neste tempo do afastamento. Afastamento que devo aos amigos Romeu Boto e Carlos Renê. Na C.I.C.P, agradeço ao Diretor, Sr. Pedro e ao funcionário André por ele designado, a liberdade de acesso às áreas de restauração e o apoio prestado na disponibilização das informações, agora embasadas cientificamente.

A todos(as) pessoas físicas e jurídicas, presentes ou virtuais, meus sinceros agradecimentos.

# VIABILIDADE ECONÔMICA E ECOLÓGICA DOS MODELOS SUCESSIONAIS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NOS SERVIÇOS AMBIENTAIS NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA

## Resumo

Restauração de florestas tropicais com o objetivo de sequestrar carbono é uma das necessidades atuais no combate as mudanças climáticas. Entretanto, apresenta alto custo dos projetos de restauração. A conjugação de espécies nativas com a cultura do eucalipto pode gerar créditos de carbono e retorno econômico com a exploração da madeira de eucalipto, amortizando os custos de restauração. Este estudo tem o objetivo de avaliar os estoques do carbono em diferentes modelos sucessionais com consorciamento de plantio de eucalipto (*Eucalyptus urophylla*) na Mata Atlântica Sergipana. Também avaliou a produção de madeira nos tratamentos que tenham consorciamento com plantio de eucalipto. Três tratamentos foram avaliados: T1- restauração pelo modelo ativo, sem eucalipto ; T2- restauração pelo modelo ativo, com eucalipto e T3- restauração pelo modelo passivo, com eucalipto. Uma floresta de referência também foi objeto de avaliação. Dezesesseis parcelas medindo 25 x 25 m (quatro para cada tratamento) foram instaladas em delineamento inteiramente casualizado, com indivíduos arbóreos mensurados a partir de 15 cm de CAP, além de mensuração da altura total com vara telescópica e a identificação botânica. Para a estimativa do estoque de carbono a partir dos dados de biomassa foi utilizado o teor de 47% de carbono para todos os compartimentos vegetais. As herbáceas e a serrapilheira foram amostrados com o uso de um gabarito de 1x1 m no centro de cada uma das parcelas. O solo foi coletado em profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm para medir o teor de carbono e incluiu o uso de anel volumétrico para a determinação da densidade. Todas as amostras seguiram para análises com posterior determinação dos teores de carbono em laboratório de solos da UFS. Ao final, os conteúdos de carbono dos estoques foram determinados (em Mg ha<sup>-1</sup>). Os estoques foram valorados pelo custo social do carbono (em US\$) e as diferenças entre as receitas e despesas (ambas em US\$) foram comparadas com os valores dos estoques aos 9 anos de idade. A floresta formada pelo modelo ativo com *E. urophylla* apresentou o melhor resultado de estoque de carbono total entre as restaurações (62,06 Mg C ha<sup>-1</sup>) igualando-se ao estoque da floresta secundária (64,68 Mg C ha<sup>-1</sup>). Os estoques de carbono dos modelos consorciados amortizam 43,41% (ativo) e 126,02% (passivo) dos custos de restauração, sendo o maior desconto aplicado no modelo passivo, considerando os serviços ambientais do carbono e da madeira de *E. urophylla*. Apesar disso, o modelo ativo não consorciado, com estoque de carbono menor (33,84 Mg C ha<sup>-1</sup>) é o que apresenta viabilidade econômica (23,67%) e ecológica (H'=2,46, J=0,78), pois a floresta formada aos nove anos se encontra em um estágio de sucessão mais avançado do que a dos outros modelos testados. Os estudos apontam para importância de se considerar o emprego de espécies adaptadas às peculiaridades locais e tratos silviculturais nos modelos ativos e passivos, sobretudo quando se vislumbram amortizar os custos da restauração com foco no carbono e no Pagamento de Serviços Ambientais (PSA).

**Palavras-Chave:** estoques de carbono, eucalipto, valoração ambiental.

# ECONOMIC AND ECOLOGICAL FEASIBILITY OF SUCCESSIONAL FOREST RESTORATION MODELS IN ENVIRONMENTAL SERVICES IN THE BRAZILIAN ATLANTIC FOREST

## Summary

Restoration of tropical forests with the aim of sequestering carbon is one of the current needs in the fight against climate change. However, it presents a high cost of restoration projects. The combination of native species with eucalyptus cultivation can generate carbon credits and economic return with the exploitation of eucalyptus wood, amortizing restoration costs. This study aims to evaluate carbon stocks in different successional models with eucalyptus (*Eucalyptus urophylla*) intercropping in the Atlantic Forest of Sergipe. It also evaluated wood production in treatments that have intercropping with eucalyptus plantations. Three treatments were evaluated: T1- restoration using the active model, without eucalyptus; T2- restoration by the active model, with eucalyptus and T3- restoration by the passive model, with eucalyptus. A reference forest was also evaluated. Sixteen plots measuring 25 x 25 m (four for each treatment) were installed in a completely randomized design, with tree individuals measured from 15 cm of CAP, in addition to measuring the total height with a telescopic pole and botanical identification. To estimate the carbon stock from the biomass data, a 47% carbon content was used for all plant compartments. Herbs and litter were sampled using a 1x1 m template in the center of each plot. Soil was collected at depths of 0-5, 5-10 and 10-20 cm to measure the carbon content and included the use of a volumetric ring for density determination. All samples were sent for analysis with subsequent determination of carbon content in the soil laboratory at UFS. At the end, the carbon contents of the stocks were determined (in Mg ha<sup>-1</sup>). Stocks were valued at the social cost of carbon (in US\$) and differences between income and expenditure (both in US\$) were compared with stock values at 9 years of age. The forest formed by the active model with *E. urophylla* showed the best total carbon stock result between restorations (62.06 Mg C ha<sup>-1</sup>) equaling the secondary forest stock (64.68 Mg C ha<sup>-1</sup>). The carbon stocks of the consortium models amortize 43.41% (active) and 126.02% (passive) of the restoration costs, with the largest discount applied to the passive model, considering the environmental services of carbon and *E. urophylla* wood. Despite this, the non-consortium active model, with a lower carbon stock (33.84 Mg C ha<sup>-1</sup>) is the one that presents economic (23.67%) and ecological viability (H'=2.46, J=0, 78), as the forest formed at age nine is at a more advanced succession stage than that of the other tested models. Studies point to the importance of considering the use of species adapted to local peculiarities and silvicultural practices in active and passive models, especially when looking to amortize restoration costs with a focus on carbon and Payment of Environmental Services (PES).

Keywords: carbon stocks, eucalyptus, environmental valuation.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 01- Fluxograma metodológico utilizado para a pesquisa. ....	26
Figura 02- Mapa com a localização da área de estudo, no estado de Sergipe, Brasil.....	31
Figura 03-Áreas levantadas na (a) Fazenda Rio Fundo-FRF e no (b) Campus Rural da Universidade Federal de Sergipe -CRUFS, com a disposição das parcelas em: RA-Restauração Ativa, RAE-Restauração ativa, consorciada; RPE-Restauração Passiva, consorciada e REF-Floresta de Referência.....	33
Figura 04- Trechos levantados no estudo: (a) RAS; (b) RAE; (c) RPE e (d) REF.....	34
Figura 05- Amostragem com (a) marcação de parcelas em campo; (b) inventário florístico e fitossociológico; (c) coleta de herbáceas e de serrapilheira e (d) amostragem de solo com trado e anéis volumétricos. ....	35
Figura 06- Fitossociologia e florística: (a) medição do CAP das árvores; (b) medição de altura de indivíduo arbóreos (embaúba) com vara telescópica ;(c) prensagem de material botânico;(d) identificação botânica. ....	36
Figura 07- Amostragem de reservatórios para determinação do carbono: (a) herbáceas; (b) serrapilheira, com posterior (c) secagem em estufa e (d) análise química em laboratório. ....	40
Figura 08- Coleta, preparo e análise de solos: (a) amostras deformadas secando ao ar livre para posterior (b) peneiração e (c) coleta de amostra indeformada e (d) pesagem.. ....	42
Figura 09 - Percentuais de espécies por grupo ecológico: Pioneira (P); Secundária Inicial (SI); Secundária Tardia (ST); Clímax (CL). Tratamentos: REF: Floresta secundária de referência; RAS: Restauração Ativa; RAE: Restauração ativa, consorciada e RPE: Restauração Passiva, consorciada. ....	51
Figura 10- Classes de diâmetro para os tratamentos: REF: Floresta secundária de referência; RAS: Restauração Ativa; RAE: Restauração ativa, consorciada e RPE: Restauração Passiva, consorciada. ....	57
Figura 11-Distribuição diamétrica das 5 espécies mais abundantes do tratamento RAS.....	58
Figura 12-Distribuição diamétrica das 5 espécies mais abundantes do tratamento RAE.....	59
Figura- 13 Distribuição diamétrica das 5 espécies mais abundantes do tratamento RPE. ....	59
Figura 14- Distribuição diamétrica das 5 espécies mais abundantes do tratamento REF. ....	60
Figura 15- Espécies abundantes nos trechos de restauração levantados: (a) <i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.) Schott & Endl (colher -de-vaqueiro), em RAE e (b) <i>Curatella americana</i> L. (Sambaíba), em RAS; (c) <i>Eucalyptus urophylla</i> e (d) <i>Cecropia pachystachya</i> , em RPE.....	62
Figura 16- Similaridade das florestas estudadas, por meio da análise de Jaccard. ....	63

## LISTA DE TABELAS

Tabela 01- Famílias botânicas com suas espécies de ocorrência, número de indivíduos (NI) e grupos ecológicos (GE): P=Pioneira, SI=Secundária inicial, ST=Secundária tardia e CL=Clímax. ....	47
Tabela 02- Parâmetros fitossociológicos obtidos para os tratamentos: RAS=Restauração Ativa; RAE=Restauração Ativa, consorciada; RPE=Restauração Passiva, consorciada e REF- Floresta de Referência. Legenda: DA= Densidade Absoluta; FA=Frequência Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; DoR=Dominância Relativa; FR=Frequência Relativa; VI=Valor de Importância. ....	53
Tabela 03-Índices ecológicos das áreas de restauração e de referência. Legenda: RAS= Restauração Ativa; RAE= Restauração ativa, consorciada; RPE= Restauração Passiva, consorciada e REF=Floresta secundária e de referência. ....	61
Tabela 04: Valores médios do estoque de carbono total ( $Mg\ ha^{-1}$ ) dos compartimentos nos diferentes tratamentos. Legenda: RAS= Restauração Ativa; RAE= Restauração ativa, consorciada; RPE= Restauração Passiva, consorciada e REF=Floresta secundária e de referência. . Letras diferentes entre os tratamentos indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ( $p<0.05$ ). ....	64
Tabela 05- Valoração dos estoques de carbono e da madeira de <i>E. urophylla</i> , aos 9 anos e os percentuais de amortização da restauração, pelos modelos RAS: Restauração Ativa; RAE: Restauração ativa, consorciada; RPE: Restauração Passiva. ....	68

## LISTA DE EQUAÇÕES

DR = 100*NI/N .....	37
FA= 100(NP/NT).....	37
FR = 100(FA/FA <sub>t</sub> ) .....	37
$g = \pi * DAP^2 / 40000$ .....	37
DoR = 100 (g/G).....	37
IVI = [(DR + FR + DoR)/3].....	38
$H' = - \sum_{i=1} S \pi_i \ln \pi_i$ .....	38
J= H' / ln(S) .....	38
J= C / (A+B+C).....	38
AGB=0.0673*(p*DAP <sup>2</sup> *H)*0.976 .....	39
EC=Fs.0,47 .....	39
BLG= -exp (-1.085 + 0.926 * ln (ABG) .....	41
C <sub>s</sub> = (CO*D <sub>s</sub> *L).....	42
VMe= EC* C <sub>s</sub> .....	44
V <sub>m</sub> = g* H <sub>t</sub> *F <sub>f</sub> .....	45

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGB	Biomassa Acima do solo
APP	Área de Preservação Permanente
BLG	Biomassa abaixo do solo
C	Carbono
CAP	Circunferência a Altura do Peito
DAP	Diâmetro a Altura do Peito
FES	Floresta Estacional Semidecidual
Ibama	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
Mg ha <sup>-1</sup>	Megagramas por hectare
MMA	Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima
PNPSA	Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais
PRA	Programas de Regularização Ambiental
PRAD	Projeto de Recuperação de Áreas degradadas
PSA	Pagamento de Serviços Ambientais
RAS	Restauração ativa sem Eucalipto
RAE	Restauração ativa com Eucalipto
RPE	Restauração Passiva com Eucalipto
REF	Floresta de Referência
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
US\$ ha <sup>-1</sup>	Dólar por hectare

## SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO .....	15
2.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	19
2.1.A restauração da Mata Atlântica: aspectos econômicos e ecológicos .....	19
2.2. A restauração da Mata Atlântica com foco nos serviços ambientais .....	24
3.METODOLOGIA .....	30
3.1. Descrição da área de estudo .....	30
3.2. Delineamento experimental .....	32
3.3. Amostragem .....	34
3.4. Florística e Fitossociologia .....	35
3.5. Estocagem de carbono acima da superfície do solo.....	38
3.6 Estocagem de carbono abaixo da superfície do solo .....	41
3.7 Custos-benefícios da restauração para os serviços ambientais .....	43
3.8. Análises dos dados .....	46
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	47
4.1. Florística e Fitossociologia .....	47
4.2. Estoques e carbono.....	63
5 . CONCLUSÕES.....	70
6. REFERÊNCIAS .....	71

## 1.INTRODUÇÃO

A restauração de florestas tropicais é um tema muito discutido internacionalmente devido a sequestro de carbono durante seu crescimento, estocando-o nos seus compartimentos florestais ao mesmo tempo que aumentam a diversidade de espécies (BUSTAMANTE et al., 2019; CAPELLESSO et al., 2020). As florestas tropicais se revelam como grandes sumidouros de carbono, mais intensos nos primeiros sessenta anos de seu crescimento, formando grandes estoques de carbono terrestre (SHIMAMOTO et al., 2014).

A estocagem do carbono surge dos serviços que o meio ambiente desempenha naturalmente, os serviços ecossistêmicos, que por sua vez são produtos de uma ou mais funções ecossistêmicas. No caso do carbono estão relacionadas à capacidade dos ecossistemas regular processos ecológicos essenciais de suporte à vida, enquanto no caso dos recursos madeireiros, estes são decorrentes de funções de produção ou abastecimento. Quando os benefícios ambientais resultam de intervenções na dinâmica dos ecossistemas, de maneira intencional como as atividades antrópicas que visam a recuperação dos componentes dos ecossistemas é considerado serviço ambiental (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT , 2005).a importância de se restaurar florestas, garantindo o restabelecimento de serviços ecossistêmicos é vital e está diretamente ligada ao conceito de serviço ambiental, de que trata este estudo (GUEDES; SEEHUSEN, 2011). Dessa forma, quando se pretende o retorno financeiro por meio de serviços ambientais, de qualquer forma, deve haver a floresta e caso ela ainda esteja em formação, o serviço ambiental do sequestro de carbono pode retroalimentar o abatimento de custos com a sua restauração. Os serviços ambientais promovidos pelas florestas, além de propiciarem o aumento da biodiversidade, trazem benefícios econômicos, sociais e ambientais a partir de serviços por elas gerados, além de colaborar com o cumprimento das metas estabelecidas pelo Brasil junto à United Nations Framework Convention On Climate Change -UNFCCC, de restaurar 12 milhões de hectares até o ano de 2030 conforme o Acordo de Paris (BUSTAMANTE et al, 2019).

A Mata Atlântica, considerada como bioma brasileiro que abriga uma imensa biodiversidade e o segundo em estoques de carbono, recebendo junto com o Cerrado, o título de *hotspot*, por conta do endemismo e seu elevado grau de degradação conta com apenas 12,4% de sua cobertura original, em que 80 % dos remanescentes encontram-se em terras privadas (SANTOS, 2022; MYERS et al., 2000, SOS MATA ATLÂNTICA, 2021). No Brasil há muito se discute sobre as estratégias de incentivos à restauração da Mata Atlântica, com garantia da

manutenção da biodiversidade. No Brasil, Programas de recomposição florestal, como o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – PLANAVEG, tentam fomentar o plantio de nativas e exóticas para o atingimento das metas (BUSTAMANTE et al., 2019; BRASIL, 2017). São consideradas iniciativas governamentais modestas frente às metas assumidas, além de esbarrarem na problemática da falta de recursos, uma vez que a restauração de áreas degradadas é onerosa e depende do método adequado a cada situação. Os custos têm que ser equilibrados entre as metodologias empregadas e os resultados que se espera atingir e apesar de possibilitar a introdução de exóticas nos projetos, não podem desconsiderar o mínimo exigido de equivalência com seus ecossistemas originais, sendo que somente as espécies nativas podem atender a estes requisitos (BRANCALION et al., 2021, LONDE et al. 2020; SER, 2004).

Para cumprir as metas de restauração acordadas, o Governo Brasileiro deverá contar com abordagens inovadoras e que sejam viáveis financeiramente para restauração florestal e uma forma de amenizar os custos pode ser associar espécies de valor comercial com as nativas em uma mesma área de restauração (BRANCALION et al. 2019). Essa estratégia pode contar com o aproveitamento de serviços ambientais disponíveis, considerando o do carbono como estratégico e duradouro para reestabelecer os estoques nas florestas restauradas, por meio dos mercados de carbono, sendo também possível que no 9º ano sejam oferecidos os serviços de provisão da madeira do eucalipto os dois serviços ambientais na mesma floresta (BIRCH et al., 2010; BRANCALION et al., 2021). A conservação da floresta com foco nos mercados de carbono vem se materializando e a restauração de florestas com este propósito pode se tornar uma realidade possível no Brasil nos próximos anos (BRASIL, 2021a; 2021b). O serviço ambiental de provisão da madeira, no caso deste estudo amortizaria os custos, mas não se revela como definitivo para as áreas, que continuariam com a função de regulação do carbono.

Alguns estudos contemplam a precificação dos estoques de carbono considerando as peculiaridades de cada país e dessa forma podem tornar o mercado de carbono mais atrativo a partir de uma valoração mais justa (RICKE et al., 2018) e quem sabe, atrativa para os proprietários de terra. Quanto às metodologias de restauração que possibilitam um maior ganho com a valoração dos estoques por meio de um maior acúmulo de carbono, ou seja, melhores custos-benefícios para os estoques de carbono, estas também pesam nas estratégias e já foram objetos de estudo na Mata Atlântica (BRANCALION et al., 2021; ZANINI et al., 2021).

Os métodos de restauração podem contemplar modelos ativos, passivos ou assistidos (ZANINI et al. 2021). No modelo sucessional ativo há a introdução de mudas nativas e desejável necessidade de tratamentos silviculturais, além de monitoramento a fim de garantir uma

maior biodiversidade (RODRIGUES et al. 2009). Por outro lado, no modelo passivo, se aposta exclusivamente na regeneração natural, exigindo apenas em alguns casos o cercamento e a proteção florestal, o que a eleva a uma condição de modelo assistido (ZAHAWI, REID; HOLL, 2014).

No caso dos estudos com modelos sucessionais de restauração na Mata Atlântica (M.A.), é consenso entre os pesquisadores que os modelos passivos, apesar de mais lentos e geralmente acumularem menos carbono na biomassa aérea, são mais vantajosos por conta dos baixos custos de restauração (BRANCALION et al 2016; ZAHAWI, REID; HOLL, 2014), o que deve ser levado em consideração nas estratégias de restauração com foco de carbono na M.A. É claro que os aspectos ecológicos e legais também devem ser considerados. É que as áreas devem contar com potenciais de regeneração natural mínimos para mudar a lógica de utilização de modelos ativos para passivos na M.A., uma vez que na Amazônia este modelo é o preferido já que neste Bioma, a regeneração da floresta é mais rápida devido aos grandes remanescentes florestais (BRANCALION et al. 2016). A Mata Atlântica, com a sua considerável fragmentação, predominando fragmentos florestais em média com 3 ha (SOS MATA ATLÂNTICA, 2021), esta situação é mais complicada.

Os modelos sucessionais podem contar ainda com espécies de potencial madeireiro consorciadas, nativas ou exóticas, como o eucalipto (BRANCALION et al. 2019). Estas essências podem, além de contribuir com serviços de provisionamento de madeira, irão servir na estocagem do carbono florestal. Além de aumentarem os estoques de carbono, podem contribuir com a condução do plantio de nativas, sem prejuízos à regeneração natural e prestando serviços ambientais pois não se anulam uns com os outros, quando sobrepostos em uma mesma floresta (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Os serviços ambientais surgidos da interação entre os componentes bióticos e abióticos do ecossistema, na mesma área em restauração, e à medida que ocorrem, podem gerar recursos bióticos diretos como alimentos, madeira, exsudatos etc., bem como indiretos como água, gases reguladores do clima, fixação do carbono e outros (MAY, 2010).

O objetivo geral deste estudo foi avaliar a viabilidade econômica e ecológica das metodologias de restauração florestal considerando o PSA para amortização dos custos por meio de levantamentos para valoração de floresta considerando seus estoques de carbono e, no caso de florestas consorciadas com eucalipto, associar a provisão de madeira com sua viabilidade ecológica. Os objetivos específicos são: (a) medir os reservatórios de carbono acima e abaixo do solo; (b) levantar-se a florística, a fitossociologia e a volumetria do *E. Urophylla* e

(c) valorar os serviços ambientais do carbono acima e abaixo da superfície do solo e a provisão de madeira do *E.urophylla* a ser explorado.

A seguinte hipótese é considerada: “*Os estoques totais de carbono formados pelos modelos consorciados (ativo e passivo) com eucalipto, aos nove anos de restauração amortizam em 100% os custos de restauração, pois possuem viabilidade econômica e ecológica por meio do Pagamento de Serviços Ambientais*”.

## **2.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **2.1.A restauração da Mata Atlântica: aspectos econômicos e ecológicos**

Delimitada geograficamente pela Lei nº 11.428 de 2006 (BRASIL, 2005; 2006), a Mata Atlântica brasileira abrange formações florestais nativas diversas, descritas no Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008 (BRASIL,2008):

“ (...) Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; Floresta Estacional Decidual; campos de altitude; áreas das formações pioneiras, conhecidas como manguezais, restingas, campos salinos e áreas aluviais; refúgios vegetacionais; áreas de tensão ecológica; brejos interioranos e encaves florestais, representados por disjunções de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual; áreas de estepe, savana e savana-estépica; e vegetação nativa das ilhas costeiras e oceânicas”.

A Mata Atlântica ocupa no estado de Sergipe uma área equivalente a 10.741 km<sup>2</sup> dividindo o território com a Caatinga e criando zonas de transição de vegetação característica (SERGIPE, 2014). Na planície costeira, onde predominam solos mais pobres, de tabuleiros pleistocênicos do Grupo Barreiras, duas fitofisionomias podem ocorrer: a Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas e a Floresta Estacional Semidecídua das Terras Baixas (IBGE, 2005). A Floresta Estacional Semidecídua que ocorre na planície costeira apresenta formações com vegetação influenciada pelas diferenciações do clima e do solo, com ocorrência de espécies comuns ao Cerrado, formando uma floresta peculiar, conhecida como Mata de tabuleiro (BIÉ e NOGUEIRA JÚNIOR, 2019).

O cenário de degradação da Mata Atlântica no estado acompanha o do restante do país. Mesmo não sendo o principal motivo da degradação do bioma Mata Atlântica no estado de Sergipe, a silvicultura está entre as culturas permanentes ou temporárias, inseridas no bioma Mata Atlântica e cresceu a partir do ano de 2010, no sul do estado, quando aumentou de 42 ha, para 577 ha em 2020 (GALINA, ILHA, PAGOTTO, 2022). A maior parte do eucalipto plantado concentra-se nos municípios de Estância e Itaporanga d’Ajuda, ocupando áreas próximas a grandes remanescentes florestais da sub-bacia do Rio Fundo, dividindo o espaço com remanescentes florestais (FONTES, 2010).

A M.A. possui a maior quantidade de programas de restauração em andamento e um imenso número de estudos que focam nos projetos de restauração, mas não abordam questões estratégicas de incentivos à restauração florestal como por exemplo, os de serviços ambientais do carbono (GUERRA et al., 2020). Geralmente, a restauração de uma área deve ser precedida de um PRAD-Projeto de Recuperação de áreas Degradadas, instrumento que reúne todas as

informações necessárias, incluindo a descrição da metodologia a ser empregada (WILLIAMS; BUGIN; REIS, 1990). O Brasil é o único país da América Latina que regulamenta, através de comando e controle, a recomposição da vegetação nativa em terras particulares por meio de instrumentos legais (SCHWEIZER et al. 2021; ROSÁRIO, GUIMARÃES, VIANI, 2019). A Lei de Proteção de Florestas nativas (Lei 12.651/12) é o principal dispositivo legal que prevê desde a sua reformulação em 2012, a implantação de Programas de Regularização Ambiental (PRAs), gerando a obrigação da adequação das áreas protegidas particulares ainda sob a condição de degradação (BRASIL, 2012). Com a criação do Cadastro Ambiental Rural (CAR) estabelecido pelo art. 29 da Lei 12.651/12, as áreas degradadas de responsabilidade dos proprietários ou sucessores, passou a estar sujeita à recuperação mediante assinaturas de termos de compromisso (LEHFELD; CARVALHO; NASSIF, 2013).

Entre as áreas degradadas enquadradas na legislação, passíveis de recomposição obrigatória estão as Áreas de Preservação Permanente (APP) e as de Reserva Legal. Estão definidas na legislação como:

Área de Preservação Permanente: Área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

Na prática, são consideradas Área de Preservação Permanente, segundo a lei de proteção de Florestas nativas:

- I - As faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:
- a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;
  - b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
  - c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
  - d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
  - e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;
- IV - As áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros.

No entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, dos lagos e lagoas naturais, dos reservatórios d'água artificiais, nas encostas ou em partes destas com declividade superior a

45° e no topo de morros, montes, montanhas, há que se estabelecer a condição de APP (LEHFELD; CARVALHO; NASSIF, 2013).

Uma outra área condicionada à recomposição é a Reserva Legal. Ela tem o objetivo de garantir uma parte do imóvel (propriedade ou posse) rural, expressa em percentuais (de 20 a 80%) e que deve permanecer com a cobertura vegetal nativa (LEHFELD; CARVALHO; NASSIF, 2013). A Reserva legal pode ser considerada um dos institutos jurídicos mais importantes da política de preservação florestal no Brasil, pois ela deve ser delimitada para todo e qualquer imóvel rural, sem exceção, ao passo que, se não há vegetação nativa, as medidas de recomposição, regeneração ou compensação impostas na lei florestal deverão ser cumpridas. Neste caso, as pequenas propriedades que detinham em 22 de julho de 2008, remanescentes florestais, estarão isentas, porém as supressões após esta data deverão ser objeto de recomposição (LEHFELD; CARVALHO & NASSIF, 2013).

Além das áreas especialmente protegidas, a restauração não está limitada somente às APPs e Reservas legais. Outras porções da propriedade privada e que porventura sejam consideradas livres podem ser submetidas à projetos de recuperação no domínio da Mata Atlântica, como é o caso das áreas objeto deste estudo, que apesar de serem submetidas a um PRAD, não são caracterizadas como de proteção especial pela lei de proteção de Floresta Nativas (BRASIL, 2012). Esta lei, que substituiu o Código Florestal de 1965 reduziu a área obrigatória de restauração florestal, incluindo as de regeneração natural nas propriedades rurais, limitando o incremento de estoques de carbono e outros serviços ambientais (ROSÁRIO, GUIMARÃES, VIANI, 2019). Por outro lado, a flexibilização do entendimento do que se considera como cobertura florestal na Reserva Legal, abre caminho para a possibilidade de exóticas realizando o papel de sequestro de carbono, o que pode dar margem para um consorciamento temporário com espécies cultivadas como o *Eucalyptus urophylla* (BRASIL, 2012).

Analisando o conjunto de providências tomadas pelo Governo Federal, frente à necessidade de recuperação ambiental das terras privadas, os termos “recuperação” e “recomposição” de ecossistemas degradados são admitidos pela legislação, dando e entender da possibilidade de adoção de sistemas agroflorestais, reflorestamentos, condução da regeneração natural, reabilitação ecológica ou a restauração ecológica como contribuinte das metas de recuperação (BRASIL, 2017). Como as florestas sequestram carbono durante seu crescimento, regulamentar dispositivos legais visando restaurar as áreas degradadas particulares, com foco nos serviços ambientais pode gerar além do aumento da biodiversidade,

benefícios econômicos, sociais e ambientais, indo de encontro ao esforço de cumprimento das metas acordadas (BUSTAMANTE et al., 2019).

Schweizer et al. (2021), analisando as percepções dos agentes ligados à agricultura e silvicultura e ao meio ambiente, observou resultados que apontam motivações em comum, relacionadas à restauração florestal com foco no carbono (10% em ambos os setores) e ao manejo florestal, sendo 58% para o setor produtivo e 21% para o meio ambiente, ou seja, ambos associam serviços de regulação e provisionamento com a restauração. Com isso, se pode dizer que os serviços ambientais motivam a restauração, de um lado, focando o carbono pois percola os dois temas e passa a ser interessante do ponto de vista do cumprimento das metas internacionais do Brasil e do outro porque a floresta pode ser manejada para o fornecimento de madeiras (BRASIL, 2012; SCHWEIZER et al, 2021).

As metodologias de restauração indicadas em um PRAD são diversas e devem ser acompanhadas de justificativas técnicas plausíveis, com a lista de espécies a utilizar e as estratégias envolvidas que, necessariamente devem definir a metodologia empregada (BRASIL, 2011). Na restauração florestal são utilizados modelos passivos, assistidos ou ativos (ZANINNI, 2021). Apesar dos métodos preverem o retorno o mais próximo possível do ecossistema original, os projetos de restauração em execução na Mata Atlântica enfrentam problemas diversos por falta de diagnósticos que considerem o manejo adaptativo das áreas e devido à falta de monitoramento (RODRIGUES et al., 2009). Pelo fato de a Mata Atlântica possuir somente cerca de 12,4% de cobertura vegetal original (SOS MATA ATLÂNTICA, 2021), a maioria dos estudos de restauração florestal na literatura, foca no problema do monitoramento da restauração, nas metodologias empregadas e na garantia da biodiversidade local, avaliando seus aspectos ecológicos, mas não são encontrados muitos estudos que focam no carbono para viabilizar a restauração florestal (OLIVEIRA et al., 2021).

De acordo com Costa et al. (2016) ao avaliarem iniciativas de restauração da Mata Atlântica Nordestina, concluíram por resultados não satisfatórios quanto à ecologia das áreas. A baixa diversidade de espécies plantadas, que muitas vezes incluem espécies exóticas, o espaçamento não adequado, a deficiência de fontes de propágulos próximas, além do desprezo de fragmentos florestais conectados na paisagem colaboram para este cenário. De fato, os modelos sucessionais empregados muitas vezes configuram-se em arranjos bastante discutíveis em termos ecológicos e os resultados influenciam no atingimento dos objetivos propostos e nos estoques de carbono em formação nas florestas restauradas (ZANINI et al., 2021; SHIMAMOTO et al., 2014). A finalidade da restauração florestal deve estar de acordo com as

estratégias adotadas (regeneração natural, nucleação, reflorestamento com nativas, reflorestamento com exóticas, sistemas mistos) e dependendo do local e de fatores determinantes, a escolha do método deve ser bem avaliada (SHIMAMOTO et al. 2018).

Rodrigues; Gandolfi (2000) propuseram uma sistematização quanto as definições de restauração: (i) restauração *stricto sensu*, para o retorno completo de ambientes geralmente pouquíssimo perturbados, às condições originais (possibilidade remota de alcance); (ii) restauração *lato sensu* para ambientes com boa resiliência, mas que também não retornariam à condição original; (iii) reabilitação, que seria aplicada para perturbações irreversíveis caso não haja uma intervenção antrópica efetiva; e (iv) redefinição ou nova destinação, que está relacionada ao uso distinto da área, sem vínculo com o ecossistema original. Como se vê, a restauração às condições originais antes da degradação de um ambiente submetido à recuperação é bastante remota (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). Com base nessa realidade, os conceitos de restauração evoluíram para melhor explicar e ajudar a entender quando um ecossistema pode ser considerado restaurado, sendo recentemente criado o conceito de Naturalidade, ou seja, o quanto um ecossistema é parecido com o seu estado natural (SER, 2004; LONDE et al 2020).

Na Fazenda Rio Fundo, onde se deu este estudo, o histórico de degradação remota a substituição de florestas de tabuleiro por silvicultura do eucalipto ao longo dos anos para a indústria de celulose (FONTES, 2010). A presença do *E.urophylla* criou uma condição de consorciamento com as espécies nativas nos modelos sucessionais implementados que tem a sua densidade de árvores aumentada pela presença do *E.urophylla*. Destarte os objetivos ecológicos esperados da restauração, supõe-se que o modelo ativo possua maiores estoques de carbono na biomassa aérea do que o modelo passivo por conta da densidade de árvores maior (ZANINI et al. 2021).

Quando se considera o acúmulo total de carbono, ou seja, todos os outros compartimentos juntos, a diferença nos estoques de carbono totais para maior é esperada e o modelo passivo, com a contribuição do carbono do solo, pode fazer a diferença (ZANINNI, 2020). Assim, os estoques de biomassa tendem a aumentar se consorciados com espécies exóticas como o *E. urophylla.*, sendo esta espécie crucial para fazer a diferença no modelo passivo, que só conta com a regeneração natural. A opção pelo modelo ativo, em que há o plantio de mudas, gera mais despesas que incluem os tratos silviculturais, elevando os custos quando comparado aos modelos passivos, que apostam na regeneração natural. No modelo passivo o custo de restauração é menor, mas deve prever cercamento, aceiros e vigilância da

área, além de perder em escala temporal, pois é mais lento que o ativo (ZAHAWI, REID, HOLL, 2014). Na conta, ainda se deve assumir eventuais despesas como os custos de oportunidade da terra, considerando que uma atividade econômica daria lugar à restauração, o que também aumentaria indiretamente os custos com o aluguel da terra caso o trecho não seja enquadrado como obrigatório de recuperação pela Lei 12.651/12 (BRANCALION et al., 2021, BRASIL, 2012).

## **2.2. A restauração da Mata Atlântica com foco nos serviços ambientais**

Os modelos passivos podem garantir grandes estoques de carbono no solo, pois se mostram com uma estocagem de carbono bastante considerável (ZANINI et al. 2021), podendo revelar-se uma boa alternativa para a viabilização do PSA em regiões da Mata Atlântica.

Brancaion et al. (2016), avaliou 42 projetos de restauração, a partir dos modelos de restauração disponíveis (ativo e passivo) e concluiu que os modelos passivos são mais promissores para a Mata Atlântica, pois permitem um equilíbrio entre investimentos financeiros e resultados ecológicos, já o modelo ativo também não significa a garantia do sucesso ecológico das áreas. A restauração passiva se mostra, ao final mais vantajosa mesmo que no monitoramento nos primeiros 4 anos (BRANCALION et al., 2016), ocasião em que o modelo passivo migraria para um assistido (ZANINI et al 2021).

Para serviços ambientais relacionados à proteção de mananciais, o modelo passivo não fica restrito por conta da biomassa aérea, como alguns projetos-piloto que levam em conta os modelos passivos nas questões relacionadas aos recursos hídricos e tem como unidade a bacia hidrográfica, que delimita uma região com seus respectivos municípios (ALVES-PINTO et al., 2017; RICHARDS et al. 2020). O projeto conta com incentivos econômicos de recuperação e conservação de florestas na Mata Atlântica vislumbrados pela Política Nacional de Pagamento de Serviços Ambientais- PNPSA são antigos e vem ocorrendo por meio de projetos junto aos pequenos proprietários de algumas regiões como na Cantareira-SP, onde o foco, segundo o estudo é a água e não o carbono (RICHARDS et al. 2020). Mesmo sendo considerado como uma iniciativa pioneira, enfrenta problemas de definição de valores, os quais possam cobrir os custos implícitos na restauração e conservação, como por exemplo os de cercamento para não impedir que pastagens adjacentes por exemplo, possam ser viabilizadas, ao mesmo tempo a regeneração natural da floresta seja garantida (RICHARDS et al., 2020).

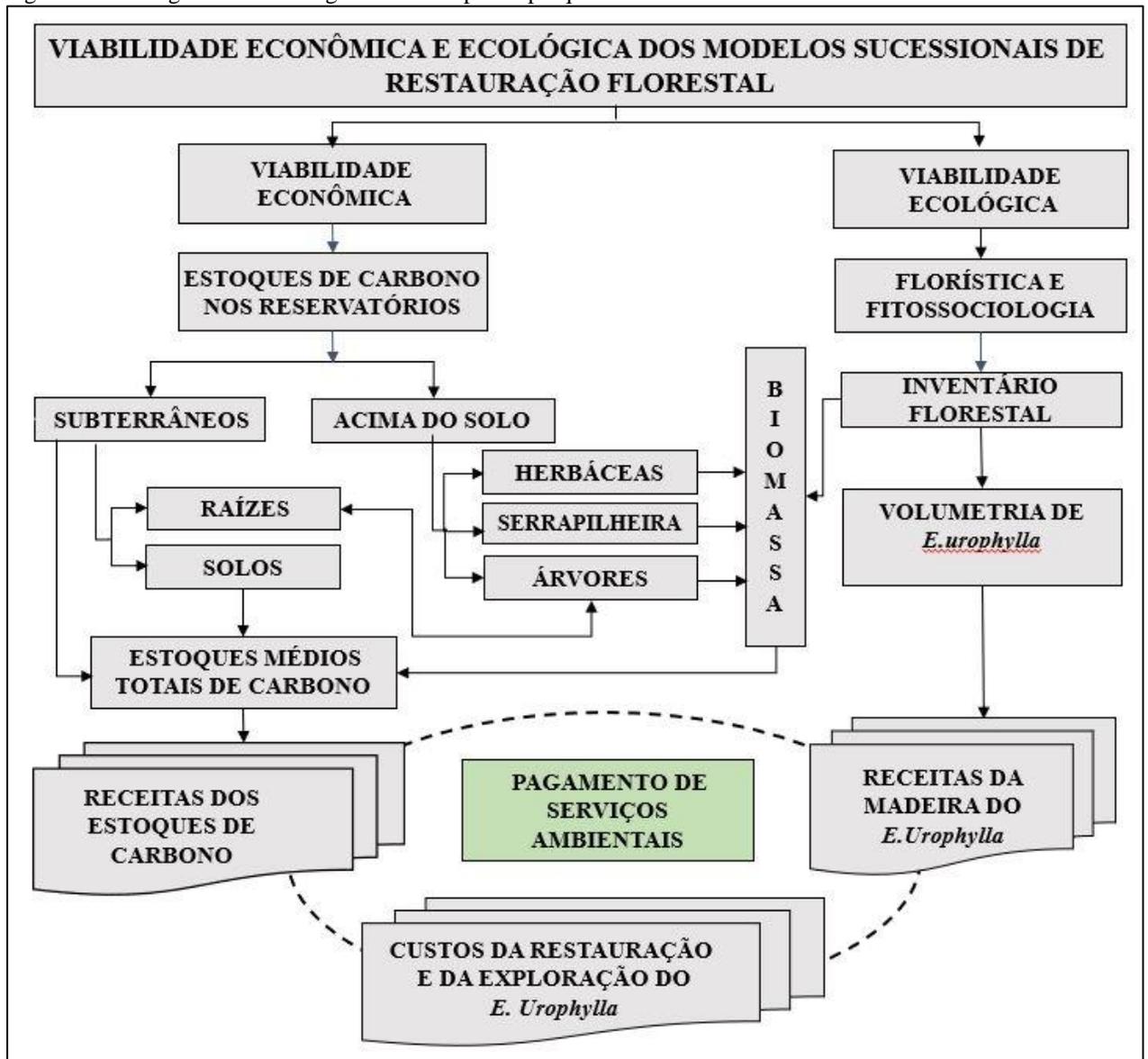
Como se vê, os serviços ambientais contemplam benefícios aos seres humanos, ou surjam a partir de ações antrópicas como a da restauração florestal (GUEDES; SEEHUSEN,

2011). Mesmo com modelos passivos, menos custosos, as atividades econômicas que ocorrem ao redor das áreas em restauração necessitam ser mantidas, já que a compensação pela manutenção ou restauração da floresta não é suficiente para substituição de atividades produtivas, ou seja, geralmente não cobrem os custos de oportunidade da terra e a necessidade de recursos financeiros atinge também os modelos considerados mais econômicos (BRANCALION et al. 2021). Este cenário de algumas regiões da Cantareira-SP pode não ser o de outras regiões como a do presente estudo, sobretudo quando as condições são mais propícias para a silvicultura, em detrimento de atividades agropecuárias por força da falta de aptidão dos solos.

O problema é que nem sempre os modelos passivos têm custos-benefícios vantajosos para o acúmulo de carbono ou resultam em florestas ecologicamente viáveis (BRANCALION et al. 2021). Além disso os aspectos legais interferem nas estratégias de restauração influenciando nos custos, quando se obriga a restaurar áreas que por lei não admitem culturas agrícolas e que necessitam de PRAD (BRASIL, 2011), sendo que estas estariam dispensadas de arcar com os custos de oportunidade da terra (BRANCALION et al. 2021). Os custos de restauração irão variar entre os modelos sucessionais empregados (BRANCALION et al., 2021). Sabe-se que as despesas com restauração podem ser amenizadas por intermédio de incentivos, como os do dispositivo de Pagamento de Serviços Ambientais, sendo o do carbono uma possibilidade (FERNANDES et al., 2020). Porém, a exemplo que já foi citado aqui, a grande maioria das iniciativas de PSA configuram-se como projetos-piloto que priorizam as questões relacionadas à água tendo como unidade a bacia hidrográfica, delimitando uma região com seus municípios e mesmo estes ainda estão isentos de problemas de execução (ALVES-PINTO et al., 2017; RICHARDS et al. 2020).

Considerando as iniciativas de recuperação que podem operacionalizar os serviços ambientais de carbono recentemente foram publicados a Lei nº 14.119/2021 e o Decreto nº 10.828/2021 que, respectivamente, regulamentam o Pagamento de Serviços Ambientais e a emissão de Cédula de Produto Rural (CPR) Verde, ambos relacionados às atividades de conservação e recuperação de florestas nativas e de seus biomas, incluindo a manutenção e o acúmulo de carbono florestal (BRASIL, 2021a.; BRASIL, 2021b.). A atribuição de valores para os estoques, depende de um mercado do carbono florestal formado, passível de fortalecimento após as promulgação dos dispositivos legais como estes, o que pode também abrir o caminho para a restauração por meio do PSA. O fluxograma metodológico utilizado pra a pesquisa é mostrado na Figura 01.

Figura 01- Fluxograma metodológico utilizado para a pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo próprio Autor.

No caso dos estoques de carbono de florestas em processo de restauração, Shimamoto et al. (2014), ao estudar grupos ecológicos de espécies arbóreas utilizadas constataram, entre outras evidências, que a biodiversidade influencia positivamente nos estoques de carbono. Os estoques de carbono também variam entre os compartimentos florestais formados por modelos sucessionais ativos, passivos ou assistidos pois as metodologias empregadas farão variar os atributos da floresta em formação (ZANINI et al., 2021). Se levarmos em consideração que quanto mais carbono estocado, mais agregaremos valor à floresta em restauração, estes detalhes passam a ser estratégicos, sem contar nos aspectos ecológicos envolvidos.

A propósito, a oferta de serviços ambientais em uma área sob restauração, por exemplo, sempre será maior em relação a uma área degradada, mas não em relação ao ecossistema

íntegro. É consenso que o aumento da biodiversidade de uma área equivale ao acréscimo de serviços ambientais, mas não somente isso, a restauração ecológica pode influenciar positivamente em outros serviços ambientais já disponíveis, como aqueles relacionados aos atributos do solo e aos estoques de carbono (SHIMAMOTO et al., 2018).

Especificamente quanto aos propósitos desta pesquisa que foca no serviço ambiental do carbono associado ao PSA, a precificação do serviço ambiental prestado pelo carbono deve passar pelo levantamento de seus estoques e neste caso, comparado aos problemas de definição de valores a pagar para recursos hídricos, sua quantificação é com base no levantamento de seus estoques, uma vez que o carbono tem a possibilidade de ser mensurado com atribuição de valores monetários em cada um de seus reservatórios (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; ZANINI et al., 2021; BRANCALION et al, 2021).

O conceito de serviços ambientais vem sendo aprimorado, ficando mais bem definido ao se admitir a existência de benefícios intermediários e finais, que devem ser identificados, a fim de evitar a duplicidade e a sobreposição de entendimentos (LA NOTTE et al., 2017). No caso do carbono estocado, este tem possibilidade de ser mensurado nos compartimentos florestais e ao contrário do que se possa pensar, não incorre em risco do problema de dupla contagem (IPCC, 2006).

Uma determinada espécie com potencial madeireiro, por exemplo, pode ser incentivada ou enriquecida em uma área de floresta para aumentar o serviço ambiental de provisionamento, no caso de se almejar o fornecimento de madeira por exemplo, e mesmo de forma temporária a espécie exótica ou não, poderia gerar recursos financeiros sem prejuízos dos aspectos ecológicos, ao contrário, ajudando na passagem de fases intermediárias da restauração de florestas nativas (BRANCALION et al 2019). Brancalion et al. (2019) defendem a ideia de que as espécies exóticas favorecem a restauração de florestas nativas quando consorciadas com espécies exóticas e chegou a esta conclusão após avaliar o *E. urophylla* do ponto de vista econômico e ambiental dentro de restaurações com modelos ativos puros e consorciados.

Brancalion et al. (2019) ao optar por avaliar os modelos passivos, com outra área em que o *E. urophylla* foi consorciado, constatou que a biomassa acumulada foi cerca de 9 vezes maior que a área, área não consorciada e atribuiu ao rápido crescimento da espécie cultivada, além de que as espécies pioneiras nativas não foram afetadas, o que no final rendeu um incremento de madeira produzida pelo *E. urophylla* equivalente a 44%-75% dos custos de implementação (BRANCALION et al. 2019).

Do ponto de vista socioeconômico, são importantes de serem consideradas na implantação da restauração, pois refletem no sucesso do projeto uma vez que a participação social é essencial, sobretudo nas fases iniciais e finais do monitoramento da recuperação (BUSTAMANTE et al., 2019; OLIVEIRA et al. 2021). Os indicadores sociais também podem servir como parâmetros para avaliar o projeto de restauração (OLIVEIRA et al. 2021).

Ao traçar os objetivos da restauração é importante prever as condições sociais e ambientais para verificar se comportam políticas de incentivos à restauração, como as do Pagamento de Serviços Ambientais -PSA (ALVES-PINTO et al., 2018). Esta condição tem como base o fato de a restauração de áreas degradadas ser uma atividade onerosa, exigindo métodos adequados a cada situação e com custos variáveis entre as metodologias empregadas (BRANCALION et al., 2021).

Os benefícios de amortização de custos da restauração florestal por meio de estratégias de regulação e contrapartidas de incentivos econômicos, tornam-se importantes para os proprietários de terras rurais que necessitam cumprir com a legislação ambiental, dando oportunidade de geração de empregos e levando prosperidade para o meio rural (ALVES-PINTO et al., 2018). Esta estratégia é importante de ser adotada sobretudo quando cerca da metade das terras brasileiras que necessitam ser recuperadas estão localizadas em propriedades privadas (SOARES-FILHO et al. 2014).

Neste ponto, cabe a reflexão: “os modelos passivos, considerados promissores para a Mata Atlântica pelo seu custo reduzido, tendo o incremento de biomassa do *E. urophylla* consorciados para serviços de regulação e provisionamento, seriam viáveis economicamente e ecologicamente para a restauração?”. A resposta a esta questão está no final deste estudo, mas é necessário entender que a capacidade de resiliência e a proximidade de remanescentes florestais que vão influenciar positivamente na restauração do modelo passivo, pois neste caso são essenciais para recuperar a estrutura, a função e a biodiversidade da área degradada (SER, 2004). Ao mesmo tempo, o *E. urophylla* já comprovado de não oferecer riscos às nativas, deve ser encarado como espécie temporária e promissora no sistema, compondo a fase intermediária até que a floresta atinja sua condição desejável (BRANCALION et al. 2019).

Por isso, as recomendações para definição de incentivos também devem ser precedidas de diagnósticos socioeconômicos, reforçando a importância do planejamento da restauração, pois impactam as políticas públicas e suas estratégias (ALVES-PINTO et al., 2017). As considerações também são importantes para a melhoria da qualidade dos projetos já em andamento, que da mesma forma necessitam de incentivos econômicos adicionais, além de

educação ambiental e apoio técnico no monitoramento mesmo que já encontrem consolidados (COSTA et al., 2016). Uma alternativa é monitorar a regeneração natural, objeto do modelo passivo por um tempo determinado de dois a quatro anos, para se for o caso de necessidade decidir pela abordagem de restauração definitiva, sendo esta prática já vem sendo cogitada nos estados do Pará, Rondônia, Acre e Bahia dentro do Programa de Conformidade Ambiental do novo Código Florestal (BRANCALION et al., 2016).

Se de um lado existe a preocupação quanto aos modelos passivos não oferecerem condições suficientes para o atingimento dos objetivos ecológicos da restauração, quando se considera o carbono, o problema passa a estar na precariedade dos estoques aéreos, onde o acúmulo de carbono passa a ser menor e mais lento, por conta da menor densidade de árvores nestes modelos (ZANINI et al. 2021). Apesar do compartimento aéreo ser a referência para a valoração dos estoques de carbono, segundo o IPCC (2006), as estimativas de carbono florestal devem levar em conta o levantamento de todos os compartimentos referentes a biomassa acima e abaixo do solo, serrapilheira (necromassa) e solo (matéria orgânica do solo).

### 3.METODOLOGIA

#### 3.1. Descrição da área de estudo

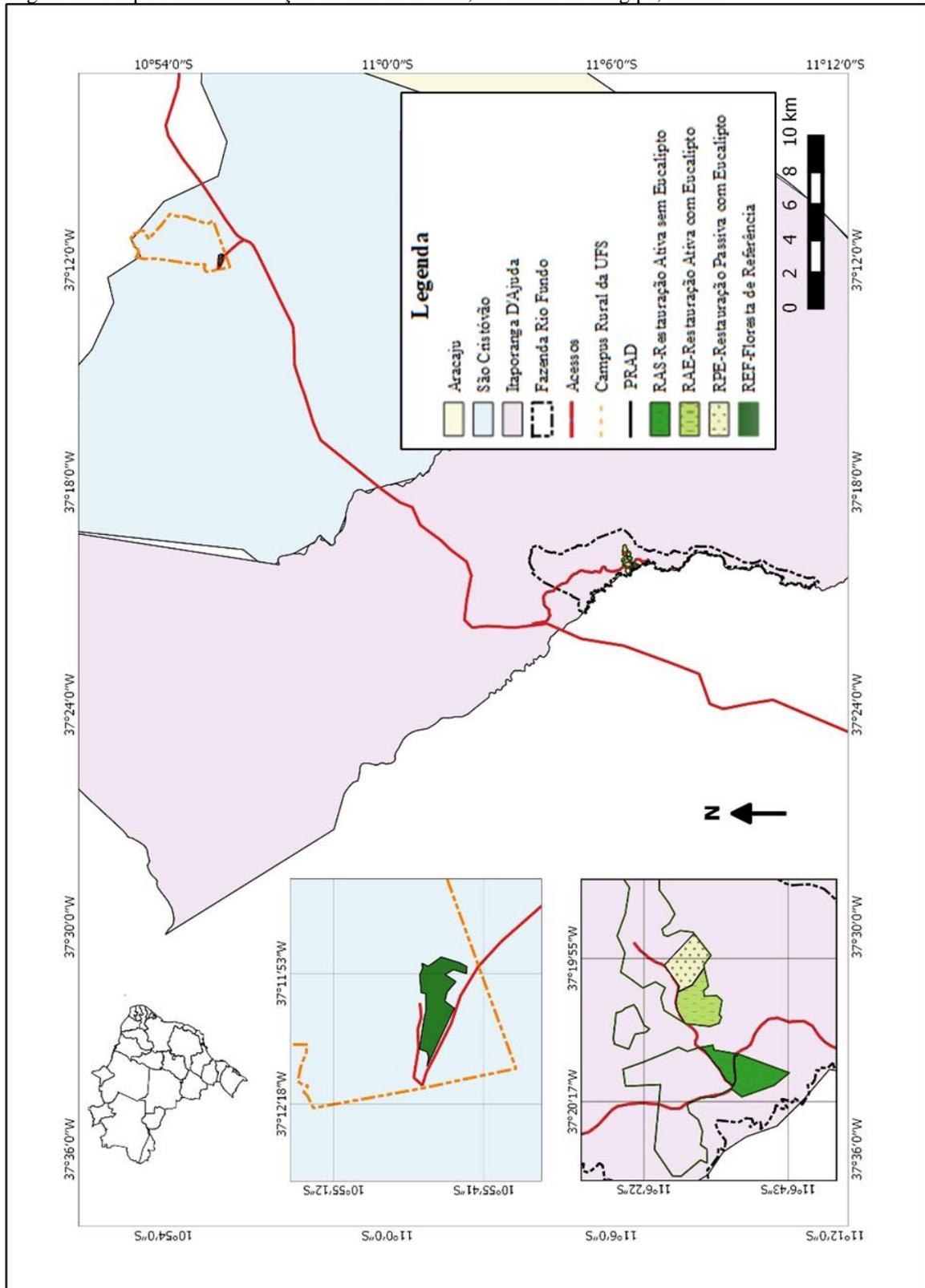
O estudo foi realizado na fazenda Rio Fundo, bacia hidrográfica de mesmo nome, no município de Itaporanga d'Ajuda, SE, coordenadas geográficas 11° 06' 35" S e 37° 20' 11" W (Figura 02). A vegetação natural anteriormente ali existente possuía as características de contato entre a floresta estacional semidecídua (formação florestal inserida no domínio da mata atlântica) e vegetação típica de cerrado. A vegetação classificada como de Mata Atlântica, suprimida em 2006 para o plantio de eucalipto e bambus, permaneceu dessa forma até o ano de 2013, quando no decorrer da execução de um Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas-PRAD, foram promovidas as ações de corte raso e desbaste do eucalipto, dependendo do tratamento, para dar lugar às mudas nativas. Dos três trechos selecionados para a pesquisa, dois deles ainda não estavam no ponto ideal de corte da cultura do eucalipto no ano de 2013 e por isso sofreram desbastes em torno de 50% dos indivíduos, a fim do aproveitamento da madeira para fins energéticos, permanecendo na área o restante do eucalipto. Por outro lado, o terceiro trecho teve os indivíduos explorados a corte raso no mesmo ano de 2013, o que resultou no plantio de nativas na totalidade da área

O clima da região é do tipo As, de acordo com a classificação de Köppen (1928), descrito como clima tropical chuvoso, com estação seca no verão, temperaturas oscilando entre 23°C e 31°C, estas mais amenas de julho a agosto e mais elevadas, de dezembro a janeiro, com médias de precipitação em torno de 1600 mm (FONTES, 2010). O relevo é suavemente ondulado, de Planícies e Tabuleiros Costeiros do grupo Barreiras com solos predominantes do tipo Argissolo Amarelo Distrófico com algumas ocorrências de solos do tipo higromórficos (FONTES, 2010). A vegetação original é enquadrada como Floresta Estacional Semidecídua, Mata Atlântica de acordo com o Mapa de Vegetação do Brasil (IBGE, 2005), sendo que inserida na região dos Tabuleiros Costeiros, em terrenos do grupo Barreiras. A região dos Tabuleiros Costeiros é conhecida por abranger a Caatinga e a Mata Atlântica, porém é também passível de ocorrência de savana, na associação com os Tabuleiros Costeiros formados no Terciário, sendo esta vegetação nuclear do bioma Cerrado, justificando a ocorrência de algumas espécies vegetais em comum (BIÉ e NOGUEIRA JÚNIOR, 2019).

A região possui um histórico de silvicultura de eucalipto, abrigando a Companhia Industrial de Celulose e Papel -CICP, como detentora da propriedade e principal destino da madeira produzida na fazenda. Dentro do mosaico de restauração objeto do PRAD, existem dois tipos principais de metodologias que foram empregadas, a ativa e a passiva, que possuem

trechos com mesma época de implementação, mas com tratos silviculturais e plantel de espécies variados, admitindo inclusive, o consórcio das nativas plantadas ou recrutadas com a cultura de *E. Urophylla*.

Figura 02- Mapa com a localização da área de estudo, no estado de Sergipe, Brasil.



Fonte: Elaborado pelo Autor (2022).

### 3.2. Delineamento experimental

Todas as florestas levantadas fazem parte do PRAD-Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas com 44,56, na fazenda Rio Fundo, formando um mosaico de restauração com trechos com diferentes manejos. Dos trechos disponíveis, foram selecionados aqueles que possuem a mesma idade de implementação (2013), sendo que aos nove anos do início restauração, é possível distinguir três tratamentos:

Tratamento 1 (RAS): Restauração Ativa sem eucalipto consorciado, caracterizada pelo plantio de espécies arbóreas nativas em todo o trecho (modelo ativo) na Fazenda Rio Fundo (FRF) no ano de 2013, em espaçamento 4 x 4 m entre os tocos de indivíduos de *E. urophylla*, que foram eliminados por conta do corte raso promovido.

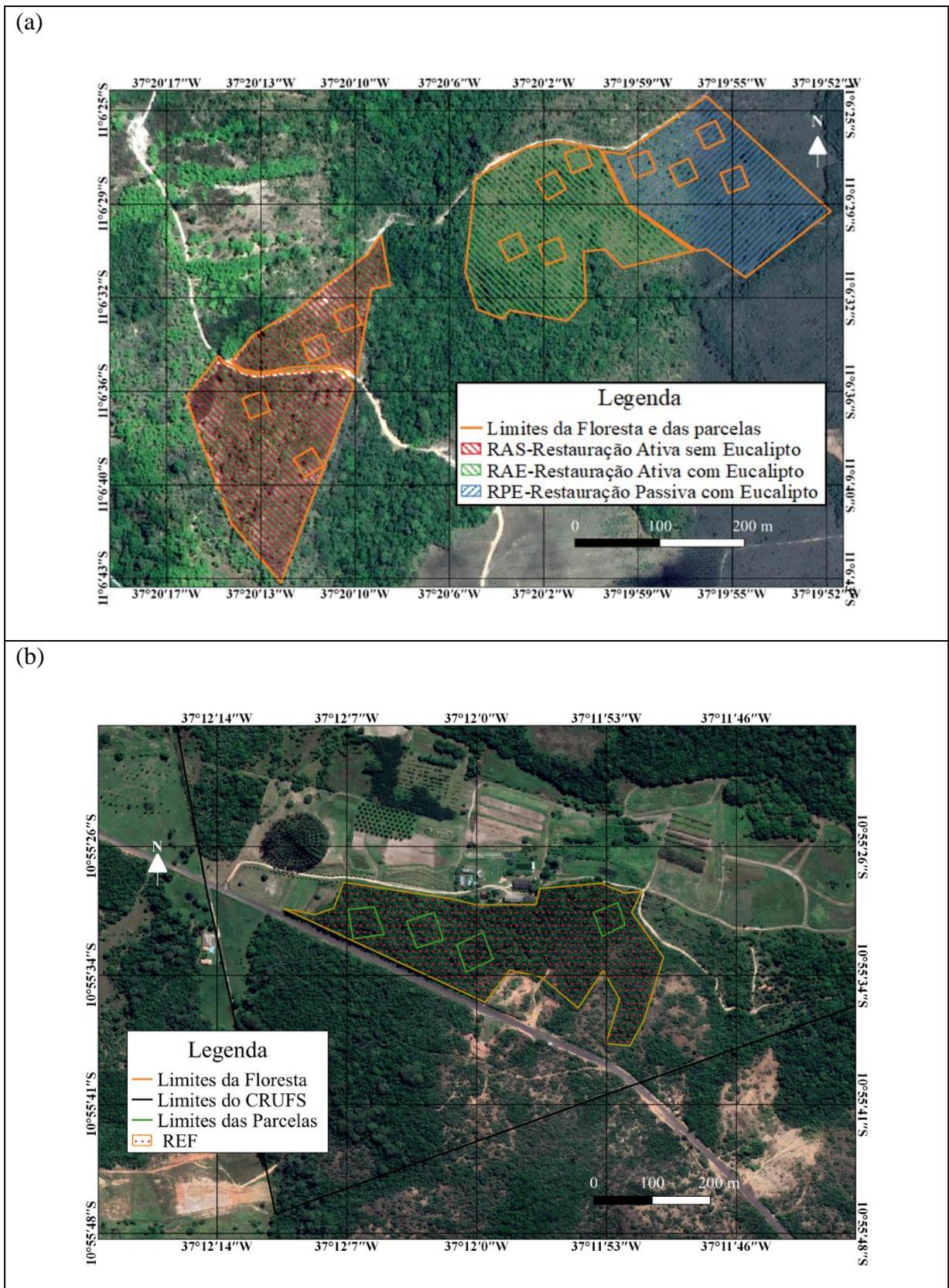
Tratamento 2 (RAE): Restauração Ativa com eucalipto consorciado, caracterizada pelo plantio de espécies arbóreas nativas na área da Fazenda Rio Fundo (FRF), após a exploração seletiva do eucalipto em torno de 50%, com a permanência de indivíduos remanescentes na área da restauração após o desbaste do eucalipto providenciado no ano de 2013.

Tratamento 3 (RPE): Restauração Passiva, com eucalipto remanescente do corte seletivo do em torno de 50% no ano de 2013, do mesmo modo que o tratamento 1, mas sem o plantio de arbóreas nativas.

Além dos trechos de restauração que são diferenciados basicamente por fatores relacionados ao modelo sucessional adotado (ativo ou passivo) e a condição de consorciamento com o eucalipto ou não, uma área de floresta com idade aproximada de 25-30 anos localizada no Campus Rural da Universidade Federal de Sergipe (CRUFS), foi escolhida para servir como referência (REF). A floresta apresenta a mesma Fisionomia de Floresta Estacional Semidecídua, Mata Atlântica das áreas de restauração.

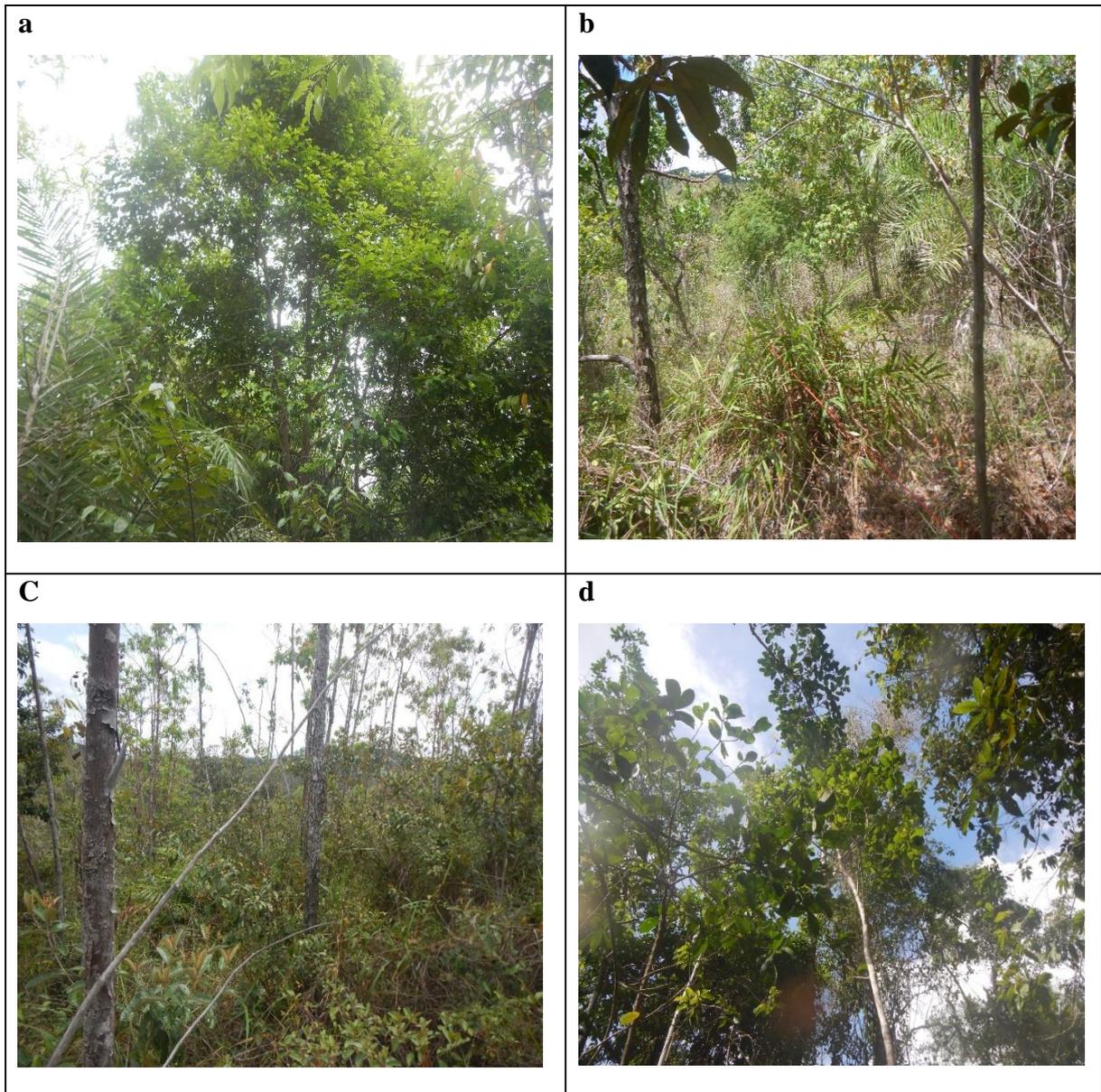
Com a definição dos trechos representativos das metodologias indicadas, foram marcadas sistematicamente dez parcelas equidistantes no software QGIS e posteriormente foram sorteadas quatro parcelas de 25 x 25 m em cada área, para levantamentos de campo (Figura 03).

**Figura 03**—Áreas levantadas na (a) Fazenda Rio Fundo-FRF e no (b) Campus Rural da Universidade Federal de Sergipe –CRUFS, com a disposição das parcelas em: RA-Restauração Ativa, RAE-Restauração ativa, consorciada; RPE-Restauração Passiva, consorciada e REF-Floresta de Referência.



A Figura 04 mostra a vegetação incidente em cada um dos quatro trechos levantados neste estudo e que representam os tratamentos adotados.

Figura 04- Trechos levantados no estudo: (a) RAS; (b) RAE; (c) RPE e (d) REF.

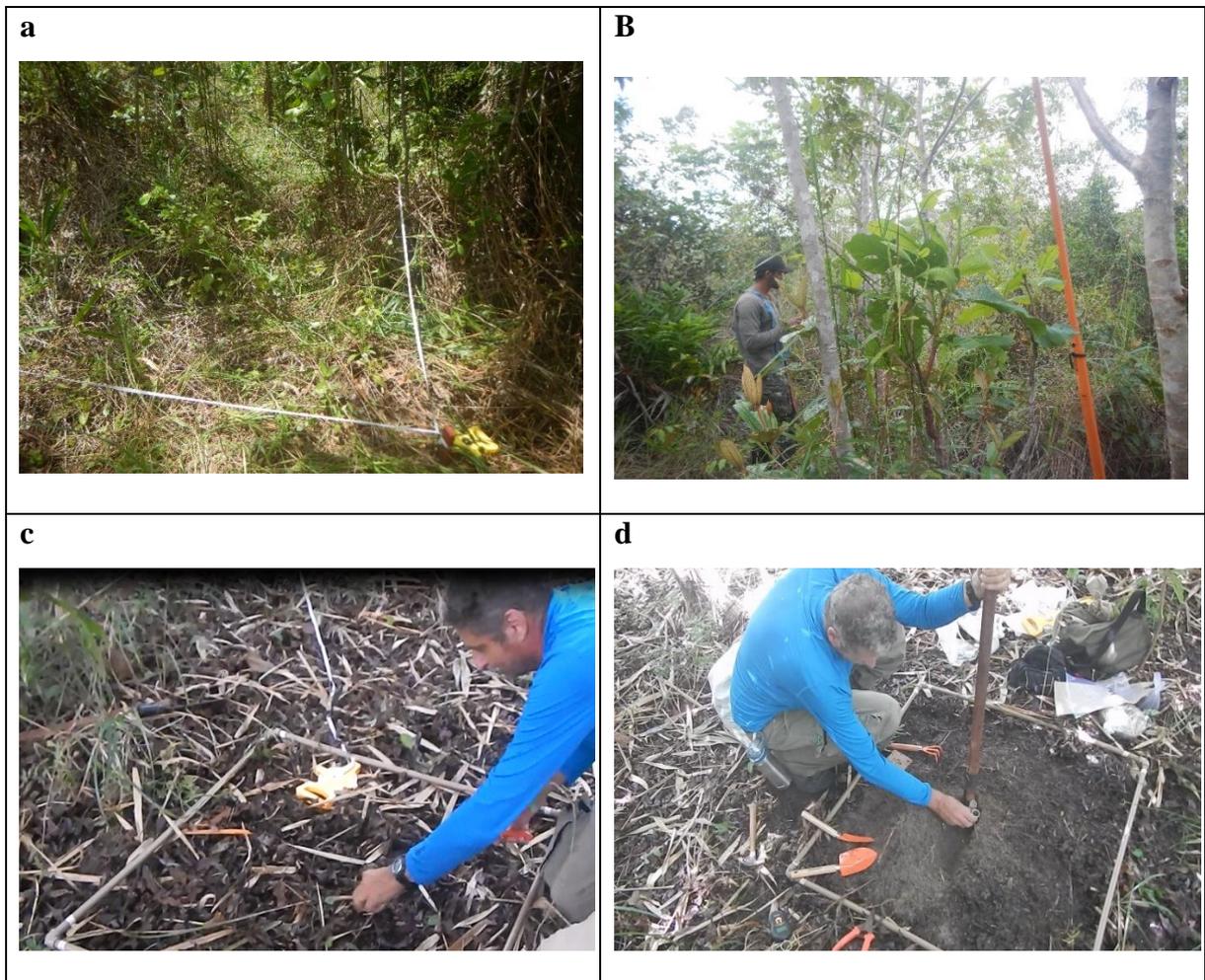


Fonte: Acervo próprio do autor (2022).

### 3.3. Amostragem

Após a demarcação das parcelas em campo, a realização das coletas de dados considerou 4 reservatórios de carbono, assim denominados: árvores, raízes e herbáceas (biomassa viva acima e abaixo do solo respectivamente), serrapilheira (necromassa acima do solo) e o solo (matéria orgânica do solo) (ZANINNI et al., 2020). Para viabilizar a amostragem das herbáceas, serrapilheira e solo, um gabarito de 1x1 m foi estabelecida no centro de cada parcela de 25 x25 m (Figura 05).

**Figura 05-** Amostragem com (a) marcação de parcelas em campo; (b) inventário florístico e fitossociológico; (c) coleta de herbáceas e de serrapilheira e (d) amostragem de solo com trado e anéis volumétricos.



Fonte: Acervo próprio do autor (2022)

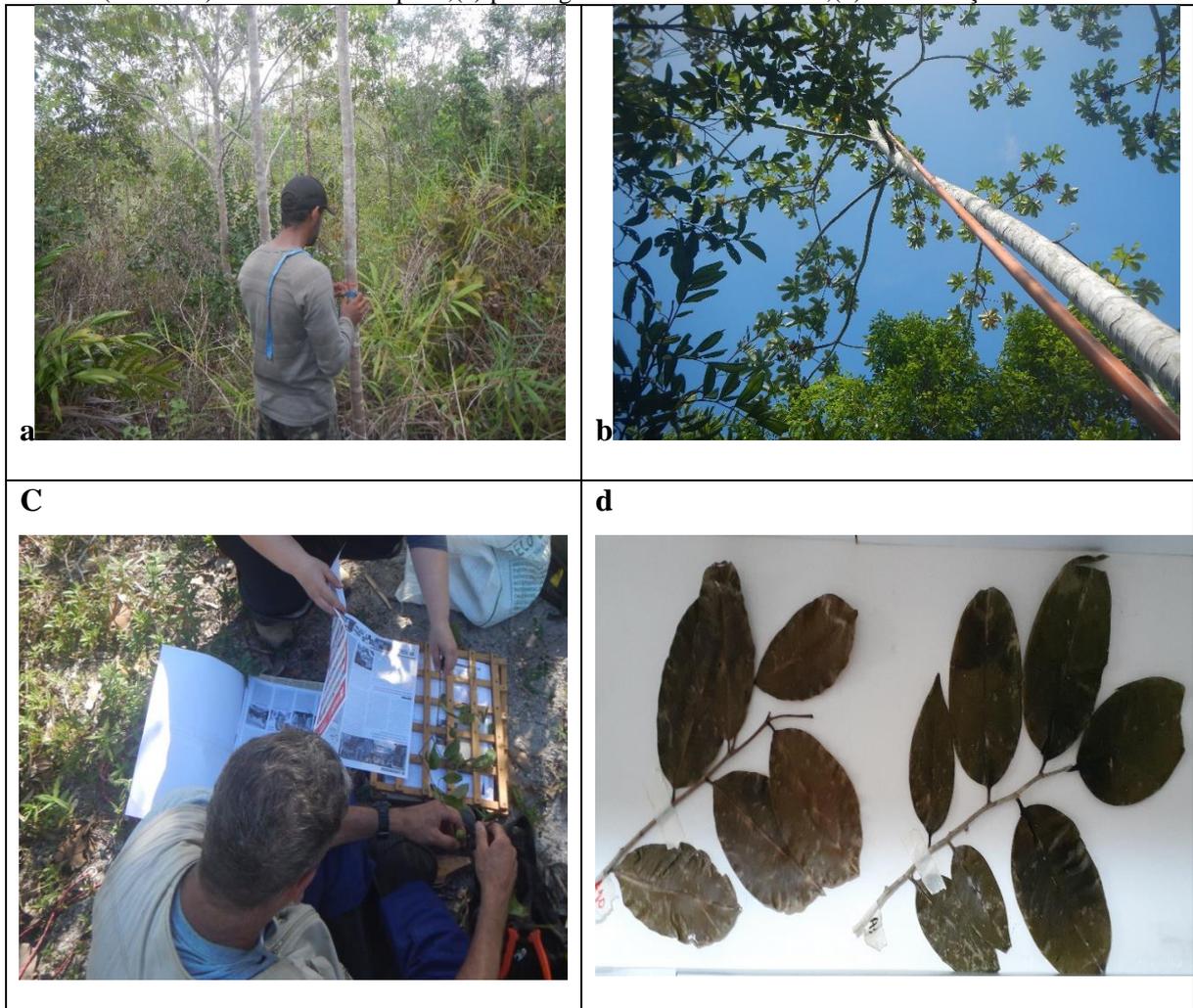
O levantamento dos indivíduos arbóreos vivos foi realizado a partir da mensuração da circunferência a altura do peito (CAP) a 1,30 m de altura ao nível do solo e da altura total (Ht) das árvores. Os indivíduos arbóreos vivos, cujos CAP  $\geq$  15 cm foram marcados, medidos com fita métrica e vara graduada. As árvores foram identificadas ao nível botânico mais detalhado possível no campo, sendo também realizadas coletas de material botânico de todas as espécies e o que não foi possível identificar foram identificados por comparação no Herbário da Universidade Federal de Sergipe.

### 3.4. Florística e Fitossociologia

O inventário florestal realizado, que subsidiou o levantamento de estoques de biomassa das árvores e das raízes, também possibilitou o estudo florístico e fitossociológico. O material

botânico coletado foi identificado através de consulta bibliográfica e ajuda de especialistas. Adotou-se o sistema de classificação de Cronquist (1988). Em seguida, foram calculados os parâmetros fitossociológicos: Densidade Relativa (DR), Frequência absoluta (FA), Frequência relativa da espécie (FR), DoR é a dominância relativa, Dominância Absoluta. Do mesmo modo foi possível estimar os índices de diversidade de Shannon (H), de equabilidade de Pielou (J) e índices de Similaridade de Jaccard (FELFILI; REZENDE, 2003). A Figura 06 mostra algumas etapas do levantamento florístico e fitossociológico.

Figura 06- Fitossociologia e florística: (a) medição do CAP das árvores; (b) medição de altura de indivíduo arbóreo (embaúba) com vara telescópica ;(c) prensagem de material botânico;(d) identificação botânica.



Fonte: Acervo próprio do autor (2022).

O número de indivíduos (NI) de cada espécie e a recorrência destes nas parcelas de cada tratamento (NP), possibilitou estimar a densidade, a frequência, a dominância. A seguir são descritas as equações que possibilitaram os cálculos de densidades, frequências e dominâncias, até a obtenção dos índices de Valor de Importância (IVI), Índices de Shannon (H) e de Pielou (J) (FELFILI; REZENDE, 2003).

A Densidade Relativa (DR) representa a porcentagem do número de indivíduos de uma determinada espécie (Densidade Absoluta) em relação ao total de indivíduos amostrados (equação 1).

$$\mathbf{DR = 100 * NI / N} \quad (1)$$

Onde,  $NI$  = número de indivíduos amostrados da espécie;  $N$  = número total de indivíduos da amostrados.

A Frequência absoluta (FA) e a Frequência relativa (FR) também foram determinadas (equações 2 e 3):

$$\mathbf{FA = 100(NP / NT)} \quad (2)$$

Onde,  $FA$  é a Frequência absoluta,  $NP$  é o número de unidades amostrais em que a espécie ocorre e  $NT$  é o número total de unidades amostrais.

$$\mathbf{FR = 100(FA / FA_t)} \quad (3)$$

Onde, Frequência relativa da espécie é  $FR$ , Frequência absoluta (FA) da espécie e  $FA_t$ , o somatório da frequência absoluta de todas as espécies.

A equação 4 calcula a área basal para cada indivíduo pertencente a uma espécie e o somatório resulta na área basal total (G) (SCOLFORO et al. ,2008).

$$\mathbf{g = \pi * DAP^2 / 40000} \quad (4)$$

Onde,  $g$  corresponde a área basal dos indivíduos em metro quadrado (ha);  $\pi$  é a constante, cujo valor 3.14159;  $DAP$  é o diâmetro do tronco na altura do peito (1.30 metros) dos indivíduos (cm).

Com o valor das áreas basais conhecidas, a Dominância Relativa ( $DoR$ ), que se traduz como a ocupação dos indivíduos no ambiente estudado, foi determinada pela equação 5.

$$\mathbf{DoR = 100 (g / G)} \quad (5)$$

Onde,  $g$  é a área basal individual da espécie;  $G$  é a área basal total, considerando o somatório de todos os indivíduos amostrados

O Índice de Valor de Importância (IVI) representa o patamar que uma determinada espécie apresenta em relação ao seu estabelecimento na comunidade e é calculado a partir dos resultados dos parâmetros anteriores de densidade (DR), frequência (FR) e dominância ( $DoR$ )(equação 6).

$$IVI = [(DR + FR + DoR)/3] \quad (6)$$

Onde: *IVI*=Índice de Valor de Importância, *DR*=densidade relativa, *FR*=frequência relativa e *DoR*= dominância relativa.

Os índices de Shannon (equação 6) foi calculado com base na origem a relação entre a riqueza de espécies (número de espécies) e o total de indivíduos em cada floresta (equação 7).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (7)$$

Onde,  $H'$  significa o Índice de Shannon ;  $S$  é o número de espécies amostradas (riqueza);  $p_i$  é a abundância relativa de cada espécie ( $NI/N$ ), em que  $NI$  é o número dos indivíduos em cada espécie (abundância de cada espécie),  $S$  é o número de espécies (riqueza),  $N$  é o número total de indivíduos (somatório de  $NI$ ).

Para investigar o padrão de distribuição de indivíduos entre as espécies (equabilidade), calculou-se o índice de Pielou, que varia de 0 a 1 e mede a proporção da diversidade apurada nos tratamentos, tendo a diversidade máxima como referência sendo calculado de acordo com a equação 8 proposta por Magurran (2011):

$$J = H' / \ln(S) \quad (8)$$

Onde,  $J$  é o índice de Equabilidade de Pielou; que é a relação entre o Índice de Shannon ( $H'$ ),  $S$  é o número máximo de espécies.

Uma análise de similaridade que possibilitou entender o agrupamento das espécies, bem como a maneira como estão organizadas nas áreas em restauração, tendo a floresta secundária como referência foi providenciada de acordo com a equação 9, que trata do Índice de Similaridade de Jaccard, proposta por Real; Vargas (1996):

$$J = C / (A+B+C) \quad (9)$$

Onde:  $A$  = número de espécies presentes na parcela A e ausentes na parcela B;  $B$  = número de espécies presentes na parcela B e ausentes na parcela A;  $C$  = número de espécies comuns entre as parcelas A e B.

O levantamento florístico e fitossociológico abrangeu as áreas de restauração da FRF e a área de referência do CRUFS. O levantamento viabilizou a obtenção de indicadores ecológicos para serem utilizados como referência e verificar as condições das florestas formadas aos 9 anos de idade.

### 3.5. Estocagem de carbono acima da superfície do solo.

Os estoques de carbono acima do solo estão representados neste estudo pelos estoques de carbono das árvores, das herbáceas e da serrapilheira (ZANINI et al. 2019). No caso do estoque arbóreo, os valores de densidade básica (DB) para cada espécie inventariada foram obtidos entre as 2456 espécies de árvores neotropicais descritas por Chave et al. (2006). Posteriormente, a biomassa viva Acima do Solo referente às árvores foi quantificada para as áreas de restauração florestal e para a floresta secundária. A biomassa de cada árvore das parcelas foi estimada a partir da altura, diâmetro e densidade das árvores identificadas em campo, inicialmente utilizando-se equação alométrica para determinação da biomassa, desenvolvida para florestas tropicais úmidas por Chave et al. (2014) (Equação 10).

$$AGB=0.0673*(p*DAP^2*H)*0.976 \quad (10)$$

Onde: AGB é a biomassa arbórea acima do solo em Mg; p é a densidade da madeira, proposta por Chave et al. (2006), em  $g.cm^{-3}$ ; e o DAP (cm) é o diâmetro do caule na altura do peito (1.30 m) e Ht (m) é a altura total.

A biomassa seca das árvores estimada pela equação de Chave et al. (2014), possibilitou o cálculo dos estoques de carbono das áreas em restauração e da floresta secundária de referência pela equação 11 (IPCC, 2006):

$$EC=Fs.0,47 \quad (11)$$

Onde: EC corresponde ao estoque de carbono (Mg); e Fs a biomassa seca arbórea ou subterrânea.

A biomassa vegetal viva acima do solo referente às plantas herbáceas foi considerada a partir da proposta de Zanini et al, (2019) que a classificou como ervas, subarbustos, trepadeiras e regenerantes arbóreos. No caso da matéria seca da serrapilheira, também conhecida como horizonte O (FEREZ et al. 2015), abrangeu flores, frutos e frações lenhosas finas menores que 2 cm representando o estrato da biomassa morta acumulada acima do solo (TEIXEIRA et al., 2020; MAAS et.al., 2020). A biomassa viva das herbáceas também foi contemplada pois são representadas na restauração em sua maioria pelas gramíneas invasoras, as quais são boas indicadoras da condição da restauração, além os outros componentes da biomassa viva acima do solo (subarbustos, trepadeiras e arbustos) terem pouca contribuição com os estoques de carbono (ZANINI et al. 2019). As herbáceas e a serrapilheira foram amostrados em cada tratamento por meio de coletas de material em cada parcela tornando-se conhecidos os teores de carbono (%). Os materiais vegetais amostrados foram pesados ainda úmidos para em seguida

serem condicionados em sacos de papel e secos em estufa de circulação forçada de ar em temperatura de 65°C, até atingir o peso constante (Figura 07).

Figura 07- Amostragem de reservatórios para determinação do carbono: (a) herbáceas; (b) serrapilheira, com posterior (c) secagem em estufa e (d) análise química em laboratório.



Fonte: Acervo próprio do autor (2022).

A biomassa seca (g) de cada amostra foi pesada em balança de precisão e posteriormente submetidas a moagem em peneiras apropriadas até atingir a granulometria de 0,250 mm, sendo que, cerca de 100 mg foram reservadas para análises no Laboratório de Agro biodiversidade da UFS. Os estoques de carbono foram quantificados em  $\text{Mg C ha}^{-1}$ , a partir do teor de C presente nos tecidos vegetais. No caso das herbáceas foi determinado através da digestão de 500 mg de amostra em 5 ml de dicromato de potássio acidificado ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ), aquecido a 170-180 °C e para a serrapilheira foi determinada através da digestão de 50 mg de amostra em 10 ml de dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ), aquecido a 170-180 °C em ácido sulfúrico, em ambos os casos por cerca de 30 minutos, seguindo o método de oxidação úmida (JACKSON, 1958). As soluções

resultantes foram tituladas com 0,194 M FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O e o estoque geral de C nas amostras foi obtido multiplicando-se a concentração de C pelo peso amostral. A biomassa calculada nas herbáceas e na serapilheira foi convertida em C fixo, multiplicando-se pelo teor médio encontrado para cada parcela (JACKSON, 1958).

### 3.6 Estocagem de carbono abaixo da superfície do solo

Os estoques de carbono abaixo da superfície do solo estão representados neste estudo pelos estoques de carbono de raízes e na matéria orgânica do solo, considerando as profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm (ZANINI et al.2021; IPCC, 2006). Optou-se pelo método indireto que considera as estimativas da biomassa de raízes a partir da biomassa arbórea (CAIRNS et al, 1997; ZANINI et al. 2021). O estoque de carbono foi estimado a partir dos valores de biomassa anteriormente definidos para a biomassa arbórea (AGB), o que possibilitou o cálculo da biomassa subterrânea (BLG), por meio da equação 12, de Cairns et al. (1997), para florestas tropicais:

$$BLG = -\exp(-1.085 + 0.926 * \ln(AGB)) \quad (12)$$

Onde, BLG, biomassa (Kg), da raiz e AGB. biomassa arbórea acima do solo (kg).

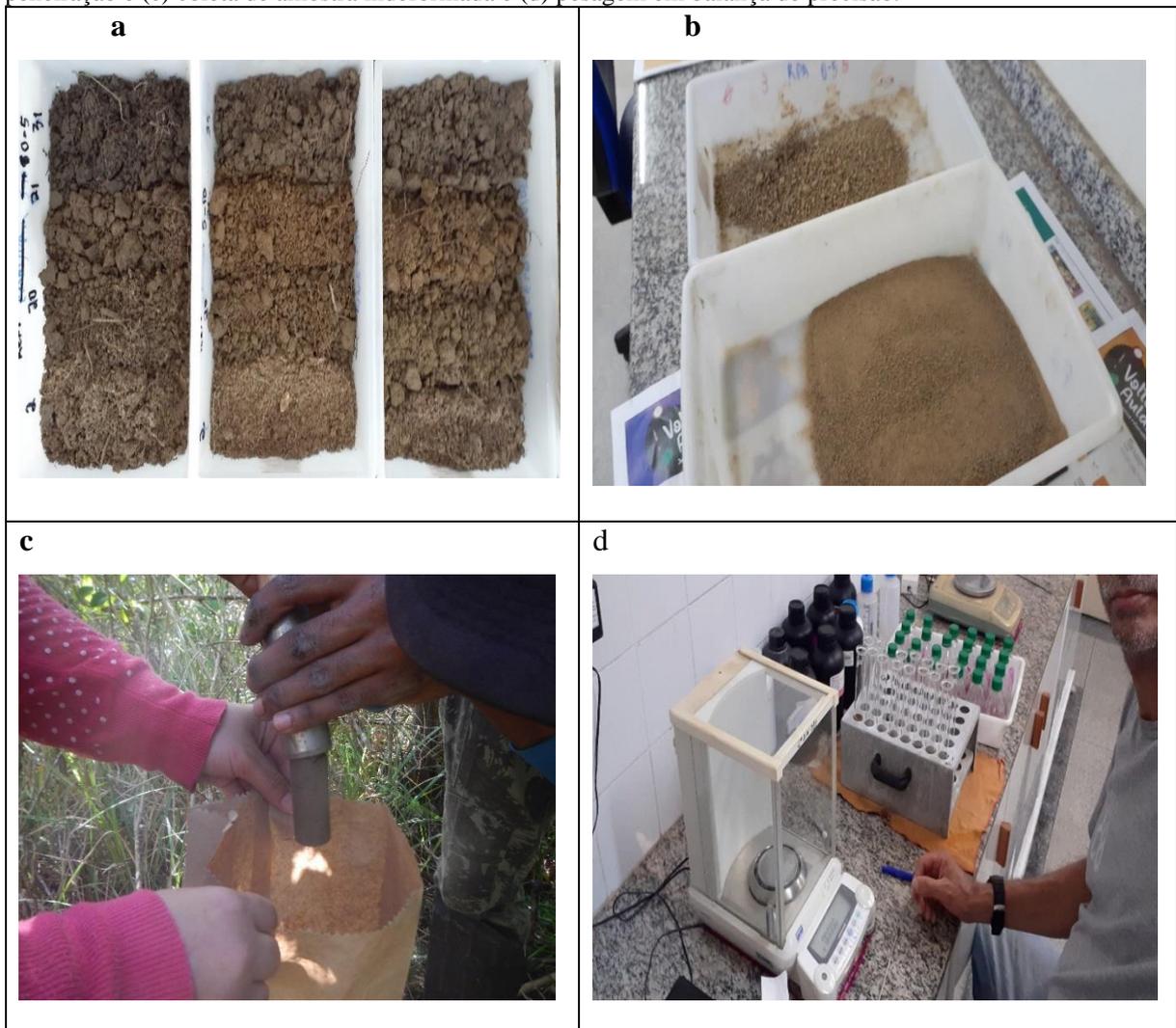
De posse dos valores de biomassa para o compartimento referente às raízes, novamente se aplica o recomendado pelo IPCC (2006), que considera o valor de 47% incidentes sobre o total da biomassa constituída de carbono, para as determinações dos estoques. A amostragem do estoque de carbono no solo de cada tratamento consistiu em coletas de amostras de solo em 4 pontos, formando uma amostra composta que considerou o centro de cada parcela, nas profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm. A justificativa de adoção desta metodologia teve como base o protocolo do IPCC (2006) que sugere a maior concentração de carbono nas camadas mais superficiais.

Para cada profundidade foram retiradas 4 amostras simples, formando uma amostra composta por tratamento. As amostras foram secas ao ar, destorroadas, tendo cerca de 100 g reservados primeiro para passagem em peneira de 2 mm. A amostragem também contemplou a coleta de amostras de densidade do solo de cada profundidade em cada um dos pontos centrais de cada parcela. Utilizou-se dois anéis volumétricos de metal inox com 1,3 cm de diâmetro, um com 5 cm de comprimento (26,53 cm<sup>3</sup>) e outro com 10 cm de comprimento (53,07 cm<sup>3</sup>), correspondendo às profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm.

O material coletado foi seco a temperatura de 105°C por 72 horas e pesados em balança de 0,01 g de precisão. Com os valores de peso seco determinado para cada profundidade e com

os volumes conhecidos de cada anel (em  $\text{cm}^3$ ), foi obtida a partir da massa seca de cada amostra (g) a densidade aparente do solo ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ). O preparo das amostras para o laboratório (Figura 08) consistiu no peneiramento em malha de 2 cm, maceração em cadinho de porcelana, passagem na peneira de 0,250 mm, de onde foram pesadas em balança de precisão com 4 decimais para determinação do teor de carbono orgânico (%). O método utilizado foi Walkley-Black (WALKLEY e BLACK, 1934), modificado por Mingorance,; Barahona, e Fernández-Gálvez (2007).

Figura 08- Coleta, preparo e análise de solos: (a) amostras deformadas secando ao ar livre para posterior (b) peneiração e (c) coleta de amostra indeformada e (d) pesagem em balança de precisão.



Fonte: Acervo próprio do autor (2022).

Por meio da equação 13, proposta por Veldkamp (1994) obteve-se o estoque de carbono no solo ( $\text{Mg C ha}^{-1}$ ) para as profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm:

$$C_s = (CO * D_s * L) \quad (13)$$

Onde  $C_s$  é o estoque de carbono orgânico ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ),  $CO$  é a concentração de carbono orgânico ( $\text{g kg}^{-1}$  solo),  $D_s$  é a densidade aparente do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ ) e  $L$  é a camada em cm.

O estoque de carbono orgânico do solo, obtido a partir da equação anterior, leva em conta o agrupamento das profundidades amostradas (FEREZ et al 2015), que no nosso caso tem a profundidade de 20 cm como a de referência (IPCC, 2006).

### **3.7 Custos-benefícios da restauração para os serviços ambientais**

A eficiência dos modelos de restauração para geração de serviços ambientais de estocagem de carbono total médio na FRF foi analisada com base no custo social do carbono (RICKE et al., 2018). No caso do provisionamento de madeira de *E.Urophylla* foram adotados os valores apresentados por Brancalion et al. (2021). Os cálculos levam em conta os estoques mensurados na FRF pelos modelos sucessionais avaliados e os custos de formação das florestas por estes modelos, conhecidos como Custos de restauração (CR), que são formados de Custos de Implementação (CI) e de Custos de Oportunidade (CO) (BRANCALION et al. 2021).

Os custos de implementação da restauração dizem respeito aos gastos com plantios e tratos silviculturais, além de outras operações necessárias para viabilizar a restauração. Na FRF, estes custos foram obtidos por meio de consultas bibliográficas e tiveram como referência os trabalhos de Molin et al. (2018), e Brancalion et al. (2021). Os montantes informados na literatura, abrangem por completo as ações necessárias para o bom desenvolvimento de um projeto de restauração, estando contempladas nos custos de implementação, conforme o modelo sucessional empregado, o preparo da área, controle de espécies invasoras, abertura de covas, adubação, aquisição de mudas, plantio destas no espaçamento padrão, controle de formigas, manejo, coroamento, controle de pragas e o monitoramento (BRANCALION et al. 2021; RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). Geralmente a grande maioria das ações que geram os custos de implementação estão relacionadas aos modelos ativos. Nos modelos passivos, que dispensam os gastos com o plantio de mudas, os custos são menores ou até mesmo nulos, quando não contemplam gastos extras como por exemplo de cercamento e proteção florestal (ZAHAWI, REID; HOLL, 2014).

Outro custo considerado no cálculo montantes de restauração é o do custo de oportunidade da terra (BRANCALION et al. 2021). O custo de oportunidade da terra compõe os valores anuais a serem gastos por hectare com o aluguel de terras para restauração, considerando que a floresta restaurada ocuparia o lugar de atividades produtivas que poderiam ser desenvolvidas. No entanto, em se tratando de áreas enquadradas como especialmente protegidas pela Lei de proteção de mata Nativa nº 12.641/12, como as áreas de Reserva legal e Áreas de preservação permanente, o custo de oportunidade da terra é desconsiderado uma vez que não há possibilidade de atividades produtivas por conta do impedimento da regra legal

especial já que é exclusiva para conservação ou restauração (BRANCALION et al.,2016; BRASIL,2012).

A recomposição do dano ambiental nestas áreas é obrigatória de reparação e não prescreve, por ser considerado no direito ambiental como “*propter rem*”, recaindo sobre a propriedade mesmo que esta não esteja mais sobre a responsabilidade do degradador e o ocupante deve restaurar (LEHFELD; CARVALHO; NASSIF, 2013). No caso da FRF, apesar da área não estar enquadrada em reserva legal ou APP, sua origem remete a uma degradação, que gerou um PRAD e, portanto, assumimos que os custos de oportunidade da terra não serão considerados nos cálculos dos custos de restauração.

Os custos de implementação obtidos, somados aos custos de oportunidade da terra, que no caso da FRF foi zero, possibilitou chegar-se ao Custo de Restauração (CR) (equação 13). Os valores aplicados foram convertidos para dólares (US\$).

Os estoques de carbono formados aos 9 anos de idade foram valorados para simular receitas pela regulação do carbono, a fim de verificar a possibilidade de abatimento dos custos de restauração, sendo que nos modelos consorciados, incluiu-se a exploração da madeira. A madeira do *E. urophylla* como forma de promover o abatimento dos custos de restauração decorreria da retirada da espécie exótica consorciada Dessa maneira, dois cenários possíveis de serviços ambientais foram considerados: (a) Regulação considerando o estoque total de carbono nas áreas florestais mantendo o *E.Urophylla*, o qual desempenharia o serviço ambiental de sequestro e manutenção de carbono; (b) Regulação considerando o estoque médio total de carbono, descontando o carbono do *E. Urophylla*, o qual não prestaria o serviço ambiental e sequestro, mas de provisionamento, madeira fornecida, de forma temporária (BRANCALION et al, 2019).

Para tanto, os estoques de carbono levantados aos 9 anos de idade foram multiplicados pelo valor do custo social do carbono calculado para o Brasil, em US\$ ha<sup>-1</sup> (RICKE et al., 2018). O custo social do carbono é estimado contemplando os danos econômicos associados às emissões de dióxido de carbono e por isso estima os prováveis impactos das emissões de gases de efeito estufa (GEE), levando em conta o bem-estar humano, sendo por isso bastante abrangentes (RICKE et al., 2018). Os valores finais obtidos com a multiplicação dos estoques

A equação 14 explica o cálculo da valoração dos estoques de carbono:

$$VMe = EC * Cs \quad (14)$$

Onde,  $VMe$  corresponde ao Valor monetário do estoque de carbono (US\$);  $EC$  é o estoque de carbono ( $Mg\ ha^{-1}$ ) e  $Cs$  é o preço da tonelada de carbono com base no custo social, já convertido em reais (R\$).

O serviço ambiental de provisionamento de madeira do *E. Urophylla*, teve como base as receitas e despesas com o corte e transporte do *E. urophylla*, cuja precificação remete a cada  $m^3$  de madeira explorado, a receita de US\$ 28,41  $m^{-3}$  e o custo de US\$ 6,35  $m^{-3}$  atribuídos conforme os índices mencionados por Brancalion et al. (2019).

Almeida et al. (2011), ao estudar os métodos de estimativa individual de árvores de *E. urophylla* no nordeste brasileiro, visando aferir a precisão destes, sugere a aplicação de fatores de forma para a espécie exótica, com base na faixa de diâmetro das árvores do inventário. O autor sugere fatores de forma que variam conforme a faixa do diâmetro, estabelecendo valores de 0,44 a 0,54 para o *E. urophylla*. No caso deste estudo, isolando as árvores de *E. urophylla* dos modelos consorciados (RAE e RPE) foi possível estimar o volume pela equação 15, tendo a equação 4 como referência para a área basal de cada indivíduo e o fator de forma seguindo o recomendado por Almeida et al. (2011), uma vez que por se tratar de área protegida, a cubagem rigorosa das árvores foi descartada.

$$Vm = g * Ht * Ff \quad (15)$$

Onde,  $Vm$  corresponde ao Volume da madeira do *E. urophylla* ( $m^3$ ),  $g$  corresponde à área basal de cada árvore multiplicada pela sua altura total ( $Ht$ ) e pelo fator de forma médio ( $Ff$ ) (ALMEIDA et al., 2011).

O somatório do volume das árvores de *E. urophylla* em cada parcela permitiu chegar ao volume de madeira total para a parcela, que considerada as demais se obteve a média de cada tratamento, sendo extrapolada para hectare. O volume médio por hectare foi multiplicado pela receita da exploração da madeira de *E. urophylla*, citada por Brancalion et al. (2019), descontados os custos com a exploração e o transporte.

Dos cinco cenários possíveis de valoração, dois deles (d) e (e), onde os dois serviços ambientais estão contemplados, os estoques de carbono tiveram que ser descontados dos incrementos de biomassa do *E. urophylla* antes de serem valorados, de modo a não haver duplicidade, já o lucro com a madeira está condicionado ao corte da espécie exótica, considerada como temporária no sistema (Brancalion et al., 2019). Finalmente, as diferenças entre os custos e as receitas dos estoques, tanto de madeira como de carbono, deram origem aos

valores (em US\$.ha<sup>-1</sup>) de abatimento e percentuais de cobertura dos custos com cada restauração.

### **3.8. Análises dos dados**

A análise estatística da densidade do solo, biomassa e estoques de carbono dos diferentes reservatórios para os diferentes tratamentos foi feita no programa R, versão 4.0 (R CORE TEAM, 2021). Os testes de Levene e Shapiro-Wilk foram aplicados para validar os requisitos de análise de variância (ANOVA), homogeneidade de variância e normalidade dos dados. Com todas as exigências cumpridas para atendimento dos requisitos, a ANOVA foi realizada adotando-se o nível de significância de 5% e, ao se constatar as diferenças, aplicou-se o Teste de Tukey com 95% de confiança.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Florística e Fitossociologia

Londe et al. (2020), em trabalho de metanálise, abordando projetos de restauração ecológica na Mata Atlântica Brasileira, fisionomia da floresta estacional Semidecídua, observou densidade de 1300 ind. ha<sup>-1</sup> e área basal de 27 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, como valores de referência para florestas restauradas. Observa-se que apenas a densidade de REF é semelhante (1263 ind. ha<sup>-1</sup>), mas a área basal ainda não se aproxima ao encontrado neste estudo, o que também se constata para todos os tratamentos da restauração (RAM, RAE e RPE).

Com o inventário florístico, um total de 756 indivíduos foram amostrados sendo 500, 748, 524 e 1252 nos tratamentos RAS, RAE, RPE e REF, respectivamente. A florística foi composta por 44 táxons, distribuídos em 22 famílias, 43 gêneros e 42 espécies. Apenas 2 táxons não foram identificados em nível de família, sendo um indeterminado e outro em nível de gênero (Tabela 1). As áreas de restauração florestal (RAS,RAE e RPE), localizadas na Fazenda Rio Fundo contam com 28 das 44 espécies e 15 famílias botânicas enquanto a área de referência (REF), localizada no Campus Rural, conta com 25 espécies, de 16 famílias botânicas, cujos indivíduos são dos diferentes grupos ecológicos (Tabela 1).

**Tabela 01-** Famílias botânicas com suas espécies de ocorrência, número de indivíduos (NI) e grupos ecológicos (GE): P=Pioneira, SI=Secundária inicial, ST=Secundária tardia e CL=Clímax.

Floresta	Família/ Gênero/Espécie	NI	GE
RAS	<b>ANACARDIACEAE</b>		
	<i>Tapirira marchandii</i> Engl.	1	P
	<b>APOCYNACEAE</b>		
	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	1	SI
	<b>CLUSIACEAE</b>		
	<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	1	P
	<b>DILLENIACEAE</b>		
	<i>Curatella americana</i> L.	38	P
	<b>FABACEAE</b>		
	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	17	SI
	<i>Centrolobium robustum</i> (Vell.) Mart. ex Benth.	14	ST
	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	3	P
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	2	P
	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	4	ST
<i>Strypnodendron Pulcherrinum</i>	2	P	

<b>Floresta</b>	<b>Família/ Gênero/Espécie</b>	<b>NI</b>	<b>GE</b>
	<i>Swartzia apetala</i> Raddi.	5	ST
	<b>MALPIGHIACEAE</b>		
	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	8	SI
	<b>MALVACEAE</b>		
	<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.) Schott & Endl.	2	SI
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	1	P
	<b>MYRTACEAE</b>		
	<i>Eucalyptus urophylla</i>	5	P
	<i>Psidium guajava</i> L.	1	P
	<b>NYCTAGINACEAE</b>		
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1	SI
	<b>POACEAE</b>		
	<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J.C. Wendl.	9	P
	<b>SAPINDACEAE</b>		
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	1	SI
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	2	CL
	<i>Sapindus saponaria</i> L.	2	P
	<b>URTICACEAE</b>		
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	3	P
	<b>VERBENACEAE</b>		
	<i>Aegiphila klotzchiana</i> Cham.	3	P
<b>RAE</b>	<b>ANNONACEAE</b>		
	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	15	P
	<b>APOCYNACEAE</b>		
	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	1	SI
	<b>BIGNONIACEAE</b>		
	<i>Tabebuia insignis</i> (Miq.) Sandwith	1	P
	<b>DILLENIACEAE</b>		
	<i>Curatella americana</i> L.	28	P
	<b>FABACEAE</b>		
	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	4	P
	<i>Centrolobium robustum</i> (Vell.) Mart. ex Benth.	1	ST
	<i>Inga edulis</i> Mart.	1	CL
	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	7	P
	<i>Swartzia apetala</i> Raddi.	2	CL
	<b>MALPIGHIACEAE</b>		
	<i>Byrsonima sericea</i> . DC.	26	SI
	<b>MALVACEAE</b>		

<b>Floresta</b>	<b>Família/ Gênero/Espécie</b>	<b>NI</b>	<b>GE</b>
	<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.) Schott & Endl.	8	SI
	<b>MYRTACEAE</b>		
	<i>Eucalyptus urophylla</i>	92	P
	<b>SAPINDACEAE</b>		
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	1	CL
	<b>URTICACEAE</b>		
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	P
<b>RPE</b>	<b>DILLENIACEAE</b>		
	<i>Curatella americana</i> L.	44	P
	<b>MALPIGHIACEAE</b>		
	<i>Byrsonima sericea</i> . DC.	7	SI
	<b>MALVACEAE</b>		
	<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.) Schott & Endl.	2	SI
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	5	P
	<b>MYRTACEAE</b>		
	<i>Eucalyptus urophylla</i>	70	P
	<b>URTICACEAE</b>		
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	3	P
<b>REF</b>	<b>ANACARDIACEAE</b>		
	<i>Tapirira marchandii</i> Engl.	20	P
	<b>ANNONACEAE</b>		
	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	1	P
	<i>Rollinia mucosa</i> Jacque	23	SI
	<b>APOCYNACEAE</b>		
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.;	2	ST
	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	8	P
	<i>Tabernaemontana</i> sp.	3	ST
	<b>ARALIACEAE</b>		
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	3	P
	<b>BORAGINACEAE</b>		
	<i>Cordia leucocephala</i>	4	P
	<b>BURSERACEAE</b>		
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	20	SI
	<b>DILLENIACEAE</b>		
	<i>Curatella americana</i> L.	1	P
	<b>FABACEAE</b>		
	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	4	SI
	<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	3	ST

<b>Floresta</b>	<b>Família/ Gênero/Espécie</b>	<b>NI</b>	<b>GE</b>
	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	3	SI
	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	11	ST
	<b>LAURACEAE</b>		
	<i>Laurus nobilis</i> L.	58	CL
	<b>MALPIGHIACEAE</b>		
	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) Rich.	15	ST
	<b>MORACEAE</b>		
	<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	1	P
	<b>MYRSINACEAE</b>		
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	6	P
	<b>MYRTACEAE</b>		
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	6	CL
	<i>Myrtus communis</i> L.	2	SI
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	2	ST
	<b>N.I.</b>		
	Não identificada	71	-
	<b>NYCTAGINACEAE</b>		
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	15	SI
	<b>SAPINDACEAE</b>		
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	8	CL
	<b>LECYTHIDACEAE</b>		
	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	23	SI

**Fonte:** Elaborado pelo autor, com informações de Lorenzi (1992) e Lorenzi (1998).

São escassos os levantamentos fitossociológicos na região de estudo, onde são descritas diferentes comunidades arbóreas, como Matas de Tabuleiro, restingas arbustivo-arbóreas, florestas maduras e secundárias (SOUSA, 2016). Entre os trabalhos que analisaram a estrutura de florestas na Fazenda Rio Fundo (FRF), Santos (2022) contabilizou 69 espécies na Floresta madura, 92 espécies na Floresta Secundária e 66 espécies na mata de Tabuleiros. Estes valores são superiores ao observados nas áreas restauradas na FRF. Um fator importante que pode ter influenciado na riqueza encontrada nas áreas estudadas foi a pouca idade do reflorestamento (9 anos).

As principais famílias que contribuíram com a ocorrência das espécies nas áreas correspondentes a restauração, foram Fabaceae (10), Sapindaceae (3), Malvaceae e Myrtaceae com duas espécies cada e as demais, Anacardiaceae, Annonaceae, Apocynaceae, Bignoniaceae,

Clusiaceae, Dilleniaceae, Malpighiaceae, Nyctaginaceae, Poaceae, Urticaceae e Verbenaceae com apenas uma espécie cada. Na floresta de referência, a família Fabaceae também foi a que mais apresentou espécies, porém em menor número (4), seguida das famílias Apocynaceae e Myrtaceae (3, cada), Annonaceae (2) e Anacardiaceae, Araliaceae, Boraginaceae, Burseraceae, Dilleniaceae, Lauraceae, Malpighiaceae, Moraceae, Myrsinaceae, Nyctaginaceae, Sapindaceae e Lecythidaceae com apenas uma espécie cada.

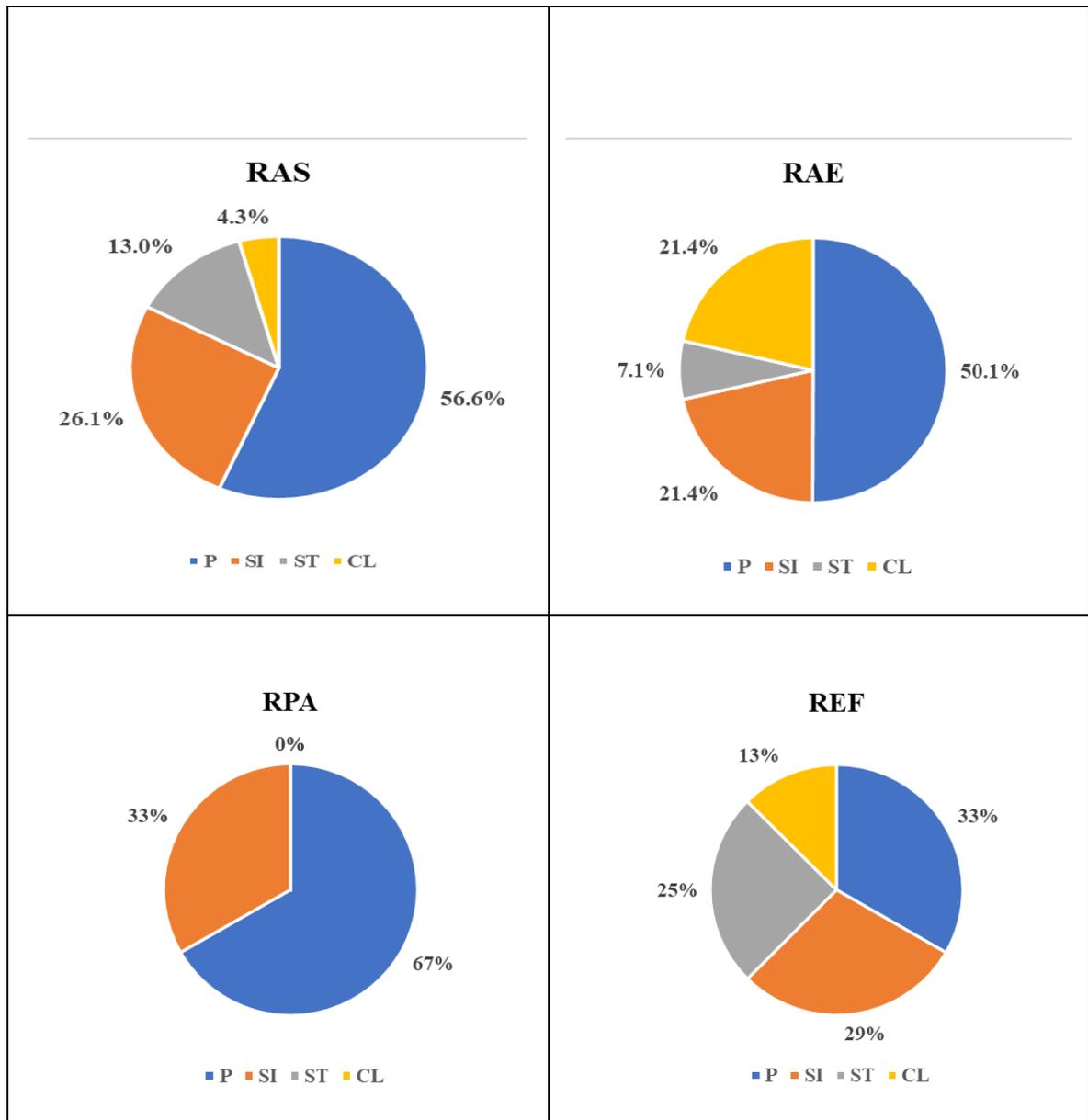
A família Fabaceae foi a que mais contribuiu nas áreas de restauração, com um percentual de 37,5%, com a família Malvaceae aparecendo em seguida, com 10,5%, enquanto na floresta de referência, a família Fabaceae contribuiu com 16%, estando próxima aos percentuais de Apocynaceae (12%) e Myrtaceae (12%).

A família Fabaceae também foi a de maior riqueza em relação ao número de táxons nos estudos realizados por Paula et al. (2021) em uma floresta estacional Semidecidual, onde o estudo menciona a importância desta família para a fisionomia florestal estudada. Em estudo de Sousa (2016), nos remanescentes florestais da FRF, entre as famílias que mais contribuíram com as espécies arbóreas estão a Myrtaceae, para as Matas de Tabuleiro e Floresta Secundária, Polygonaceae, no caso da Restinga-arbórea e Fabaceae, para a Floresta Madura, caracterizada como sendo de baixa diversidade e dominância apresentando indivíduos com diâmetros maiores e menor densidade de árvores em relação às outras fisionomias da FRF.

Os tratamentos ativos (RAS e RAE) da restauração na FRF tem na predominância de espécies da família Fabaceae um ponto em comum com a Floresta de Referência (REF), sendo estas espécies importantes para a facilitação da sucessão ecológica. Analisando o plantel de espécies que ocorrem nas áreas quanto ao grupo sucessional a que pertencem observa-se que a maioria das espécies dos tratamentos RAS e RAE são pioneiras e secundárias iniciais, que juntas respondem por 82,7 % e 71,5 % do total, respectivamente (Figura 09).

O eucalipto exerce grande influência na proporção de pioneiras dos tratamentos RAE e REF, apresentando cerca de 35% e 33% da abundância, respectivamente em RAE e RPE. No caso de RAS, apesar de existir alguns indivíduos de eucalipto deixados para trás e que correspondem a cerca de 4% da abundância, a grande proporção de pioneiras se dá por conta da presença de nativas.

Figura 09 - Percentuais de espécies por grupo ecológico: Pioneira (P); Secundária Inicial (SI); Secundária Tardia (ST); Clímax (CL). Tratamentos: REF: Floresta secundária de referência; RAS: Restauração Ativa; RAE: Restauração ativa, consorciada e RPE: Restauração Passiva, consorciada.



Fonte: Dados do inventário florestal. Com base em Lorenzi (1992) e Lorenzi (1998).

Na floresta de referência, as proporções entre os grupos são visivelmente mais equilibradas enquanto no tratamento RPE, nenhuma espécie foi enquadrada nos grupos mais tardios de sucessão.

Londe et al. (2020), observou que o percentual de espécies não-pioneiras (secundárias tardias e clímaxes) em uma floresta da FES considerada intermediária é 73,82 %, enquanto próxima dos 10 anos de idade pode atingir 60% de espécies não-pioneiras (LONDE et al,2020). Os valores observados quanto ao percentual de não-pioneiras neste estudo, para as restaurações RAS (17,3% ) e RAE (28,5%) ficaram abaixo da floresta de referência (REF), que foi de 38%.

Por outro lado, a restauração passiva (RPE) não possui amostrado nenhum indivíduo pertencente às classes sucessionais secundária tardia e clímax, demonstrando que a restauração passiva está em um estágio sucessional menos avançado.

A proporção de espécies de final de sucessão é maior em RAE, que foi submetida a um modelo ativo e é maior do que a floresta de referência (REF) devido a presença de eucalipto.

Entre as espécies que ocorrem nas áreas de restauração da FRF, estão, além das essências exóticas *E. urophylla* (167) e *Bambusa vulgaris* (36), as nativas *Curatella americana* L. (110), *Byrsonima sericea* DC.(33), *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul (17), *Eriotheca pubescens* (Mart.) Schott & Endl. (15), *Annona crassiflora* Mart. . (15), *Centrolobium robustum* (Vell.) Mart. ex Benth. (14) e *Himatanthus obovatus* (Müll. Arg.) Woodson (10). Na área de referência (REF), constam espécies como *Laurus nobilis* L. (58), *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers (23); *Rollinia mucosa* Jacq (23), *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (20) e *Tapirira marchandii* Engl.(20) (Tabela 02).

**Tabela 02-** Parâmetros fitossociológicos obtidos para os tratamentos: RAS=Restauração Ativa; RAE=Restauração Ativa, consorciada; RPE=Restauração Passiva, consorciada e REF- Floresta de Referência. Legenda: DA= Densidade Absoluta; FA=Frequência Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; DoR=Dominância Relativa; FR=Frequência Relativa; VI=Valor de Importância.

Trat	Espécie	DA	FA	DoA	DR	DoR	FR	VI	VI(%)
RAS	<i>Curatella americana</i>	152	100	1,18	30,4	23,72	11,43	65,55	21,85
	<i>Anadenanthera colubrina</i>	68	75	0,56	13,6	11,17	8,57	33,34	11,11
	<i>Centrolobium robustum</i>	56	25	0,74	11,2	14,94	2,86	28,99	9,66
	<i>Eucalyptus urophylla</i>	20	75	0,79	4	15,77	8,57	28,34	9,45
	<i>Byrsonima sericea</i>	32	50	0,54	6,4	10,82	5,71	22,94	7,65
	<i>Pterodon emarginatus</i>	16	50	0,24	3,2	4,87	5,71	13,79	4,60
	<i>Bambusa vulgaris</i>	36	25	0,10	7,2	2,06	2,86	12,12	4,04
	<i>Swartzia apetala</i>	20	25	0,21	4	4,28	2,86	11,14	3,71
	<i>Cecropia pachystachya</i>	12	50	0,09	2,4	1,88	5,71	9,99	3,33
	<i>Strypnodendron Pulcherrinum</i>	8	50	0,12	1,6	2,48	5,71	9,79	3,26
	<i>Cupania vernalis</i>	8	50	0,02	1,6	0,46	5,71	7,77	2,59
	<i>Inga laurina</i>	8	25	0,12	1,6	2,37	2,86	6,83	2,28
	<i>Erythrina velutina</i>	8	25	0,06	1,6	1,29	2,86	5,75	1,92
	<i>Aegiphila klotzchiana</i>	12	25	0,02	2,4	0,47	2,86	5,73	1,91
	<i>Sapindus saponaria</i>	8	25	0,06	1,6	1,14	2,86	5,60	1,87
<i>Eriotheca pubescens</i>	8	25	0,03	1,6	0,62	2,86	5,08	1,69	
<i>Vismia brasiliensis</i>	4	25	0,02	0,8	0,35	2,86	4,00	1,33	

Trat	Espécie	DA	FA	DoA	DR	DoR	FR	VI	VI(%)
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	4	25	0,01	0,8	0,29	2,86	3,95	1,32
	<i>Tapirira marchandii</i>	4	25	0,01	0,8	0,26	2,86	3,92	1,31
	<i>Cupania oblongifolia</i>	4	25	0,01	0,8	0,21	2,86	3,87	1,29
	<i>Guapira opposita</i>	4	25	0,01	0,8	0,20	2,86	3,85	1,28
	<i>Psidium guajava</i>	4	25	0,01	0,8	0,19	2,86	3,85	1,28
	<i>Himatanthus obovatus</i>	4	25	0,01	0,8	0,15	2,86	3,81	1,27
	<b>Total (RAS)</b>	<b>501</b>	<b>875</b>	<b>4,99</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>300</b>	<b>100</b>
	<i>Eucalyptus urophylla</i>	376	100	4,01	49,20	66,57	13,33	129,10	43,03
	<i>Curatella americana</i>	115	100	0,56	14,97	9,26	13,33	37,56	12,52
	<i>Byrsonima sericea</i>	102	100	0,43	13,37	7,09	13,33	33,80	11,27
	<i>Annona crassiflora</i>	61	100	0,21	8,02	3,54	13,33	24,90	8,30
	<i>Eriotheca pubescens</i>	33	75	0,20	4,28	3,31	10,00	17,58	5,86
	<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	29	25	0,31	3,74	5,17	3,33	12,24	4,08
	<i>Anadenanthera colubrina</i>	16	50	0,13	2,14	2,21	6,67	11,02	3,67
<b>RAE</b>	<i>Swartzia apetala</i>	8	50	0,02	1,07	0,29	6,67	8,03	2,68
	<i>Cecropia pachystachya</i>	4	25	0,07	0,53	1,11	3,33	4,98	1,66
	<i>Andira nitida</i>	4	25	0,03	0,53	0,45	3,33	4,31	1,44
	<i>Inga edulis</i>	4	25	0,02	0,53	0,30	3,33	4,16	1,39
	<i>Tabebuia insignis</i>	4	25	0,02	0,53	0,29	3,33	4,16	1,39
	<i>Himatanthus obovatus</i>	4	25	0,01	0,53	0,24	3,33	4,11	1,37
	<i>Cupania vernalis</i>	4	25	0,01	0,53	0,18	3,33	4,05	1,35
	<b>Total (RAE)</b>	<b>765</b>	<b>750</b>	<b>6,02</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>300</b>	<b>100</b>
	<i>Eucalyptus urophylla</i>	277	100	2,39	53,44	69,26	28,57	151,27	50,42
	<i>Curatella americana</i>	174	100	0,78	33,59	22,59	28,57	84,75	28,25
	<i>Byrsonima sericea</i>	28	50	0,10	5,34	3,01	14,29	22,64	7,55
<b>RPE</b>	<i>Guazuma ulmifolia</i>	20	50	0,12	3,82	3,56	14,3	21,66	7,22
	<i>Cecropia pachystachya</i>	12	25	0,04	2,29	1,08	7,14	10,52	3,51
	<i>Eriotheca pubescens</i>	8	25	0,02	1,53	0,50	7,14	9,17	3,06
	<b>Total (RPE)</b>	<b>519</b>	<b>350</b>	<b>3,44</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>300</b>	<b>100</b>
	<i>Laurus sp.</i>	234	100	3,17	18,53	23,36	6,67	48,55	16,18
	<i>Tapirira marchandi</i>	81	100	1,80	6,39	13,30	6,67	26,35	8,78
	<i>Eschweilera ovata</i>	93	75	0,86	7,35	6,34	5,00	18,69	6,23
	<i>Byrsonima verbascifolia</i>	61	100	0,94	4,79	6,95	6,67	18,41	6,14
<b>REF</b>	<i>Rollinia mucosa</i>	93	50	0,91	7,35	6,72	3,33	17,41	5,80
	<i>Protium heptaphyllum</i>	81	100	0,49	6,39	3,64	6,67	16,70	5,57
	<i>Pterodon emarginatus</i>	44	100	0,69	3,51	5,11	6,67	15,29	5,10
	<i>Guapira opposita</i>	61	75	0,73	4,79	5,36	5,00	15,15	5,05

Trat	Espécie	DA	FA	DoA	DR	DoR	FR	VI	VI(%)
	<i>Himatanthus obovatus</i>	32	100	0,38	2,56	2,81	6,67	12,03	4,01
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	24	75	0,13	1,92	0,96	5,00	7,88	2,63
	<i>Cupania vernalis</i>	32	50	0,15	2,56	1,10	3,33	6,99	2,33
	<i>Schefflera morototoni</i>	12	75	0,08	0,96	0,58	5,00	6,54	2,18
	<i>Myrsine coriacea</i>	24	50	0,17	1,92	1,25	3,33	6,50	2,17
	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	8	50	0,21	0,64	1,53	3,33	5,50	1,83
	<i>Duguetia lanceolata</i>	12	50	0,09	0,96	0,64	3,33	4,93	1,64
	<i>Plathymenia reticulata</i>	12	50	0,06	0,96	0,41	3,33	4,70	1,57
	<i>Cordia leucocephala</i>	16	25	0,20	1,28	1,46	1,67	4,41	1,47
	<i>Anadenanthera colubrina</i>	16	25	0,12	1,28	0,88	1,67	3,83	1,28
	<i>Myrtus communis</i>	8	25	0,11	0,64	0,78	1,67	3,09	1,03
	<i>Tabernaemontana sp.</i>	12	25	0,06	0,96	0,45	1,67	3,08	1,03
	<i>Ficus organensis</i>	4	25	0,14	0,32	1,05	1,67	3,04	1,01
	<i>Psidium cattleyanum</i>	8	25	0,03	0,64	0,25	1,67	2,56	0,85
	<i>Curatella americana</i>	4	25	0,06	0,32	0,44	1,67	2,43	0,81
	<i>Annona crassiflora</i>	4	25	0,03	0,32	0,21	1,67	2,20	0,73
	não identificadas	287	100	1,95	22,68	14,40	6,67	43,75	14,58
	<b>Total (REF)</b>	<b>126</b>	<b>1500</b>	<b>13,56</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>300</b>	<b>100</b>
		<b>3</b>							

**Fonte:** Elaborado pelo próprio Autor, com base no levantamento florístico próprio, com exceção das espécies de REF, que foram identificadas por Santos (2020).

No tratamento RAS, *Curatella americana* teve o maior número de indivíduos e o maior valor de importância (VI), devido à maior dominância e frequência. Nos tratamentos RAE e RPE, a espécie mais abundante e detentora dos maiores valores de importância foi o *E. urophylla* e na floresta de referência (REF), *Laurus sp.* foi a espécie com maior número de indivíduos e maior valor de importância. A área basal dos tratamentos foram de 4,98 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, 6,01 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, 3,44 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e 13,56 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e a densidade foi de 875 ind. ha<sup>-1</sup>, 750 ind. ha<sup>-1</sup>, 350 ind. ha<sup>-1</sup>, e 1263 ind. ha<sup>-1</sup>, respectivamente para RAS, RAE e RPE e REF.

Alguns fatores podem explicar a baixa densidade e área basal das três áreas em restauração (RAS, RAE e RPE), o espaçamento de 4 x 4 m nos tratamentos RAS e RAE, o pouco tempo de implantação das restaurações ecológicas e baixa aptidão dos solos das áreas.

Ou seja, ausência de melhores condições de sítios para o crescimento das árvores, agravado pela falta de critérios de escolha das espécies introduzidas, algumas delas não adaptadas aos solos característicos da região. A elevada incidência de gramíneas invasoras nos tratamentos RAE e RPE dificultaram o recrutamento de espécies da regeneração natural e o

estabelecimento das mudas no modelo ativo. Os resultados mostram que nas áreas sob restauração da FRF, as espécies *Curatella americana* e *Byrsonima sericea*, mostraram-se adaptadas aos ambientes estudados, sobretudo naqueles mais abertos, característicos de savana arbórea aberta (RADAMBRASIL, 1983), ocorrendo em regiões de transição da floresta e da savana (JATI, MAULAZ; 2019).

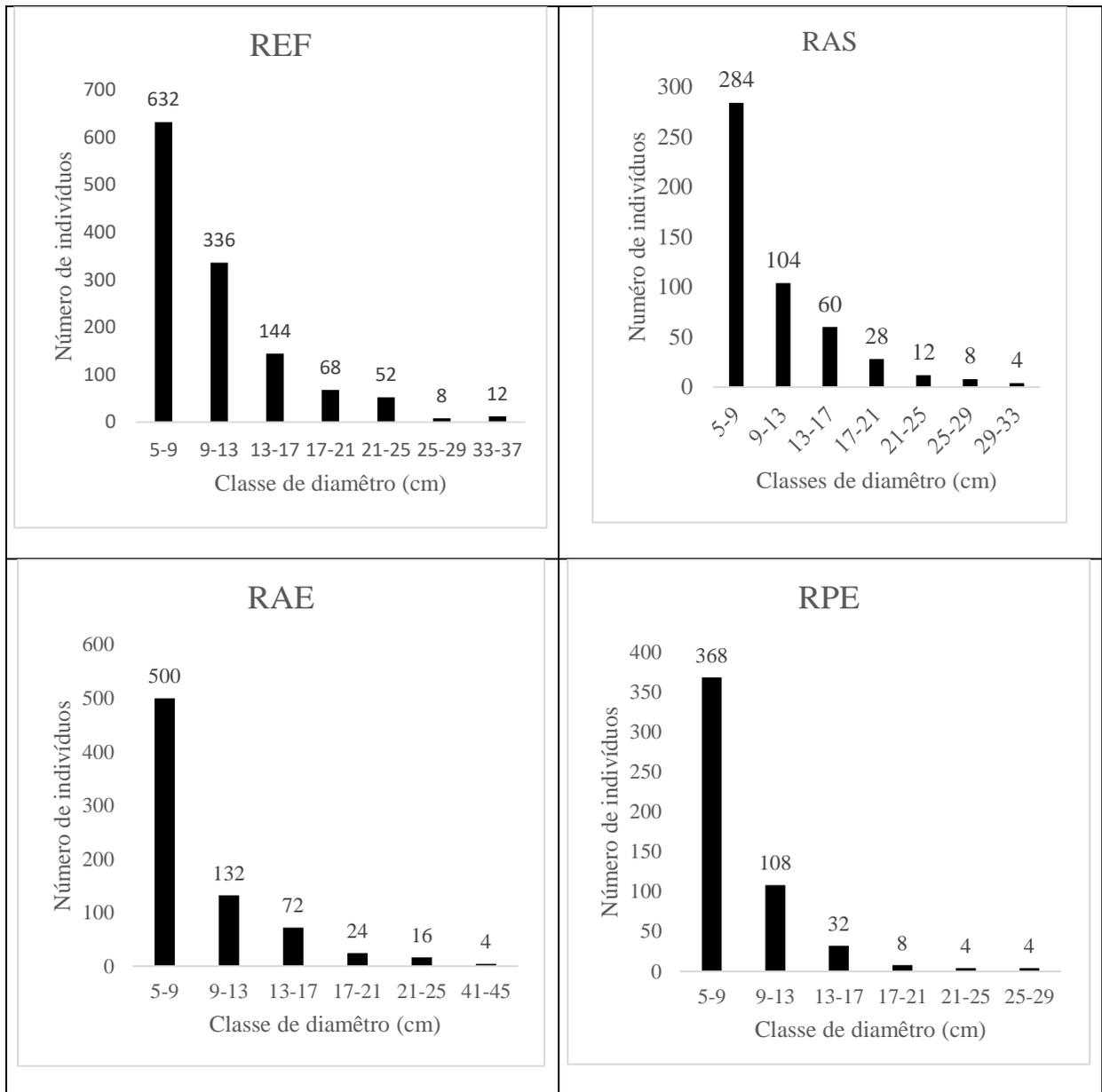
Além das nativas recrutadas e plantadas, as restaurações representadas pelos modelos RAS e RAE (ativo) e RPE (passivo) ainda tiveram na densidade e na área basal, a contribuição de espécie exótica introduzida antes do início da restauração. Estão presentes na área, antes mesmo do início das restaurações, a *Bambusa vulgaris* e o *E. Urophylla*, que aumentam a densidade e a área basal nos trechos. Porém as espécies *Bambusa vulgaris* e *E. urophylla* também podem fazer o papel de inibidoras da sucessão ecológica, monopolizando recursos como água, nutrientes e luz solar. E pela reprodução vegetativa de *Bambusa vulgaris* que impede a regeneração de outras espécies no sub-bosque. Além disso, a interação biótica das espécies *Bambusa vulgaris* e *E. urophylla* que são exóticas e não servem como fonte de alimentação para a fauna silvestre, não contribuindo para a polinização e dispersão nestes ecossistemas.

Na área de referência (REF), onde a floresta já está estabelecida, *Laurus sp.* é a espécie que apresentou a maior densidade absoluta (234 ind. ha<sup>-1</sup>), sendo detentora do maior valor de importância observado na área (16,18%,). Esta espécie divide a área com outras quatro espécies: *Eschweilera ovata* e *Rollinia mucosa*, com 93 indivíduos ha<sup>-1</sup> cada e *Tapirira marchandii* e *Protium heptaphyllum*, com 81 ind.ha<sup>-1</sup> cada. No entanto, *Tapirira marchandii* apresenta um valor de importância de 8,78%, revelando-se como uma das espécies dominantes e importantes na comunidade, com uma DoR de 13,29% na área de referência.

Nas áreas de restauração da FRF, a espécie *Curatella americana* é a com maior densidade em todos os tratamentos e a de maior valor de importância, ficando atrás somente da espécie exótica *E. urophylla*, nos modelos consorciados, sendo a primeira espécie no modelo ativo RAS. *Byrsonima sericea* é outra espécie nativa que também se mostra bem distribuída nas áreas de restauração e junto com a *Curatella americana* responde pelas maiores frequências e dominâncias absolutas em RAS, RAE e RPE.

A distribuição das classes de diâmetro (Figura 10) mostram a tendência de “J” invertido (HARPER, 1990).

Figura 10- Classes de diâmetro para os tratamentos: REF: Floresta secundária de referência; RAS: Restauração Ativa; RAE: Restauração ativa, consorciada e RPE: Restauração Passiva, consorciada.

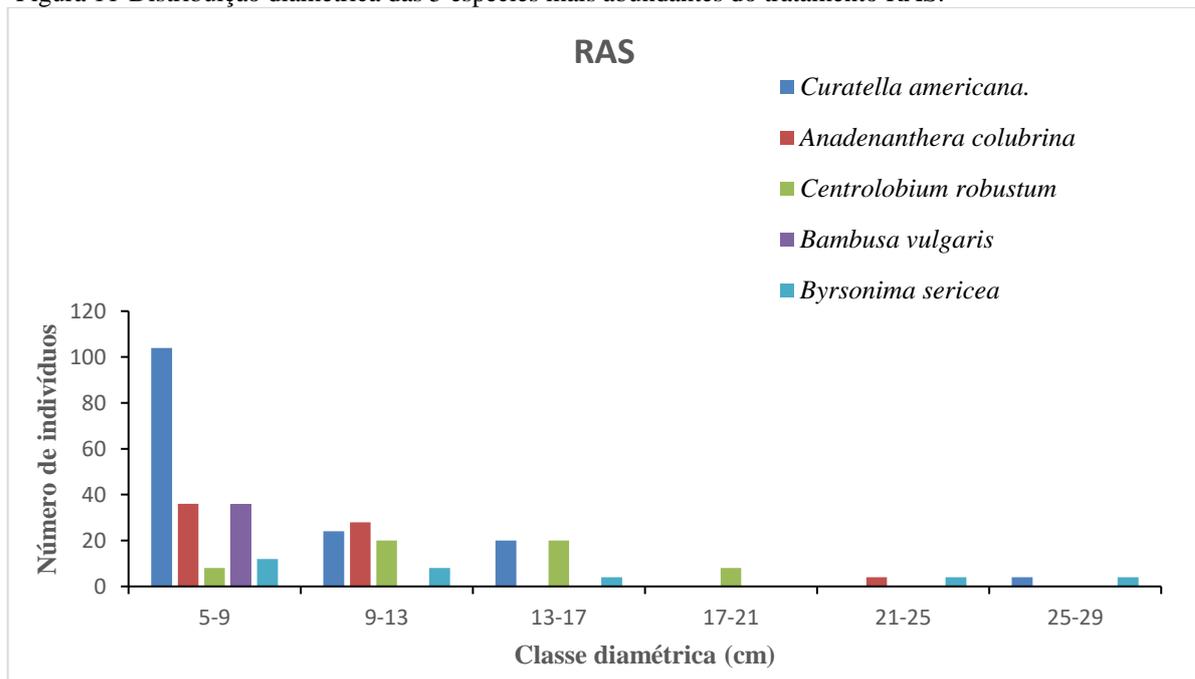


Fonte: Elaborado pelo próprio Autor, com base no levantamento de campo.

Em todas as quatro áreas (RAS, RAE, RPE e REF) observa-se a redução progressiva do número de indivíduos com o aumento das classes, mostrando que está havendo o recrutamento de plântulas, com alto índice de regeneração e condição característica de comunidades nativas nos estádios iniciais da sucessão. A diferença é que nos tratamentos RAS e REF, os indivíduos estão melhor distribuídos nas classes, ao contrário de RAE e RPE, em que a maior concentração de indivíduos está nas três primeiras classes.

Entre as 5 espécies mais abundantes de RAS (Figura 11), *Centrolobium robustum* apresenta a maioria de seus indivíduos em classes intermediárias (9 a 13 cm e 13 a 17 cm), decaindo em número de indivíduos nas classes imediatamente anterior e posterior, não seguindo o padrão do “J” invertido. Esta distribuição ocorre por ser uma espécie plantada e que possivelmente não vem sendo dispersada. *Anadenanthera colubrina*, apresenta indivíduos concentrados nas duas primeiras classes, e com diâmetros menores, mas com uma densidade absoluta de indivíduos considerável, que colabora com a área basal.

Figura 11-Distribuição diamétrica das 5 espécies mais abundantes do tratamento RAS.



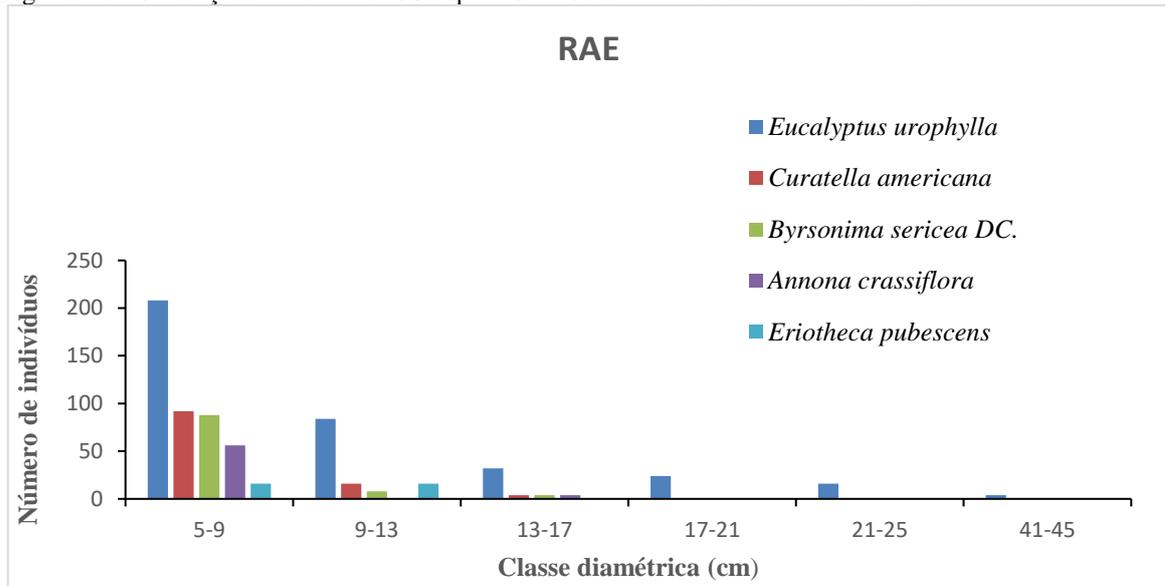
Fonte: Elaborado pelo próprio Autor, com base no levantamento de campo.

*Bambusa vulgaris*, espécie exótica ocupa uma única classe de diâmetros no tratamento (5-9 cm). Esta espécie não aparece nas classes subsequentes, por se tratar de uma espécie cujos diâmetros não atingem grandes valores, estando restrita em uma classe mais baixa e sugerindo ocorrências localizadas na área. O contrário se tem quando se analisa a distribuição diamétrica de *Curatella americana* e *Byrsonima sericea*, pois demonstram a boa distribuição nas áreas, com indícios de recrutamento, com a primeira espécie apresentando maior densidade do que a segunda, variando mais nas faixas de diâmetros, ao ponto que a segunda compensa com diâmetros maiores, revelando outro aspecto desejável para a manutenção da área basal.

Na distribuição diamétrica dos 5 indivíduos mais abundantes dos tratamentos RAE e RPE (Figuras 12 e 13), a presença de *E. urophylla* se dá em todas as classes de diâmetro, com a maior concentração na classe mais baixa (5-9 cm). À época de implementação da restauração

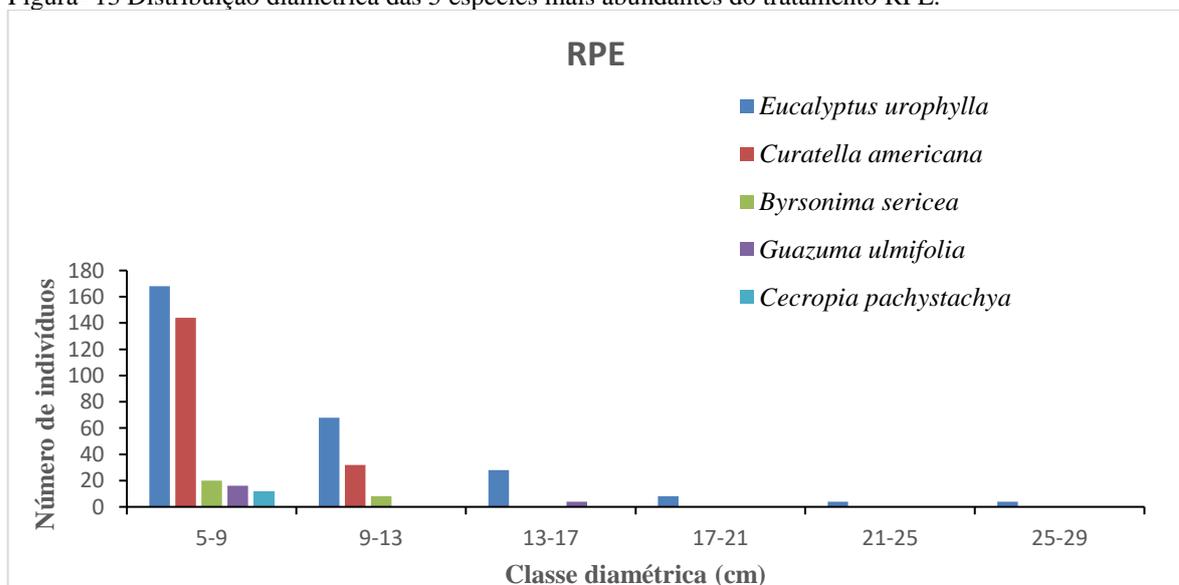
nestes trechos, os indivíduos de *E. urophylla* ainda não haviam atingido o tamanho ideal para exploração e o talhão apresentava-se bastante heterogêneo em relação ao desenvolvimento das árvores. Um desbaste foi realizado, retirando-se os indivíduos maiores que pudessem ser aproveitados para fins energéticos, permanecendo na área cerca de 50 % dos indivíduos, o que explica uma distribuição do *E. urophylla*, concentrando-se nas menores faixas de diâmetro com uma redução da ocorrência de árvores desta espécie nas faixas seguintes nestes tratamentos.

Figura 12-Distribuição diamétrica das 5 espécies mais abundantes do tratamento RAE.



Fonte: Elaborado pelo próprio Autor, com base no levantamento de campo

Figura- 13 Distribuição diamétrica das 5 espécies mais abundantes do tratamento RPE.



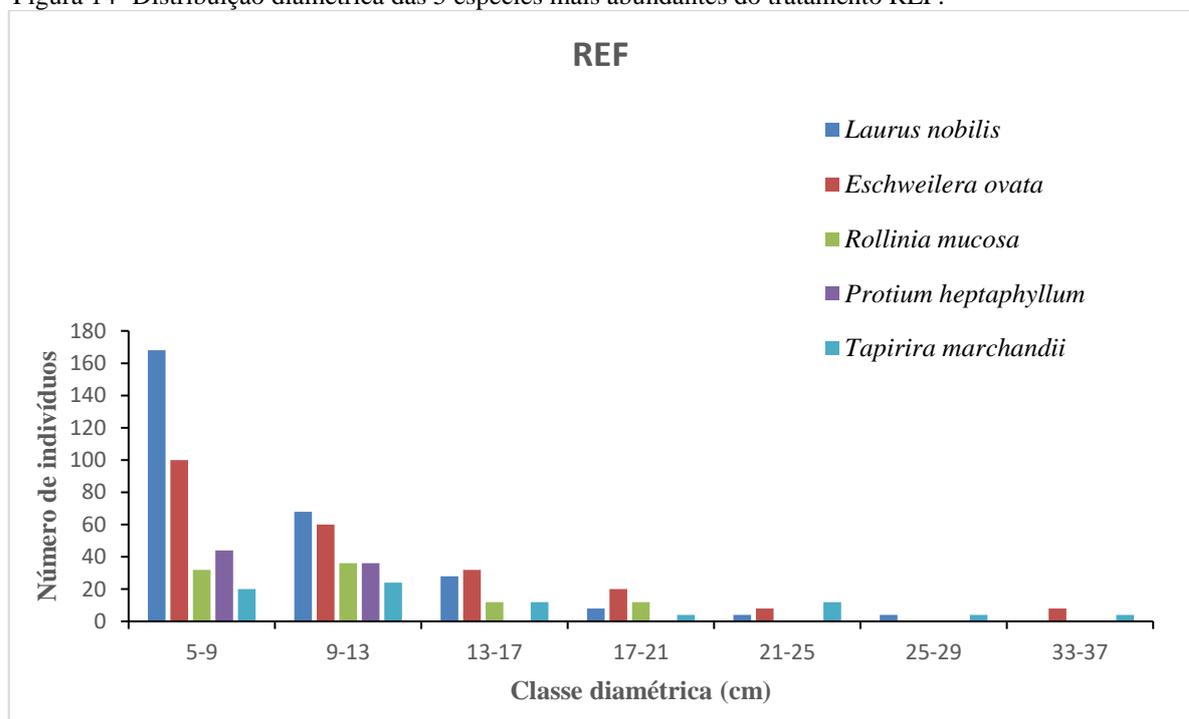
Fonte: Elaborado pelo próprio Autor, com base no levantamento de campo

Os indivíduos das duas espécies nativas mais abundantes, *Curatella americana* e *Byrsonima sericea* também estão em sua maioria na classe de 5 a 9 cm e seguem nas classes seguintes mantendo o padrão do “J” invertido em ambos os tratamentos (RAC e RPE), assim

como no tratamento RAS. No caso destas espécies é um indicativo de que está havendo o recrutamento em todos os tratamentos de restauração. A espécie exótica *E.urophylla* também apresentou uma distribuição em classes variadas, sugerindo seu recrutamento.

A Figura 14 refere-se à distribuição diamétrica das 5 espécies mais abundantes na floresta de referência (REF), onde as espécies apresentam-se com concentração de indivíduos na classe menor, seguindo o padrão de “J” invertido, com atenção para as espécies *Eschweilera ovata* e *Laurus sp.*, cujos indivíduos foram registrados com maiores quantidades nas classes de diâmetros menores.

Figura 14- Distribuição diamétrica das 5 espécies mais abundantes do tratamento REF.



Fonte: Elaborado pelo próprio Autor, com base no levantamento de campo.

Os valores da diversidade ( $H'$ ) e de equabilidade ( $J$ ) obtidos neste estudo, para cada tratamento e para a floresta de referência estão apresentados na Tabela 03. Os valores de  $H'=2,47$  para RAS;  $H'=1,66$  para RAE;  $H'=1,13$  para RPE e  $H'=2,57$  para REF podem ser considerados baixos em comparação a florestas secundárias na Mata Atlântica, já que o Bioma chega a apresentar no caso de áreas conservadas, índices em torno de  $H'=4,00$  (SANTOS, 2022). Isso se dá, em parte pelo motivo das áreas de restauração serem consideradas recentes e pela variação de fisionomias florestais que formam a Mata Atlântica brasileira ao longo da sua distribuição pelo território brasileiro (IBGE, 2005).

Tabela 03-Índices ecológicos das áreas de restauração e de referência. Legenda: RAS= Restauração Ativa; RAE= Restauração ativa, consorciada; RPE= Restauração Passiva, consorciada e REF= Floresta secundária e de referência.

Florestas	Índice de Shannon(H')	Índice de Pielou (J)
<b>RAS</b>	2,46	0,78
<b>RAE</b>	1,66	0,63
<b>RPE</b>	1,13	0,63
<b>REF</b>	2,57	0,80

Fonte: elaborado pelo próprio autor (2022).

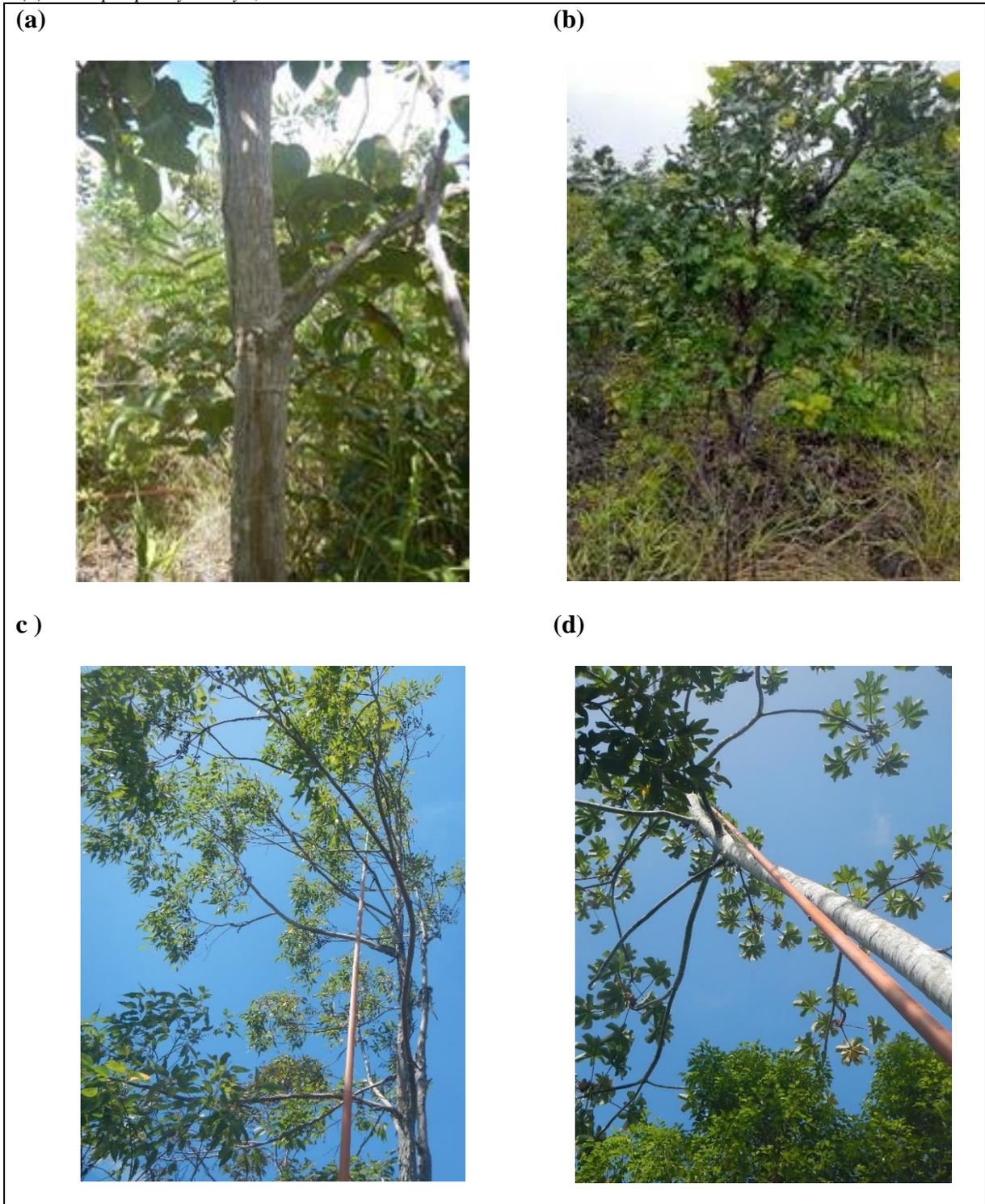
No entanto, ao comparar os valores dos tratamentos entre si, verifica-se que RAS se aproxima da floresta secundária (REF), enquanto os dois outros tratamentos, RAE e RPE, apresentaram valores bem inferiores aos da REF. Santos (2022), estudando a diversidade de fragmentos de Mata Atlântica na FRF, encontrou valores de  $H' = 2,29$ ,  $H' = 2,52$  e  $H' = 2,54$ , respectivamente para Floresta Madura, Floresta Secundária e Mata de Tabuleiro, sendo próximos aos encontrados neste estudo para RAS, porém, para os modelos consorciados com *E. urophylla* (RAE e RPE), os índices de Shannon de 1,66 e 1,13, respectivamente revelam-se menores e podem ter relação com a dominância de *E. urophylla*.

Em relação à equabilidade (J), os valores observados foram:  $J = 0,78$ , para RAS;  $J = 0,63$ , para RAE e RPE e  $J = 0,80$ , para REF. Este Índice está relacionado ao índice de diversidade e no caso deste estudo aumentou conforme a diversidade encontrada nos tratamentos, com exceção de RAE e RPE, em que os valores de índices de Pielou foram iguais ( $J = 0,63$ ) indicando que a heterogeneidade florística destas áreas é baixa em relação ao número de total de espécies.

Santos (2022), avaliando o componente arbóreo de trechos de Mata Atlântica descritos por Sousa (2016) como Mata de Tabuleiro, Floresta Secundária e Floresta Madura, localizados próximos às áreas de restauração da FRF, observou equabilidades de  $J = 0,90$ ;  $J = 0,92$  e  $J = 0,95$ ; respectivamente para as formações de estágio inicial ao mais avançado. Os valores de equabilidade encontrados por Santos (2022) são maiores do que encontrados neste estudo, o que é de se esperar nas áreas de restauração com 9 anos de idade.

Algumas das espécies mais abundantes nas áreas de restauração levantadas neste estudo são comuns aos tratamentos de restauração e à floresta de referência (Figura 15).

Figura 15- Espécies abundantes nos trechos de restauração levantados: (a) *Eriotheca pubescens* (Mart.) Schott & Endl (colher-de-vaqueiro), em RAE e (b) *Curatella americana* L. (Sambaíba), em RAS; (c) *Eucalyptus urophylla* e (d) *Cecropia pachystachya*, em RPE.

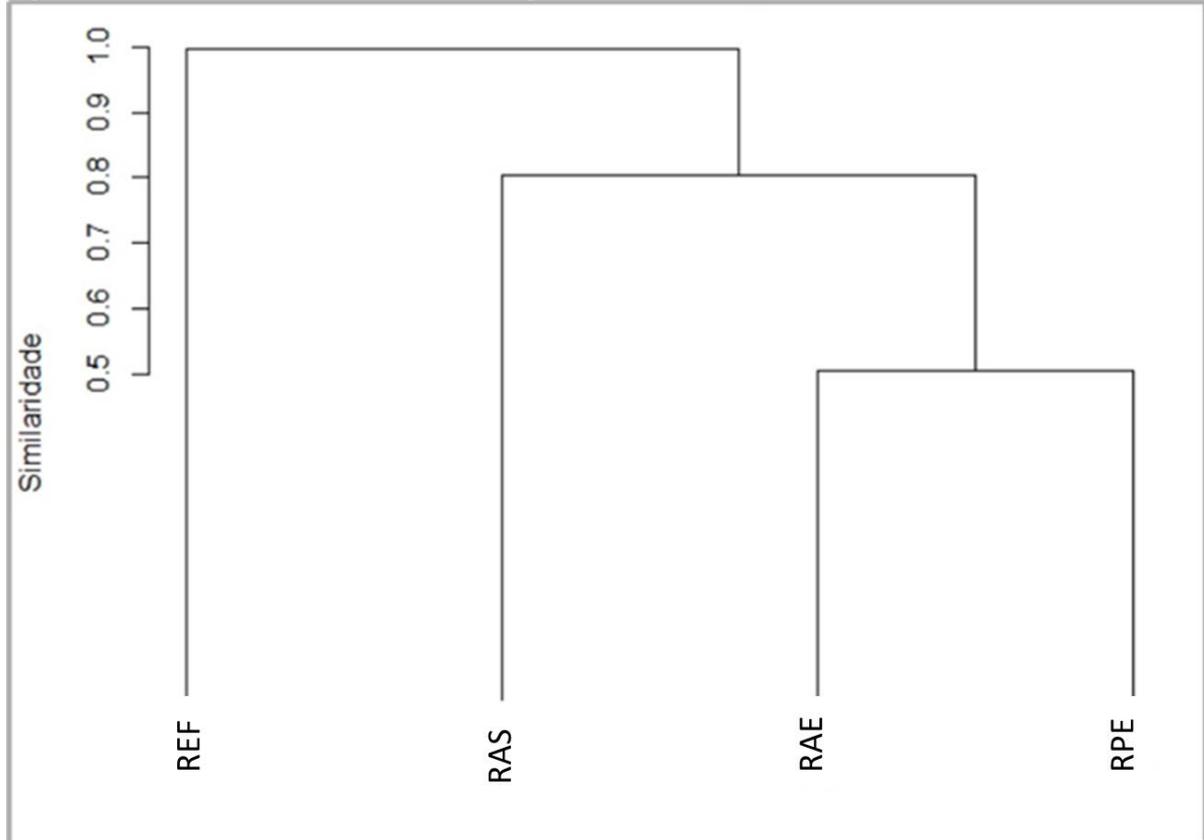


Fonte: Acervo do próprio autor (2022).

Apesar disso, o índice de Similaridade de Jaccard não apontou uma grande similaridade florística no presente estudo entre as áreas ativa (RAE) e passiva (RPE), consorciadas, com a floresta secundária (REF). Um subgrupo é formado com estes dois tratamentos quando se considera o corte a 60 % de similaridade, em que a restauração ativa RAE e passiva RPE

mostram-se equivalentes entre si. A similaridade entre este grupo formado com RAE e RPE é de cerca de 50% em relação a floresta secundária (REF), sendo que o tratamento mais próximo de REF em termos de composição florística é o RAS, com 80% de similaridade (Figura 16).

Figura 16- Similaridade das florestas estudadas, por meio da análise de Jaccard.



Fonte: Elaborado pelo autor. Programa R, versão 4.0 (R CORE TEAM, 2021).

#### 4.2. Estoques e carbono

O maior estoque de carbono arbóreo foi no tratamento de referência REF (26,86 Mg C ha<sup>-1</sup>), sendo este o maior reservatório da biomassa de carbono acima do solo em todos os compartimentos (Tabela 04). Os estoques referentes às raízes foram estimados a partir dos estoques de biomassa arbórea e por este motivo as comparações estatísticas neste compartimento de raízes foram dispensadas. Porém, os tratamentos da restauração somaram os dois estoques de carbono (árvores e raízes), para possibilitar a comparação com outros trabalhos, tendo os seguintes estoques de carbono, de árvores e raízes, como base: 8,92 Mg C ha<sup>-1</sup> e 3,05 Mg C ha<sup>-1</sup> (RAS); 14,42 Mg C ha<sup>-1</sup> e 4,90 Mg C ha<sup>-1</sup> (RAE) e 7,96 Mg C ha<sup>-1</sup> e 2,79 Mg C ha<sup>-1</sup> (RPE).

**Tabela 04:** Valores médios do estoque de carbono total ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) dos compartimentos nos diferentes tratamentos. Legenda: RAS= Restauração Ativa; RAE= Restauração ativa, consorciada; RPE= Restauração Passiva, consorciada e REF= Floresta secundária e de referência. Letras diferentes entre os tratamentos indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey ( $p < 0.05$ ).

Compartimentos	Florestas			
	REF	RAS	RAE	RPE
Árvores	26,86 a	8,92 b	14,42 ab	7,96 b
Raízes	9,04	3,05	4,90	2,79
Árvores + Raízes	37,90	11,97	19,32	10,75
Herbáceas	0,27 b	0,16 b	0,46 b	1,31 a
Serapilheira	2,72 a	0,99 a	1,74 a	1,18 a
Solo	25,79 b	20,72 c	40,54 a	36,99 a
<b>Total</b>	<b>64,68 a</b>	<b>33,84 b</b>	<b>62,06 a</b>	<b>50,23 ab</b>

Fonte: elaborado pelo próprio autor (2022).

Na floresta secundária ou de referência (REF), o valor do estoque de carbono das raízes foi de  $9,04 \text{ Mg ha}^{-1}$ , que somado ao carbono arbóreo forma  $37,90 \text{ Mg C ha}^{-1}$ . De acordo com Santos (2022), em áreas próximas aos trechos de restauração do presente estudo na FRF, as florestas classificadas como Floresta Madura, Floresta Secundária e Mata de tabuleiros, apresentaram estoques arbóreos respectivos de  $34,33 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ,  $30,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$  e  $17,15 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , considerando a soma dos dois reservatórios de carbono (árvores e raízes). Pelo estimado neste estudo, os valores de REF foram superiores ao ecossistema mais preservado do estudo de Santos (2022), a Floresta Madura ( $34,33 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), o que indica uma boa condição dos estoques de carbono destes dois compartimentos da referência. A soma dos estoques de árvores e raízes da floresta de referência ( $37,90 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) também se revela superior aos tratamentos da restauração:  $11,97 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (para RAS);  $19,32 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (RAE) e  $10,75 \text{ Mg C ha}^{-1}$  (RPE). Observa-se que, diferentemente da floresta de referência, os valores dos estoques dos trechos sob restauração são menores em virtude do pouco tempo de sucessão em relação aos remanescentes estudados por Santos (2022), o que também pode ser aceito para comparação com os remanescentes próximos às restaurações na FRF, que da mesma forma são mais antigos.

Zanini et al. (2021) avaliou estoques de carbono em áreas de restauração com sete anos de idade e concluiu que o compartimento arbóreo que deteve o maior estoque de carbono foi o da sua área de referência ( $27,77 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). Concluiu que existe uma tendência que explica os maiores estoques de carbono arbóreo para as florestas com o estágio sucessional mais avançado.

Os valores obtidos neste estudo mostraram-se bastante próximos aos de Zanini et al. (2021), que trabalhou no mesmo bioma Mata Atlântica, com áreas restauradas.

No caso do estoque de carbono das herbáceas, que apresentaram valores de 0,16 Mg C ha<sup>-1</sup> (RAS), 0,46 Mg C ha<sup>-1</sup> (RAE) ; 0,27 Mg C ha<sup>-1</sup> (REF) e 1,31 Mg Mg C ha<sup>-1</sup> (RPE), os resultados mostram que o maior valor foi o do tratamento RPE, por apresentar maior incidência de gramíneas. Mesmo assim, este compartimento pouco influenciou positivamente o total de carbono estocado na área (2,67%). Por outro lado, o compartimento das herbáceas foi um reservatório de carbono significativo em RPE (1,31 Mg ha<sup>-1</sup> de C<sup>1</sup>) o que trouxe prejuízos para a estocagem de carbono em outros compartimentos, como o de arbóreas e de raízes. Nos outros tratamentos, o carbono das herbáceas foi menor, sobretudo nas áreas com índices ecológicos melhores, como RAS e REF. A densidade arbórea menor em RPE propiciou um ambiente de maior abertura do dossel, o que favoreceu o aumento da biomassa de herbáceas pela maior incidência de luminosidade (ZANINI et al., 2021).

Segundo Zanini et al (2021) ao avaliarem os compartimentos de carbono das herbáceas em áreas de restauração florestal com 7 anos, na FES, observou que os modelos passivos apresentaram valores de 2,08 Mg C ha<sup>-1</sup>, ou seja, valores maiores do que os deste estudo, porém, no caso das áreas do modelo passivo na FRF, além da restauração ter 9 anos de idade, contam com a presença do *E. urophylla*. Esta espécie, apesar de aumentar a densidade de árvores nos trechos consorciados, apresenta uma arquitetura que não favorece o fechamento de copa, criando melhores condições para as invasoras, do que o ambiente formado com espécies nativas. No modelo ativo, o baixo valor de carbono nas herbáceas (0,16 Mg C ha<sup>-1</sup>) indica que o trecho está melhor entre os tratamentos da restauração e demonstra um maior fechamento do dossel. O carbono estocado neste compartimento está relacionado à cobertura de plantas consideradas invasoras, o que não é promissor para o progresso da restauração florestal, pela concorrência com outros estoques de carbono. A cobertura herbácea abundante pode estagnar a sucessão florestal, cessando o recrutamento de espécies pois impede a germinação de sementes e prejudica o desenvolvimento das mudas (ZANINI et al., 2021).

A média do teor de carbono na serrapilheira foi de 36,77% na RAS, 37,65% na RAE, 35,85% na RPE e 39,19% na REF, resultados semelhantes aos de Zanini et al. (2021). Segundo Diniz et al. (2015), alguns trabalhos mostram uma tendência de que as florestas consolidadas, com estágio sucessional mais adiantado, apresentem estoques de serrapilheira maiores, sobretudo pela maior densidade de árvores. De acordo com o mesmo autor, aponta variação nos valores de biomassa morta (serrapilheira) entre Florestas Estacionais Semidecíduas de

diferentes estágios sucessionais, variando de 33,4 Mg C ha<sup>-1</sup>, no estágio médio e 115,6 Mg C ha<sup>-1</sup> no estágio avançado.

Para os tratamentos RAE e RPE, consorciados com *E. urophylla*, e que apresentaram valores iguais estatisticamente a REF, a espécie *E. urophylla* pode ter sido a responsável pela maior acumulação de serrapilheira, o que já é suficiente para fazer igualar aos maiores valores da REF mesmo com uma diversidade menor. Barbosa et al. (2017) levantou a biomassa morta, representada pela serrapilheira, em plantios puros de *E. urophylla* e em Floresta Estacional Semidecidual Montana, obtendo resultados de 13,1 Mg C ha<sup>-1</sup> (plantio de eucalipto) e 6,3 Mg C ha<sup>-1</sup> (floresta nativa), o que mostra que os plantios de exóticas podem acumular cerca de 50% a mais de carbono, em comparação às florestas nativas, mas perdem em termos de diversidade.

O material oriundo das árvores de *E. Urophylla* no chão da floresta também demonstra maior volume, pois usualmente decompõe-se mais lentamente do que o das árvores nativas, devido à sua composição química diferenciada (lignina e polifenóis), influenciando as taxas de decomposição e causando o acúmulo da serrapilheira (O'CONNELL, SANKARAN, 1997; AERTS, CHAPIN 2000). Dependendo do clima e do solo, *E. urophylla* dificulta o processo de decomposição, favorecendo o acúmulo de serrapilheira, por conta de sua própria constituição foliar influenciando na atividade dos decompositores da serrapilheira (VALADÃO et al., 2019).

Finalmente, para os estoques de carbono do solo foram encontrados valores de 25,79 Mg C ha<sup>-1</sup> para REF; 20,72 Mg C ha<sup>-1</sup> para RAS; 40,54 Mg C ha<sup>-1</sup> para RAE e 36,99 Mg C ha<sup>-1</sup> para RPE. O maior estoque de carbono no solo encontrado foi em RAE (modelo ativo), seguido pelo modelo passivo (RPE), ambos consorciados com *E. Urophylla*, seguidos pela floresta secundária (REF) e pela RAS. Os estoques de carbono no solo em restaurações ecológicas jovens necessitam de mais tempo para se igualar as florestas secundárias (ZANINI et al., 2021), o que pode explicar o valor mais baixo do modelo ativo de restauração RAS com 9 anos de idade em relação à floresta secundária com mais de 20 anos de existência.

No entanto, os estoques maiores de carbono do solo entre os modelos consorciados podem ter relação com o manejo diferenciado da área, em relação ao modelo ativo não consorciado, por conta da cultura do *E. Urophylla*. No caso deste estudo, dois grupos foram observados, o primeiro composto pelos tratamentos REF e RAS e o segundo pelos tratamentos RAE e RPE. Em termos de vegetação incidente sobre as áreas, temos a dominância da espécie *E. urophylla* no segundo caso e o histórico de manejo de solo diferente de RAS, que se igualou a floresta de referência (REF). O fato da segunda área ter sido menos manejada do que a

primeira, que sofreu o corte raso da cultura do *E.urophylla* dá a ela a prerrogativa de menor perda de carbono do solo.

### 4.3. Custos-benefícios da restauração

Brançalion et al. (2021) observou valores médios de custos-benefícios de carbono para biomassa aérea de 15,1 Kg de C. U\$<sup>-1</sup> e 9,4 kg de C US\$<sup>-1</sup>, respectivamente para modelos de restauração passivos e ativos em trechos de Mata Atlântica do Sudeste Brasileiro. Chegou à conclusão de que os modelos passivos podem chegar a um custo-benefício 60% maior do que os plantios, característicos dos modelos ativos. Pelo observado nos estoques levantados dos trechos da FRF, neste estudo, os estoques de carbono formados aos 9 anos de idade na FRF foram mensurados e são passíveis de valoração para atribuir valores de mercado de carbono e verificar se o valor a ser pago por um eventual PSA, compensaria os custos de restauração. Para tanto, foram considerados os estoques de carbono totais dos trechos em restauração. Considerou-se a estocagem média total, já que é o cenário mais rentável com base em estoque de carbono mais promissores. Além disso, pelo fato de haver modelos consorciados com *E. urophylla* também foi simulado um cenário em que vislumbra a possibilidade de comercialização da madeira, amortizando os custos da restauração e permitindo o manejo ecológico das áreas (BRANCALION et al., 2019).

São previstas situações em que os serviços ambientais de regulação do carbono, unicamente, respondem pelo abatimento dos custos de restauração e a que inclui o provisionamento da madeira do *E.urophylla*, de áreas consorciadas, no caso de sua exploração com finalidades econômicas. A precificação dos estoques e da madeira do *E.urophylla* tem como base os estoques de carbono nos reservatórios de árvores e raízes e a volumetria de *E.urophylla*, por hectare, remanescentes nas áreas consorciadas (RAE e RPE).

Os custos de restauração, que incluem despesas com a implementação e custo de oportunidade da terra são incluídos, mas estes últimos são considerados nulos por conta que as áreas da FRF são destinadas à restauração por força da legislação vigente e não cabe estabelecer valores anuais de aluguel. Os custos de implementação, no caso da FRF, responderam integralmente pelos custos de restauração e foram considerados pela cotação de U\$3750, que inclui todas as ações necessárias nos modelos ativos, consorciados ou não, enquanto para os modelos passivos, o valor de U\$1250, sendo previsto o cercamento das áreas (BRANCALION et al., 2021). (Tabela 05).

Tabela 05- Valoração dos estoques de carbono e da madeira de *E. urophylla*, aos 9 anos e os percentuais de amortização da restauração, pelos modelos RAS: Restauração Ativa; RAE: Restauração ativa, consorciada; RPE: Restauração Passiva.

ITENS DA VALORAÇÃO	TRATAMENTOS DE RESTAURAÇÃO		
	RAS	RAE	RPE
	<b>Estoques</b>		
Carbono total (Mg ha <sup>-1</sup> C)	33,84	62,06	50,23
Madeira do <i>E. urophylla</i> . (m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> )	-	20,79	11,68
	<b>Valoração dos estoques (US\$ ha<sup>-1</sup>)</b>		
Carbono total	887,62	1627,83	1317,53
Madeira do <i>E. urophylla</i>	0,00	590,64	331,83
<b>Subtotal (A)</b>	<b>887,62</b>	<b>2218,47</b>	<b>1649,36</b>
	<b>Custos (US\$ ha<sup>-1</sup>)</b>		
Implementação da restauração	3750,00	3750,00	1250,00
Exploração e transporte da madeira ( <i>E. urophylla</i> .)	0,00	132,02	74,17
<b>Subtotal (B)</b>	<b>3750,00</b>	<b>3882,02</b>	<b>1324,17</b>
	<b>Receita líquida (US\$ ha<sup>-1</sup>)</b>		
Estoques totais de carbono	887,62	1627,83	1317,53
Madeira de <i>E. urophylla</i>	0,00	458,62	257,66
<b>Total da amortização (A-B)</b>	<b>887,62</b>	<b>2086,45</b>	<b>1575,19</b>
	<b>Custo amortizado (US\$ ha<sup>-1</sup>)</b>		
Com o serviço de regulação do carbono	2862,3	2122,17	-67,53
Com os serviços de regulação e de provisionamento	-	1663,55	-325,19
	<b>Abatimentos na restauração (%)</b>		
Serviço de regulação do carbono.	23,67	43,41	105,4
Exploração da madeira do <i>E. urophylla</i> .		12,23	20,61
Serviços de regulação e de provisionamento.	-	55,64	126,02

**Fonte:** Elaborado pelo autor, baseado em Ricke et.al (2018), com receitas de US\$ 26,23 dólares por tonelada de carbono e Brancalion et al (2021), para cotação da madeira de eucalipto (US\$28,41 m<sup>-3</sup>) e custos de exploração (US\$6,35 m<sup>-3</sup>).

Os estoques de carbono totais foram incluídos para a valoração, assim como os estoques resultantes dos descontos do carbono das árvores e raízes de *E. Urophylla*, considerando que a partir do 10º ano da restauração, os trechos consorciados não mais contariam com estes reservatórios. Aos 9 anos de idade, o abatimento proporcionado pelos modelos consorciados (RAE e RPE), cuja valoração também prevê a estimativa de volumetria de madeira do *E. Urophylla*, agrega valor monetário com o serviço de provisionamento. Isto é possível porque os modelos consorciados com *E. Urophylla* podem contar com as receitas obtidas com o volume médio de madeira, considerando que no caso do modelo ativo (RAE) apresentou aos nove anos um rendimento de 20,79 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, enquanto RPE, 11,68 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Para a precificação da madeira foram calculadas as receitas com base na cotação de US\$ 28,41 m<sup>-3</sup>, descontados os valores referentes aos custos de exploração e transporte (US\$6,35 m<sup>-3</sup>) (BRANCALION et al., 2019).

No caso dos serviços ambientais dependentes dos estoques de carbono, os valores monetários também foram calculados originalmente em US\$ (dólares), a partir de um valor

inicial estimado que é o de US\$ 24,00 dólares (mínimo US\$ 14,00 e máximo US\$ 41,00) sugerido por Ricke et al. (2018). Considerando os reajustes de 2% a 4% ao ano inerente ao custo social do carbono, atualizado pelo Painel Internacional de Mudanças Climáticas (IPCC, 2022), o valor atribuído para este estudo foi o de US\$ 26,23 dólares por tonelada de carbono, o que torna a cotação mais vantajosa do que a precificação com base no mercado voluntário do carbono.

Ao contrário dos modelos consorciados, que contaram com o *E. urophylla* para o carbono e madeira e oferecem os maiores abatimentos, ( 43,41% e 105,4% e 44,765 e 107,30%) respectivamente para RAE e RPE, o modelo ativo RAS, que não conta com o serviço de provisionamento de madeira, apresentou um abatimento de 23,67%. Este modelo sucessional , apesar de limitado a esta situação de estocagem de carbono, demonstrou os melhores índices ecológicos no levantamento florístico e fitossociológico com relação à floresta de referência e não necessita de intervenções, que por outro lado poderiam gerar novos custos ao longo da restauração. O modelo passivo consorciado (RPE), por ser o menos custoso e possuir valores dos estoques de carbono no solo elevados, apresentou o maior custo-benefício, chegando a amortizar as despesas totais com a restauração, mas não foi ecologicamente viável.

Os valores monetários aferidos com a exploração do *E. urophylla* nos modelos consorciados, correspondem de 12,23 a 20,61% , respectivamente pelo modelo ativo (RAE) e passivo (RPE) na amortização dos custos de restauração. Brancalion et al. (2019) chegaram a valores entre 44% e 75% em plantios consorciados, ou seja, bem acima dos valores apurados neste estudo, porém neste caso não foi previsto o manejo da cultura e não houve tratamentos silviculturais adequados ao longo dos anos. O manejo do *E. Urophylla*, no caso do modelo ativo, que poderia ser estendido às nativas plantadas e no passivo, às recrutadas com o controle de invasoras, elevaria o trecho a uma restauração assistida e os resultados ecológicos poderiam ser melhores (ZANINI et al.;2021). A alternativa de associar mais de um serviço ambiental numa mesma área é possível e se revela como vantajoso em casos como este, pois o lucro com o provisionamento da madeira ajuda a amortizar os custos e a compensar os ganhos com os estoques de carbono perdidos com a exploração do *E. urophylla*, praticamente mantendo os lucros com os serviços ambientais no 9º ano.

No entanto, considerando o segundo cenário, em que a exploração do *E. urophylla* é cogitada , os modelos consorciados contariam com estoques menores a partir do 10º ano, o que no caso do modelo ativo (RAS) não aconteceria

## 5 . CONCLUSÕES

Os modelos consorciados com eucalipto são os mais viáveis economicamente para o pagamento de serviços ambientais. O modelo ativo consorciado apresentou estoque de carbono total equivalente ao da floresta de referência e o modelo passivo consorciado abate mais de 100% dos custos da restauração aos 9 anos de idade.

No entanto, os resultados fitossociológicos indicam que, apesar dos modelos consorciados serem economicamente viáveis, o modelo que mais se aproxima à floresta de referência é o modelo ativo não consorciado, pois além de abater os custos da restauração em torno de 23%, aos 9 anos de idade, acusa viabilidade ecológica.

A hipótese de pesquisa pode ser aceita PARCIALMENTE, pois o modelo consorciado que amortiza mais de 100% dos custos de restauração e que é viável economicamente, por outro lado não apresenta viabilidade ecológica aos 9 anos de idade.

Recomenda-se para as áreas de restauração consorciadas, a eliminação do *E. Urophylla* e o controle das herbáceas invasoras, além do enriquecimento com espécies locais adaptadas, como a *Curatella americana* e a *Byrsonima sericea*.

Para os novos projetos de restauração que porventura sejam desenvolvidos na região, a utilização de espécies adaptadas às peculiaridades dos trechos restaurados, bem como os tratamentos silviculturais adequados ao longo da restauração devem ser considerados. Providências como estas podem garantir a viabilidade ecológica e econômica dos modelos sucessionais empregados, visando o Pagamento de Serviços Ambientais.

## 6. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. C.; CABACINHA, C. D.; ROCHA, T. B.; DE PAULA, A. Volumetria de *Eucalyptus urophylla* ST Blake pelo método geométrico no Planalto de Conquista, Bahia. **Revista Caatinga**, v.24, n.1, p.65-75. 2011.
- AERTS, R.; CHAPIN, F. S. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. In: **Advances in ecological research**. Cambridge, MA, USA: Academic Press,. p. 1-67. 2000.
- ALVES-PINTO, H.N; AGNIESZKA, E.L; STRASSBURG, B.B.N; BARROS, S.F.N.; SANSEVERO, J.B.B.; IRIBARREMA,A.;CROUZEILLES,R.; LEMGRUBER, L.; RANGEL,M.C.; SILVA,A.C.P. Reconciling rural development and ecological restoration: strategies and policy recommendations for the Brazilian Atlantic Forest. **Land Use Policy**, v. 60, p. 419-426, 2017.
- BARBOSA, V.; BARRETO-GARCIA, P.; GAMA-RODRIGUES, E.; PAULA, A. Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 1–9, 2017.
- BIÉ, F.C.A.; NOGUEIRA JUNIOR, L. R. Identificação dos biomas e das fitofisionomias da vegetação da ecorregião tabuleiros costeiros. In: **Embrapa Territorial-Artigo em anais de congresso**. In: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA 13. 2019, Campinas. Anais [...] Campinas: Instituto Agrônômico (IC). 2019.
- BIRCH, J. C.; NEWTON, A. C.; AQUINO, C. A.; CANTARELLO, E.; ECHEVERRÍA, C.; KITZBERGER, T.; GARAVITO, N. T. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 107(50), 21925-21930. 2010.
- BRANCALION, P.H.S; SCHWEIZER, U.G.; MANGUEIRA, J.R.; LAMONATO, F.; FARAH,F.T.; NAVE,A.G.; RODRIGUES,R.R. Brinde economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856-867, 2016.
- BRANCALION, P.H.S.; GUILLEMOT, J.; CÉSAR, R.G.; ANDRADE,H.S; MENDES,A.; SORRINI,T.B.; PICCOLO,M.D.C.; PELUCI,M.C; MORENO,V.D.S.; COLLETTA,G.; CHAZDON,R.L. The cost of restoring carbon stocks in Brazil's Atlantic Forest. **Land Degrad Dev.**; 32: 830– 841, 2019.
- BRANCALION,P.H.S.; AMAZONAS,N.T.; CHAZDON,R.L.; MELLIS,J.V.; RODRIGUES,R.R.; SILVA, C.C.; SORRINI, T.B.; HOLL, K.D. Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration? **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 1, p. 55-66, 2021.
- BRASIL, I. B. G. E. Mapa de Vegetação do Brasil. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Brasília, v. 5, 2005. Disponível em: [http://www. ibge. gov. br](http://www.ibge.gov.br). Acesso em: 22 fev.2023.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006.** Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. [S. l.], 22 dez. 2006. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm). Acesso em: 20 fev. 2023. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008.** Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. [S. l.], 21 nov.2008. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6660.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6660.htm). Acesso em: 15 20 Fev 2023.

BRASIL. **Instrução Normativa IBAMA nº 04, de 13 de abril de 2011.** Dos procedimentos relativos à reparação de danos ambientais e estabelecimento de exigências mínimas para nortear a elaboração de Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas –PRAD ou Áreas Alteradas. [S. l.] 13 abr. 2011. Disponível em: <http://www.ctpconsultoria.com.br/pdf/Instrucao-Normativa-IBAMA-04-de-13-04-2011.pdf>. Acesso em: 19 fev. 2022 .2011.

BRASIL. Novo Código. Lei 12.651 de 25 de maio de 2012. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos, 2012.

BRASIL. **Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa.** Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação, Brasília, DF: MMA, 73 pp.2017.

BRASIL. **Decreto nº 10.828, de 1º de outubro de 2021.** Regulamenta a emissão de Cédula de Produto Rural, relacionada às atividades de conservação e recuperação de florestas nativas e de seus biomas, de que trata o inciso II do § 2º do art. 1º da Lei nº 8.929, de 22 de agosto de 1994. Brasília, DF. 2021a.. Disponível em:[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2021/Decreto/D10828.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2021/Decreto/D10828.htm). Acesso em: 07 out. 2021.

BRASIL. **Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021.** Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nos 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. Brasília, DF, 2021b. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2021/Lei/L14119.htm) . Acesso em: 20 set 2022.

BUSTAMANTE, M.M.C.; SILVA, J.S.; SCARIOT, A.; SAMPAIO, A.B.; MASCIA, D.L.; GARCIA, E.; SANO, E.; FERNANDES, G.W.; DURIGAN,G.; ROITMAN, I.; FIGUEIREDO, I.; RODRIGUES, R.R.; PILLAR,V.D.; DE OLIVEIRA, A.O.; MALHADO, A.C.; ALENCAR, A.; VENDRAMINI, A.; PADOVEZI, A.; CARRASCOSA, H.; FREITAS,J.; SIQUEIRA,J.A.; SHIMBO, J.R.; GENEROSO, L.G.; TABARELLI, M.; BIDERMAN, R.; DE PAIVA SALOMÃO, R. ; VALLE, R.; JUNIOR, B.; NOBREL, C. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, n. 7, p. 1249-1270, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9837-5>. Acesso em: 5 fev 2023.

CAIRNS, M.A.; BROWN, S.; HELMER, E.H.; BAUMGARDNER, G.A. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, v. 111, p. 1-11. 1997.

CAPELLESSO, E.S.; CERQUINEL, A.; MARQUES, R.; MARQUES, M.C.M. Temporal and environmental correlates of carbon stocks in a regenerating tropical forest. **Applied Vegetation Science**, v. 23, n. 3, p. 353-362, 2020.

CHAVE, J.; MULLER-LANDAU, H. C.; BAKER, T. R.; EASDALE, T. A.; STEEGE, H. T.; WEBB, C. O. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological applications**, 16(6), 2356-2367. 2006.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W. B... VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global change biology**, 20(10), 3177-3190. 2014.

COSTA, A.S.; MALHADO, A.C.M.; BRAGAGNOLO, C.; CORREIA, R.A.; LADLE, R.J. Ecological outcomes of Atlantic Forest restoration initiatives by sugar cane producers. **Land use policy**, v. 52, p. 345-352, 2016.

CRONQUIST, A. The evolution and classification of flowering plants. 20<sup>a</sup>. edição. New York, **The New York Botanical Garden**, 555p, 1988

DINIZ, A. R.; MACHADO, D.L.; PEREIRA, M.G.; BALIEIRO, F.C.; MENEZES, C.E.G. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Embrapa Solos**-Artigo em periódico indexado. 2015.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. Conceitos e métodos em fitossociologia. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 2003.

FEREZ, A.P.C.; CAMPOE, O.C.; MENDES, J.C.T.; STAPE, J.L. Silvicultural Opportunities for Increasing Carbon Stock in Restoration of Atlantic Forests in Brazil. **Forest Ecology and Management** 350: 40-45. 2015.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M.R.M.; GARCIS, J.R.; MATRICARDI, E.A.T.; ALMEIDA, A.Q.; PINTO, A.S.; MENEZES, R.S.C.; SILVA, A.J.; LIMA, A.H.S. Assessment of land use and land cover changes and valuation of carbon stocks in the Sergipe semiarid region, Brazil: 1992–2030. **Land Use Policy**, v. 99, 104795, 2020.

FONTES, J.A.C. **Caracterização geoambiental da sub-bacia do rio Fundo**. 2010. Orientadora: Aracy Losano Fontes. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2010.

GALINA, A. B.; ILHA, D. B.; PAGOTTO, M. A. Dinâmica multitemporal da cobertura e uso do solo do estado de Sergipe. **Revista Scientia Plena**. Vol. 18, nº 6, 2022. Disponível em: <https://scientiaplena.org.br/sp/article/view/6550/2488>. Acesso em: 4 fev. 2023.

GUEDES, F.B.; SEEHUSEN, S.E. Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: **MMA**, v. 272, 2011.

GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O., ... GARCIA, L., C. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020.

HARPER, J. L. Population biology of plants. London: Academic, 892 p. 1990. JOLY, C.A.; LEITÃO FILHO, H.F.; SILVA, S.M. Vegetação da Mata Atlântica. In: Mata Atlântica. Editora Index. **Fundação SOS Mata Atlântica**. p. 95-125. 1991.

IPCC. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Hayama: Japan. 2006.

IPCC. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE -AR6 **Mudanças Climáticas 2021: A Base da Ciência Física**.2022. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>. Acesso em: 23.nov.2022.

JATI, S.R.; MAULAZ, C. F. Densidade da madeira de *Curatella americana* e *Byrsonima crassifolia* no ecótono e região central na savana aberta de Roraima, Brasil. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 13, n. 1, p. 62-73, 2019. KOSANIC, A., & PETZOLD, J. Uma revisão sistemática dos serviços do ecossistema cultural e do bem-estar humano. *Serviços ecossistêmicos*, 45, 101168. 2020.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm. 1928.

LA NOTTE, A.; D'AMATO, D.; MÄKINEN, H.; PARACCHINI, M.L.; LIQUETE, C.; EGOH, B.; GENELETTI, D.; CROSSMAN, N.D. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological indicators**, v. 74, p. 392-402, 2017

LONDE, V., FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R.; MARTINS, F.R. Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105928, 2020.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras**. São Paulo. Ed. Plantarum, vol.1. 1992.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras**. 2 ed. São Paulo. Ed. Plantarum, vol. 2. 1998.

LEHFELD, L.S; CARVALHO, N.C.B.; BALBIM, L.I.S. **Código florestal comentado e anotado: artigo por artigo**. São Paulo: Método, 368p. 2013.

MAAS, G.C.B.; SANQUETTA, C.R.; MARQUES, R.; MACHADO, S.A.; SANQUETTA, M.N.I. Quantification of carbon in forest necromass: State of the art. **Cerne**, v. 26, p. 98-108, 2020.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora da UFPR, 2011.

MINGORANCE, M. D.; BARAHONA, E.; FERNÁNDEZ-GÁLVEZ, J. Guidelines for improving organic carbon recovery by the wet oxidation method. **Chemosphere**, v. 68, n. 3, p. 409-413, 2007.

MAY, P. (org). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. 2 ed. Elsevier Brasil. 2010.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. 145 p.

MOLIN, P.G.; CHAZDON,R.; FERRAZ,S.F.B.; BRANCALION,P.H.S. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 6, p. 2767-2778, 2018.

MYERS N.; MITTERMEIER R.A.; MITTERMEIER C.G.; FONSECA G.A.B.; KENT J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. 2000 Feb;403:853-8.doi:10.1038/35002501

O'CONNELL, A. M.; SANKARAN, K. V. Organic matter accretion, decomposition and mineralisation. *In: NAMBIAR, E. K. S., BROWN, A. G. (Ed.) Management of soil, nutrients and water in tropical plantations forests*. Canberra: ACIAR Australia/CSIRO, 1997. p. 443-480. (Monograph; n.43).

OLIVEIRA, R.E., ENGEN, V.L., LOIOLA, P.P., VISMARA, E.S..Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, v. 127, p. 107652, 2021.

PAULA, A.; BARBERENA, I. M.; SOARES FILHO, A O.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; PAULA, R C. A. L.; PRATA, L. R.; MEDEIROS, W. P. Fitossociologia e síndrome de dispersão em floresta estacional Semidecidual montana no nordeste do brasil. **Holos**, [S. l.], v. 1, p. 1–15, 2021. DOI: 10.15628/holos.2021.10099. Disponível em: <https://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/10099>. Acesso em: 5 fev. 2023.

RADAMBRASIL. **Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra, Folhas SC.24/25, 1:1. 000.000 Aracaju/Recife**. Rio de Janeiro, escala 1:1. 000.000, volume 30, 30: 850-855. 1983.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria; 2021. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acessado em 06 fev 2023.

RICHARDS, R.C.; PETRIE, R.; CHRIST.B.; DITT,E.; KENNEDY,C.J. Farmer preferences for reforestation contracts in Brazil's Atlantic Forest. **Forest Policy and Economics**, v. 118, p. 102235, 2020.

RICKE, K.; DROUET, L.; CALDEIRA, K.; TAVONI, M. Country-level social cost of carbon. **Nature Climate Change** 8, 895–900; 2018.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. *In: RODRIGUES, F.F.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000.p.235-247.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE,A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.

REAL, R.; VARGAS, J. M. The Probabilistic Basis of Jaccard's Index of Similarity. **Systematic Biology**, Oxford, v. 45, n. 03, p. 380-385, 1996.

ROSÁRIO, V.A.C; GUIMARÃES, J.C.; VIANI, R.A.G. How Changes in Legally Demanded Forest Restoration Impact Ecosystem Services: A Case Study in the Atlantic Forest, Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 12, p. 1940082919882885, 2019.

SANTOS, J.P.S. **Estoque de carbono como indicador de serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica em Sergipe**. 2022. Orientador: Adauto de Souza Ribeiro. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento. Universidade Federal de Sergipe. 2022. Disponível em: <http://ri.ufs.br/jspui/handle/riufs/15770>. Acesso em: 5 fev. 2023.

SANTOS, W. A. **Estimação da biomassa florestal aérea de uma bacia hidrográfica da costa leste do Nordeste do Brasil com imagens de média resolução espacial**. 2020. Orientador: Andre Quintao de Almeida. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos. Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, 2020.

SCHWEIZER, D.; MELI, P.; BRANCALION, P.H.S.; GUARIGUATA, M.R. Implementing Forest landscape restoration in Latin America: Stakeholder perceptions on legais frameworks. **Land Use Policy**, v. 104, p. 104244, 2021.

SCOLFORO, J. R. S.; RUFINI, A. L.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA, A. D.; SILVA, C. P. C. Equações para a quantidade de carbono das fisionomias, em Minas Gerais. **In: SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; ACERBI JR., F. W. (Eds.). Inventário Florestal de Minas Gerais - Equações de volume, peso de matéria seca e carbono para diferentes fisionomias da flora nativa**. Lavras: UFLA, cap. 9, p. 198-216, 2008.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP, **SER International Primer on Ecological Restoration**, version 2. Society for Ecological Restoration, Tucson. 2004.

SERGIPE (ESTADO). **Diagnóstico florestal de Sergipe**. Aracaju (SE): Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos;2014.

SHIMAMOTO, C.Y.; BOTOSSO, P.C.; MARQUES, M.C.M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management** 329:1–9, 2014.

SHIMAMOTO, C.Y.; PADIAL, A.A.; ROSA, C.M. MARQUES, M.C.M. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PloS one**, v. 13, n. 12, p. e0208523, 2018.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's forest code. *Science* 344, 363–364, 2014.

SOS MATA ATLÂNTICA, Fundação. Relatório Anual 2021. **Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**, São Paulo, 39p. 2021. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>. Acesso em: 13 dez. 2022.

SOUSA, S. M. S. 2016. **Uso de diferentes fitofisionomias por macacos-prego-do peito-amarelo *Sapajus xanthosternos* Wied-Neuwied 1820 em fragmento de Mata Atlântica**,

**Sergipe, Brasil.** Orientador: Raone Beltrão Mendes. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal de Sergipe, 2016.

TEIXEIRA, H. M. ; CARDOSO, I.M.; BIANCHI, F.J.; SILVA, A.C.; JAMME, D.; PEÑA-CLAROS, M. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, v. 457, p. 117696, 2020.

VALADÃO, M. B. X; CARNEIRO, K.M.S; INKOTTE, J.; RIBEIRO, F.P.; MIGUEL, E.P.; GATTO, A. Litterfall, litter layer and leaf decomposition in *Eucalyptus* stands on Cerrado soils. *Scientia Forestalis*, n. 122, pp. 256-264, 2019.

VELDKAMP, E. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Science Society of America Journal*, v. 58, n. 1, p. 175-180, 1994.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, v. 37, n. 1, p. 29-38, 1934.

WILLIAMS, D. D.; BUGIN, A.; REIS, J. L. B. C. Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação. **Brasília: Ibama**, 1990.

ZAHAWI, R.A.; REID, J.L.; HOLL, K.D. Hidden costs of passive restoration. *Restoration Ecology*, v. 22, n. 3, p. 284-287, 2014.

ZANINI, A. M. **Estoque de carbono em restaurações florestais com 5 anos de idade na Mata Atlântica.** 2019. Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.11.2019.tde-07052019-162847>. 2019. Acesso: em 5 fev 2023.

ZANINI, A. M.; MAYRINCK, R. C.; VIEIRA, S. A.; DE CAMARGO, P. B.; RODRIGUES, R. R. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 481, 118734. 2021.