

EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO
DA SERRAPILHEIRA: UMA ABORDAGEM EXPERIMENTAL COM
ESPÉCIES VEGETAIS DOMINANTES E SUBORDINADAS DA
FLORESTA ATLÂNTICA

CAIO DOS SANTOS MENDONÇA BASTOS

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE – UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

FEVEREIRO DE 2024

**EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO
DA SERRAPILHEIRA: UMA ABORDAGEM EXPERIMENTAL COM
ESPÉCIES VEGETAIS DOMINANTES E SUBORDINADAS DA
FLORESTA ATLÂNTICA**

CAIO DOS SANTOS MENDONÇA BASTOS

Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia, da Universidade
Estadual do Norte Fluminense, como parte das
exigências para obtenção do título de Mestre
em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Mário Luís Garbin

Coorientador: Prof. Dr. Renan Köpp Hollunder

**CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
FEVEREIRO DE 2024**

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

B327

Bastos, Caio dos Santos Mendonça.

Efeitos das Mudanças Climáticas sobre a Decomposição da Serrapilheira : Uma Abordagem Experimental com Espécies Vegetais Dominantes e Subordinadas da Floresta Atlântica / Caio dos Santos Mendonça Bastos. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2024.

76 f. : il.

Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2024.

Orientador: Mário Luís Garbin.

1. El Niño. 2. Floresta Tropical. 3. Perda de massa foliar. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO
DA SERRAPILHEIRA: UMA ABORDAGEM EXPERIMENTAL COM
ESPÉCIES VEGETAIS DOMINANTES E SUBORDINADAS DA
FLORESTA ATLÂNTICA

CAIO DOS SANTOS MENDONÇA BASTOS

Dissertação apresentada ao Centro de
Biociências e Biotecnologia, da Universidade
Estadual do Norte Fluminense, como parte das
exigências para obtenção do título de Mestre
em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 16 de fevereiro de 2024

Comissão Examinadora:

Profa. Dra. Angela Pierre Vitória (Dra., Biologia Vegetal) - UENF
Titular Interno

Profa. Dra. Marina Satika Suzuki (Dra., Biociências e Biotecnologia) - UENF
Titular Interno

Profa. Dra. Amélia Carlos Tuler (Dra., Botânica) - UFRR
Titular Externo

Prof. Dr. Renan Köpp Hollunder (Dr., Ecologia) - Maple Bear
Coorientador

Prof. Dr. Mário Luís Garbin (Dr., Ecologia) - UENF / UFES
Orientador




Secretaria de Estado de Ciência, Tecnologia e Inovação
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF)
Centro de Biociências e Biotecnologia (CBB)
Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

DECLARAÇÃO

Declaro que a versão final da dissertação de CAIO DOS SANTOS MENDONÇA BASTOS, nível MESTRADO, intitulada EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA: UMA ABORDAGEM EXPERIMENTAL COM ESPÉCIES VEGETAIS DOMINANTES E SUBORDINADAS DA FLORESTA ATLÂNTICA, foi aprovada pelo(s) membro(s) Angela Pierre Vitória (Titular interno), Marina Satika Suzuki (Marina Satika Suzuki) e Amélia Carlos Tuler (Titular externo) da banca impossibilitada(s) de assinar o documento.

Campos dos Goytacazes, 06 de 05 de 2024

Documento assinado digitalmente
 MARIO LUIS GARBIN
Data: 06/05/2024 09:11:57-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Mário Luís Garbin
UFES / UENF

Av. Alberto Lamego, 2000 - Parque Califórnia - Campos dos Goytacazes/ RJ - 28013-602
Tel.: (22)2748-6050 - correio eletrônico: pgecol@uenf.br



DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha mãe Cilene.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha mãe que sempre esteve comigo nos diferentes momentos da minha vida. Ela nunca deixou de me fortalecer e incentivar a alcançar caminhos que eu mesmo não me sentia preparado para percorrer. Uma vez ela disse que não sabia o que era Mestrado e que iria aprender comigo. Hoje, o filho da faxineira, lavradora, servente de pedreiro e jardineira alcançou o título de Mestre. Nós vencemos! Obrigado, MÃE, por tudo!

Quero agradecer ao Felipe por sempre ter acreditado em mim e me incentivado. Cada palavra e cada ação sua, Felipe, foram fundamentais para que eu chegasse aqui. Seria muito mais difícil alcançar grandes voos sem você dando suporte. Sou grato por cada detalhe.

Quero deixar eternamente registrada a minha gratidão e amizade que tive com a Bruna Moraes da Silva. Você, Bruna, foi fundamental em muitos momentos da minha vida e sempre a levarei comigo de onde estiver. Quem eu sou hoje devo muito a você. Nunca vou superar e entender a sua partida, mas saiba que a amei muito e sinto muito a sua falta, minha amiga, minha irmã.

Agradeço à UFES (CCENS, DBio, Labot e ao PPG Ciências Florestais), ao IEMA (Parque Estadual de Mata das Flores) e à UENF (CBB). Todas essas instituições fizeram parte da minha formação.

Sou grato aos órgãos de fomento: à CAPES, por financiar a minha bolsa, que foi fundamental para a minha permanência no programa e à FAPES, pelo financiamento dos custos do projeto.

Ao Victor Campos e Luciana Botacim quero destacar a importância que tiveram no projeto. Vocês foram fundamentais em muitos processos que eu não daria conta de realizar sozinho. Muito obrigado pelo apoio e parceria.

Agradeço aos meus orientadores, Mário e Renan, pelo trabalho destinado a mim e a este projeto. Agradeço também ao Dr. Pierre Mariotte (Agroscope, Suíça) pelo desenho do experimento, e aos professores Henrique Dias e Paulo C. Cavatte pelo auxílio no uso das estufas do Departamento de Ciências Florestais da UFES.

Agradeço à banca avaliadora pelas contribuições.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	IX
LISTA DE TABELAS	XII
LISTA DE ANEXOS	XIII
RESUMO	XIV
ABSTRACT	XV
INTRODUÇÃO	1
<i>A seca em um contexto ecossistêmico</i>	1
<i>A vulnerabilidade das florestas tropicais</i>	4
<i>Estrutura das comunidades de plantas</i>	5
<i>Características dos gradientes topográficos</i>	7
<i>Decomposição de serrapilheira em ambientes florestais</i>	9
<i>Breve histórico sobre estudos experimentais que utilizaram litterbags e casa de vegetação</i>	10
<i>Objetivo, hipótese e predições</i>	12
METODOLOGIA	13
<i>Área de coleta das amostras</i>	13
<i>Condições experimentais</i>	14
<i>Obtenção das amostras de solo</i>	15
<i>Definição das classes de abundância</i>	17
<i>Obtenção do material vegetal</i>	19
<i>Montagem dos litterbags</i>	21
<i>Distribuição das bandejas e condições ambientais nas estufas</i>	21
<i>Luminosidade das condições experimentais</i>	26
<i>Análises das amostras de solo e do material vegetal</i>	26
<i>Teste e desmonte do experimento</i>	28
<i>Análise dos dados</i>	28
RESULTADOS	29
<i>Perda de massa</i>	31
<i>Análises foliares e de solo</i>	32
DISCUSSÃO	35
<i>Temperatura e umidade</i>	35
<i>Solo e qualidade da serrapilheira</i>	38
<i>Classes de dominância</i>	43
CONCLUSÃO	45
PERSPECTIVAS	45
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
ANEXOS	53

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Parque Estadual de Mata das Flores (PEMF), Castelo, Espírito Santo, Sudeste do Brasil no ano de 2022. Situa-se no domínio da Mata Atlântica, apresentando a fitofisionomia de Floresta Ombrófila de Terras Baixas (OLIVEIRA-FILHO et al., 2005).....13
- Figura 2.** Mapa das parcelas ao longo dos 750 m de extensão do transecto de coleta no PEMF em 2022. Parcelas da Baixada: 15A, 15, 14B, 14A, 12C; Parcelas do Relevo inclinado com face voltada para o sudoeste: 12B, 12, 10C, 9C, 9B; Parcelas do Relevo inclinado com face voltada para o noroeste: 7C, 7B, 6C, 6B, 6A; Parcelas do Topo de morro: 6E, 6D, 5C, 5B, 5A. Cada parcela tem dimensões de 10 m x 10 m (100 m²), as duas parcelas de um mesmo par têm distância de 10 m uma da outra e a distância entre os pares é de 20 m.....13
- Figura 3.** Habitats topográficos do Parque Estadual de Mata das Flores, Castelo, Espírito Santo, Sudeste do Brasil no ano de 2022: A – baixada, B – relevos inclinados e C – topo de morro.....14
- Figura 4.** Estufas com temperatura e umidade relativa do ar controladas, localizadas na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Jerônimo Monteiro, Espírito Santo, Sudeste do Brasil no ano de 2023. A Figura A mostra em primeiro plano a estufa com maior temperatura e menor umidade relativa do ar, na B mostra em primeiro plano a estufa com menor temperatura e maior umidade relativa do ar, em C vê-se a sala de controle da temperatura e umidade relativa do ar em cada estufa e em D mostra o painel responsável pela umidificação do interior das estufas.....15
- Figura 5.** Coleta e preparação das amostras de solo em 2022. Na Figura A mostra-se a remoção da camada superficial de serrapilheira, em B mostra-se a coleta do solo até a profundidade de 15 cm, na Figura C vê-se as amostras de solo ensacadas para transporte e em D mostra o processo de homogeneização das amostras de solo do habitat topo de morro após remoção das raízes e peneiramento.....16
- Figura 6.** Amostras de solo seco dos quatro habitats topográficos distribuídas nas bandejas antes de iniciar o experimento. A: solo da baixada; B: relevo inclinado com face voltada para o sudoeste; C: relevo inclinado com face voltada para o noroeste; D: topo de morro.....16
- Figura 7.** Curva de abundância contendo 55 espécies presentes ao longo do transecto de 750 m (área de coleta nos quatro habitats topográficos). Os triângulos representam as três espécies dominantes presentes na área e que foram utilizadas no experimento: *Senefeldera verticillata*,

Actinostemon verticillatus e *Conchocarpus ruber*. As espécies subordinadas estão representadas por círculos, sendo *Erythrochiton brasiliensis*, *Pachystroma longifolium* e *Actinostemon concolor* as espécies selecionadas para a experimentação. Os quadrados representam as espécies transientes, as quais não foram utilizadas neste trabalho. Espécies com abundância > 100 foram consideradas dominantes, ≤ 100 e > 10 foram consideradas como subordinadas e ≤ 10 foram transientes. As nomenclaturas, famílias e abundância absoluta de todas as espécies podem ser encontradas com mais detalhes no **Anexo 3**18

Figura 8. Seis espécies de plantas coletadas no PEMF. Dominantes: A - *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croizat; B - *Actinostemon verticillatus* (Klotzsch) Baill.; C - *Conchocarpus ruber* (A.St.Hil.) Bruniera & Groppo. Menos abundantes: D - *Erythrochiton brasiliensis* Nees & Mart.; E - *Pachystroma longifolium* (Nees) I.M.Johnst.; F - *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg.....19

Figura 9. Corte e separação por grupos de plantas. Em A mostra-se o processo de corte das folhas. Em B, as folhas cortadas das espécies de plantas foram homogeneizadas e separadas em 3 grupos: 1) apenas as três dominantes, 2) apenas as três subordinadas e 3) misto com todas as seis espécies) e depois foram pesadas em balança analítica para serem colocadas nos *litterbags*.....20

Figura 10. Características dos *litterbags*. Imagens A e B mostram as medidas 14,5 cm de largura e 18 cm de comprimento, respectivamente. Imagens C e D mostram as placas de alumínio para identificação dos grupos de espécies: S = Subordinadas, D = Dominantes e DS = Dominantes + Subordinadas (grupo misto).....21

Figura 11. Disposição das bandejas na estufa com baixa temperatura e alta umidade (A; “fria”) e na estufa com alta temperatura e baixa umidade (B; “quente”). Em C e D mostra-se a distribuição dos *litterbags* dentro das bandejas.....22

Figura 12. Disposição das bandejas na estufa com baixa temperatura e alta umidade (A; azul; “fria”) e na estufa com alta temperatura e baixa umidade (B; vermelho; “quente”). Cada estufa possuiu dois níveis de irrigação: em cinza as bandejas regadas e em preto as bandejas não regadas. Os quatro tipos de solo que corresponderam aos habitats topográficos presentes nas duas estufas foram: B, baixada; R1, relevo inclinado com face voltada para o sudoeste; R2, relevo inclinado com face voltada para o noroeste e; T, topo de morro. Foi feito um sorteio para estabelecer a distribuição destas bandejas nas bancadas. O experimento em casa de

vegetação ocorreu desde dezembro de 2022 e finalizou em abril de 2023, na Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro.....23

Figura 13. Representação da disposição dos *litterbags* (em verde) nas bandejas (retângulos cinzas ou pretos). Cada uma das 80 bandejas recebeu três *litterbags*: o primeiro contendo as três espécies dominantes, o segundo com as três espécies subordinadas e o terceiro com as seis espécies juntas. Os quatro tipos de solo que corresponderam aos habitats topográficos presentes nas duas estufas foram: B, baixada; R1, relevo inclinado com face voltada para o sudoeste; R2, relevo inclinado com face voltada para o noroeste e; T, topo de morro.....24

Figura 14. Em A mostra-se o processo dos 12 furos de 2 mm x 2 mm em cada bandeja. Em B vê-se a identificação dos tipos de solo em cada bandeja.....25

Figura 15. Em A mostra-se o momento da instalação do sombrite nas bancadas da estufa “fria” e em B mostra-se a posição do sombrite preto na estufa “quente” ao longo do experimento.....26

Figura 16. Gráficos de barras. Comparação das perdas de massa dos grupos de espécies dominantes, subordinadas e misto (dominante e subordinadas juntas) em cenários de baixas temperaturas (A) e altas temperaturas (B). Na estufa fria (A), os grupos de espécies que foram regados não apresentaram diferenças entre si. Em substrato seco, o grupo de subordinadas apresentou perda de massa significativa em comparação as espécies dominantes e grupo misto. Na estufa quente (B) tanto os grupos de espécies que foram regados quanto os grupos secos não apresentaram diferenças significativas entre si. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os valores médios ($P < 0.05$).....30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Distribuição das espécies dominantes e subordinadas ao longo dos quatro habitats topográficos.....	17
Tabela 2. Determinações nutricionais das espécies <i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croiza, <i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill., <i>Conchocarpus ruber</i> (A.St.Hil.) Bruniera & Groppo, <i>Erythrochiton brasiliensis</i> Nees & Mart., <i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst., <i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg encontradas na Mata Atlântica do Parque Estadual de Mata das Flores, Castelo, Espírito Santo, Brasil.....	33
Tabela 3. Determinações químicas, nutricionais e físicas dos solos da baixada, relevo inclinado com face voltada para SO, relevo inclinado com face voltada para NO e topo de morro coletados no gradiente de fertilidade do Parque Estadual de Mata das Flores, Castelo, Espírito Santo, Brasil.....	34

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Temperaturas e umidades máximas, médias e mínimas registradas durante os 100 dias (14 semanas) de duração do experimento na estufa intitulada de “fria”.....	53
Anexo 2. Temperaturas e umidades máximas, médias e mínimas registradas durante os 100 dias (14 semanas) de duração do experimento na estufa intitulada de “quente”.....	55
Anexo 3. Espécies da vegetação de Mata Atlântica do Parque Estadual de Mata das Flores, Castelo, Espírito Santo, Brasil, seguida da família, abundância absoluta e a classificação das espécies em dominante, subordinada ou transiente (DST). Espécies com abundância > 100 foram consideradas dominantes, ≤ 100 e > 10 foram consideradas como subordinadas e ≤ 10 foram transientes.....	57
Anexo 4. Biologia das espécies <i>Senefeldera verticillata</i> , <i>Actinostemon verticillatus</i> , <i>Conchocarpus ruber</i> , <i>Erythrochiton brasiliensis</i> , <i>Pachystroma longifolium</i> e <i>Actinostemon concolor</i> . Informações adquiridas através da plataforma REFLOA (2024).....	59

RESUMO

As secas extremas, déficits hídricos e incêndios têm se tornado mais frequentes e duradouros devido às mudanças climáticas, mas o entendimento de como esses eventos impactam os processos ecossistêmicos em diferentes grupos de espécies em florestas tropicais ainda é limitado. O estudo investiga o impacto de uma seca experimental, variando temperatura e umidade em solos de diferentes habitats topográficos, na perda de massa da serrapilheira de espécies dominantes e subordinadas da Mata Atlântica. A hipótese a ser testada sugere que o aumento da temperatura e a restrição hídrica reduzirão a perda de massa da serrapilheira de espécies em um gradiente topográfico, com as subordinadas perdendo mais massa do que as dominantes, uma vez que a literatura indica maior taxa de degradação nestas espécies. Amostras de solo e folhas foram coletadas no Parque Estadual de Mata das Flores, ES, Brasil, para conduzir um experimento em duas casas de vegetação com quatro tratamentos distintos: estufa, tipos de substrato, umidade do substrato e classe de dominância. O tratamento estufa consistiu em dois níveis: uma estufa "fria" com temperaturas mais baixas (23,91 a 35,43°C) e maior umidade relativa do ar (53,54 a 100%), e outra estufa "quente" com temperaturas mais altas (24,19 a 45,23°C) e menor umidade relativa do ar (21,48 a 73,70%). O tratamento tipos de substrato teve quatro níveis correspondendo a quatro habitats topográficos diferentes: baixada, relevo inclinado Sudoeste, relevo inclinado Noroeste e topo de morro. O tratamento umidade do substrato teve dois níveis: seco e regado. O tratamento classe de dominância teve três níveis (grupos de espécies): espécies dominantes (3), espécies subordinadas (3) e outro com as seis espécies combinadas. 240 unidades experimentais foram utilizadas (2 climas x 2 níveis de umidade do solo x 4 tipos de solo em bandejas x 3 grupos de espécies X 5 réplicas para cada tratamento e em cada réplica, três *litterbags*). Cada bandeja (80) recebeu três *litterbags*, cada um com um grupo de espécies. Foram utilizados modelos lineares mistos para testar as diferenças entre os tratamentos (4) usando bandeja como fator aleatório. Após 14 semanas, aumentos nas temperaturas e indução da seca experimental reduziram significativamente a decomposição de todos os grupos de espécies. As espécies subordinadas apresentaram a menor perda de massa, refutando a hipótese. O grupo misto registrou as maiores médias, indicando aumento na diversidade microbiana associada à perda de massa. O tipo de solo não influenciou na decomposição, evidenciando teores nutricionais similares. Reduções na disponibilidade hídrica resultaram em menores perdas de massa, possivelmente pela limitação na ação microbiológica, em todos grupos florestais testados. Conclui-se que as secas severas interferem na decomposição da serrapilheira de espécies subordinadas e dominantes da Mata Atlântica. Temperaturas elevadas e umidade do solo reduzida podem retardar veementemente o processo de decomposição foliar destas espécies de plantas.

Palavras-chave: *El Niño*, Floresta Tropical, Perda de massa foliar

ABSTRACT

Extreme droughts, water deficits and fires have become more frequent and long-lasting due to climate change, but the understanding of how these events impact ecosystem processes in different species groups in tropical forests is still limited. The study investigates the impact of an experimental drought, varying temperature and humidity in soils of different topographic habitats, on litter mass loss of dominant and subordinate species in the Atlantic Forest. The hypothesis to be tested suggests that increased temperature and water restriction will reduce the mass loss of litter from species on a topographic gradient, with subordinates losing more mass than dominants, since the literature indicates a higher rate of degradation in these species. Soil and leaf samples were collected in the Mata das Flores State Park, ES, Brazil, to conduct an experiment in two vegetation houses with four different treatments: greenhouse, substrate types, substrate humidity and dominance class. The greenhouse treatment consisted of two levels: a “cold” greenhouse with lower temperatures (23.91 to 35.43°C) and higher relative humidity (53.54 to 100%), and a “hot” greenhouse with higher temperatures (24.19 to 45.23°C) and lower relative humidity (21.48 to 73.70%). The substrate type treatment had four levels corresponding to four different topographic habitats: lowland, southwest sloping, northwest sloping and hilltop. The substrate humidity treatment had two levels: dry and watered. The dominance class treatment had three levels (species groups): dominant species (3), subordinate species (3) and another with all six species combined. 240 experimental units were used (2 climates x 2 soil moisture levels x 4 types of soil in trays x 3 species groups X 5 replicates for each treatment and in each replicate, three litterbags). Each tray (80) received three litterbags, each with a group of species. Linear mixed models were used to test for differences between treatments (4) using tray as a random factor. After 14 weeks, increases in temperature and induction of experimental drought significantly reduced the decomposition of all species groups. Subordinate species showed the lowest mass loss, refuting the hypothesis. The mixed group recorded the highest averages, indicating an increase in microbial diversity associated with mass loss. The type of soil had no influence on decomposition, showing similar nutritional levels. Reductions in water availability resulted in lower mass losses, possibly due to limitations in microbiological action, in all the forest groups tested. It can be concluded that severe droughts interfere with the decomposition of the litter of subordinate and dominant Atlantic Forest species. High temperatures and reduced soil moisture can strongly slow down the leaf decomposition process of these plant species.

Keywords: *El Niño*, Leaf mass loss, Tropical Forest.

INTRODUÇÃO

A seca em um contexto ecossistêmico

Entre 2014 e 2016, o *El Niño* mais severo e longo elevou as temperaturas e diminuiu a taxa de precipitação na Mata Atlântica (OTTO et al., 2015), afetando processos ecossistêmicos de diferentes grupos de espécies (HOLLUNDER et al., 2021). Processos ecossistêmicos são definidos como fatores físicos, químicos e biológicos que se relacionam com organismos de um dado ambiente no qual se encontram, incluindo os ciclos biogeoquímicos de nutrientes, fluxo de energia e dinâmica da cadeia alimentar (FU et al., 2013). Os impactos da seca podem atuar sobre os processos ecossistêmicos por anos (KANNENBERG; SCHWALM; ANDEREGG, 2020). No entanto, ainda se sabe pouco como ecossistemas tropicais respondem aos efeitos de secas extremas, especialmente como os efeitos destas secas interferem sobre processos ecossistêmicos de decomposição. Uma forma de abordar esse problema é entender como o processo de decomposição da serrapilheira de diferentes grupos de espécies é alterado em função dos eventos de seca. Portanto, entender como as florestas tropicais respondem aos efeitos da seca, tendo em vista os processos ecossistêmicos, é relevante para prever possíveis futuras mudanças em sua complexa estrutura.

Até o momento, sabe-se que as comunidades na África Ocidental se tornam mais homogêneas em diversidade funcional, taxonômica e filogenética devido ao aumento da aridez ao longo do tempo (AGUIRRE-GUTIÉRREZ et al., 2020). Espécies pioneiras nessas florestas enfrentam elevada mortalidade durante secas, mas se recuperam rapidamente após esses eventos (GAZOL et al., 2017; ROCHA et al., 2020). Além disso, uma dada espécie em diferentes habitats topográficos pode apresentar variações na mortalidade e taxa de crescimento devido às distintas condições ambientais (HOLLUNDER et al., 2022). Em florestas tropicais, plantas lenhosas presentes em baixadas apresentam menor taxa de mortalidade do que aquelas em relevos inclinados ou topos de morro durante secas intensas, o que faz das baixadas ambientes de refúgios por fornecer nutrientes e água reduzindo os impactos da seca (COSTA et al., 2020; HOLLUNDER et al., 2021). Sendo assim, eventos climáticos extremos, como secas prolongadas, podem mudar a estrutura e organização das comunidades de plantas nas florestas tropicais.

Um evento climático extremo é um episódio ou ocorrência em que um período climático raro ou incomum altera a estrutura ou funções do ecossistema para além dos limites considerados normais do ambiente onde ocorreu (SMITH, 2011). Nesse sentido, a seca é um

exemplo de evento climático extremo, que pode durar de meses a anos e possui a característica de precipitação abaixo do que seria considerado normal para uma dada área (DAI, 2011). Entretanto, secas ocorrem na maior parte do mundo, mesmo em regiões alagadas e florestas úmidas (DAI, 2011). Crausbay et al. (2017) recentemente propuseram uma definição para seca ecológica, que é um déficit episódico na disponibilidade de água que leva os ecossistemas além dos limites de vulnerabilidade e impacta os serviços ecossistêmicos nos sistemas naturais. Assim, a seca apresenta características que podem interferir nos processos ecossistêmicos de diferentes florestas.

Uma seca severa pode ser provocada pelo *El Niño*, um dos eventos ambientais que provocam temperaturas mais elevadas majoritariamente em ambientes tropicais (DAI, 2011). Ele é um fenômeno natural que influencia fortemente as plantas em diferentes níveis de organização, de indivíduos a populações e comunidades e, também, ecossistemas em todo o mundo (FAUSET et al., 2012). Um evento de *El Niño* não significa que em todos os ambientes do globo haverá a mesma condição de seca, porque algumas florestas podem estar mais expostas a tais condições dependendo da latitude e da topografia (HOLLUNDER et al., 2022). As duas secas mais severas já registradas, em 1998-1999 e 2014-2016, afetaram fortemente as florestas tropicais e os impactos destas secas ainda são pouco compreendidos (OTTO et al., 2015). Assim, o *El Niño* consiste em um evento de aquecimento climático natural que pode interferir no desempenho de espécies de plantas em florestas tropicais.

As mudanças climáticas estão entre as maiores ameaças aos ecossistemas, e os riscos devem se intensificar ainda mais no futuro (MANES; HENUD; TANIZAKI-FONSECA, 2022). Mudanças climáticas são definidas como mudanças no clima de uma dada região, que podem ser identificadas através de testes estatísticos. Tais mudanças constam de alterações nas médias de temperatura e umidade por períodos prolongados, normalmente décadas ou mais. As alterações do clima podem se dar por processos naturais como também através de interferências antrópicas persistentes na composição da atmosfera ou no uso da terra (IPCC, 2022). Nas últimas décadas, as secas aumentaram em frequência, duração e magnitude, tendência que pode se intensificar à medida em que o aquecimento global progride (SCHWALM et al., 2017). É previsto que haja um aumento de eventos climáticos extremos em escala global, como secas severas, chuvas intensas e ondas de calor, o que sugere que a biodiversidade será cada vez mais impactada pelas mudanças climáticas extremas ao longo do tempo (IPCC, 2022). Devido às mudanças extremas de temperatura e precipitação, espécies de plantas estão sendo encontradas em diferentes altitudes e latitudes, causando uma alteração na distribuição e abundância dessas plantas (CHEN et al., 2011). Além disso, a estrutura,

composição e funcionamento da floresta tropical estão sendo afetadas de várias maneiras, incluindo redução no crescimento e aumento da mortalidade (HOLLUNDER et al., 2021). No entanto, apesar de sabermos mais sobre como as mudanças climáticas afetarão as distribuições das espécies, pouco ainda se sabe sobre como processos ecossistêmicos serão alterados.

As respostas das comunidades e dos ecossistemas às mudanças no clima podem ser sumarizadas em: 1) mudanças fenológicas e nas redes ecológicas, 2) mudanças de distribuição de espécies e na composição da comunidade, 3) reorganização da comunidade e respostas do ecossistema e 4) aumento da complexidade por meio de interações bióticas e processos de *feedback* (WALTHER, 2010). A primeira se deve ao fato de que as espécies não responderam de forma sincronizada às mudanças climáticas, ou seja, nem todos os indivíduos de diferentes espécies que coexistem num mesmo local e estão envolvidos nos vários níveis tróficos respondem de igual forma a uma determinada mudança no ambiente (VOIGT et al., 2003). A segunda tem impactos consideráveis na forma como as espécies interagem e, por meio das interações tróficas, implicam em consequências para o funcionamento dos ecossistemas (WALTHER, 2010). Algumas espécies podem interagir por algum motivo com outras espécies as quais estavam separadas espacialmente. A terceira tem como resposta as mudanças em níveis tróficos inferiores, os quais podem induzir efeitos de baixo para cima através de redes ecológicas e podem induzir processos de *feedback* (WALTHER, 2010). A quarta resposta pode-se ter por entendimento que a complexidade ecológica das interações bióticas e a complexidade evolutiva de tolerância à mudança ambiental podem influenciar uma à outra, tornando necessário considerar ambas nas avaliações de impacto das mudanças climáticas (MAZANCOURT; JOHNSON; BARRACLOUGH, 2008). Logo, as respostas das comunidades e dos ecossistemas às mudanças do clima envolvem desde mudanças espaciais até reorganização de cadeias tróficas, mostrando que as mudanças climáticas podem alterar a coexistência e a interação entre espécies.

Essas diferentes respostas das comunidades e ecossistemas frente às mudanças climáticas em curso só foram possíveis de serem definidas devido a experimentos que buscaram entender tais respostas, o que é um desafio mesmo com grandes avanços em pesquisas nessa temática. Alguns dos desafios englobam entender a alta complexidade das mudanças climáticas em termos de variáveis ambientais, as restrições no número e amplitude dos níveis de tratamento climático e o âmbito limitado de respostas e interações abordadas (RINEAU et al., 2019). Portanto, experimentos com vários tratamentos que abordam o tema das mudanças climáticas agindo sobre processos ecossistêmicos são fundamentais em

expandir nosso conhecimento para entendermos como os ecossistemas responderão aos efeitos das secas.

A vulnerabilidade das florestas tropicais

A Floresta Tropical passa por constante ameaça de degradação tornando-a um dos *hotspots* de biodiversidade mundiais (MYERS et al., 2000; REZENDE et al., 2018). *Hotspots* podem ser definidos como áreas ricas em biodiversidade, principalmente espécies endêmicas, e que se apresentem ameaçadas, ou seja, locais que necessitam de estratégias de conservação (MYERS, 1988). Assim, essas áreas são mais vulneráveis às mudanças climáticas (BELLARD et al., 2014). Além das mudanças climáticas, a ação de fragmentação, devido ao desmatamento para urbanização e expansão agrícola, têm afetado intensamente as florestas tropicais (ROCHA et al., 2020).

Ao longo da história do Brasil, a utilização do fogo como método principal nas práticas de desmatamento para a implementação da cultura de café e da pecuária resultou em danos significativos nas florestas tropicais, principalmente na Mata Atlântica (AXIMOFF; RODRIGUES, 2011). Além do agronegócio histórico, cortes nos orçamentos governamentais para fiscalização e proteção das florestas e as mudanças climáticas (crise hídrica) também são fatores que facilitam a propagação de incêndios (LUCAS et al., 2023). Os quais têm modificado as paisagens da Mata Atlântica: reduzindo a área disponível de florestas e habitats naturais; interferindo na estrutura, na capacidade de renovação e composição desta floresta em escala evolutiva e; morte de espécies e mudanças nos nichos ecológicos (GARCIA et al., 2021). Logo, essa interação entre incêndio, fatores climáticos e antrópicos resulta em grandes alterações ambientais, trazendo prejuízos consideráveis à Mata Atlântica.

As atividades humanas, como o desmatamento, têm causado danos significativos na Floresta Amazônica. Este ecossistema desempenha um papel crucial na regulação do clima, sendo responsável por uma parcela substancial das chuvas na região sudeste do Brasil, variando entre 25 a 50% (CLEMENT; HIGUCHI, 2006). Esse fenômeno é possível graças aos chamados "Rios Voadores", que se formam pela evaporação das águas do Oceano Atlântico e são transportados para a Amazônia pelos ventos alísios, que carregam consigo uma alta umidade, resultando em volumes significativos de chuva na região amazônica (ZEMP et al., 2014). As árvores amazônicas transpiram umidade, reabastecendo os ventos com vapor d'água, que posteriormente redistribuem essa umidade, parte para as Cordilheiras dos Andes e parte para as regiões sul e sudeste do Brasil, influenciando o regime de chuvas nessas áreas (REZENDE; VARTULI, 2021). Logo, o desmatamento e as queimadas

frequentes na Amazônia têm impactado negativamente esse ciclo hidrológico, reduzindo o índice pluviométrico nas regiões sul e sudeste do Brasil, resultando em eventos climáticos extremos, como secas.

Além da Floresta Amazônica, a Mata Atlântica foi reduzida a aproximadamente 28% de sua cobertura original, com remanescentes em sucessão secundária (REZENDE et al., 2018). A Mata Atlântica cobria originalmente cerca de 150 milhões de hectares, sendo uma das maiores florestas tropicais das Américas em condições ambientais altamente heterogêneas (SOUZA et al., 2022). A heterogeneidade de habitats em pequena escala relacionada à topografia promove a alta riqueza de espécies das florestas tropicais (NETTESHEIM et al., 2018). Devido a sua importância ambiental, compreender a correlação entre a dinâmica de seca e os serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica é essencial para prever o impacto das mudanças climáticas e, conseqüentemente, o papel da biodiversidade na mitigação de tais impactos.

As florestas tropicais correspondem a 25% da reserva terrestre de carbono e cobrem cerca de 10% da superfície da Terra (CORLETT, 2016). Ademais, elas comportam cerca de metade de todas as espécies de flora e fauna mundiais (ROCHA et al., 2020), incluindo 96% das espécies de árvores (POORTER et al., 2015), com as maiores riquezas de espécies em florestas tropicais úmidas (KREFT; JETZ, 2007). As florestas tropicais fornecem serviços ecossistêmicos essenciais, como por exemplo, abastecimento de água, sequestro de carbono, polinização e controle climático (SILVA et al., 2021). Nesse sentido, a preservação das florestas tropicais promove a mitigação das mudanças climáticas e a manutenção da diversidade.

Estrutura das comunidades de plantas

Comunidades de plantas tropicais são sistemas complexos devido à alta diversidade e grandes diferenças na abundância de espécies (MARQUES; GRELLE, 2021). Curva de abundância, ou distribuição de abundância de espécies, é uma interpretação quantitativa sobre a diferença na abundância entre as espécies em uma dada comunidade (MCGILL, 2011). Em uma comunidade de plantas, pode-se classificar as espécies baseando-se em padrões de abundância, como dominantes, subordinadas e transientes (WHITTAKER, 1965). Poucas espécies são classificadas como espécies dominantes, as quais são as mais abundantes e representam uma proporção maior da biomassa total da comunidade (WHITTAKER, 1965). As espécies subordinadas apresentam alta fidelidade de associação com determinados tipos de vegetação, mas são de menor estatura, apresentam menor distribuição espacial e tendem a

ocupar micro-habitats delimitados pelas espécies dominantes (GRIME, 1998). As espécies transientes são uma variedade heterogênea de espécies menos abundantes, as quais apresentam alta proporção juvenil de espécies que ocorrem como dominantes ou subordinadas nos ecossistemas (GRIME, 1998). Mariotte (2014) apresentou uma revisão a respeito de como essas espécies têm sido chamadas na literatura. Ele concluiu que “espécies menos abundantes” e “subordinadas” possuem igual significado. Portanto, em comunidades de plantas a distribuição de abundância de diferentes espécies que devem ser levadas em consideração são divididas em diferentes classificações de entendimento da estrutura florestal.

Espécies subordinadas podem exercer grande impacto sobre as comunidades microbianas do solo, como evidenciado por estudos anteriores (HOLDAWAY et al., 2011; MARIOTTE et al., 2013; PELTZER et al., 2009). Especificamente, as espécies menos abundantes tendem, relativamente, a acumular mais carbono do que as dominantes, estabelecendo associações mais robustas com fungos micorrízicos arbusculares, aumentando a massa destes fungos (JOHNSON, 2010; MARIOTTE et al., 2013; MILLER et al., 2002). A intensidade dessa simbiose fúngica está diretamente ligada à relação C:N na planta, na qual a disponibilidade de um elemento afeta a capacidade de plantas e fungos adquirirem o outro (MARIOTTE; CANARINI; DIJKSTRA, 2017). Dado que as espécies dominantes exercem controle sobre a maioria dos recursos, as espécies subordinadas enfrentam limitações no acesso ao nitrogênio, resultando em uma tendência a acumular carbono (MARIOTTE et al., 2015), sendo este a principal fonte de energia para os microrganismos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Portanto, a forte associação simbiótica entre fungos e espécies subordinadas está ligada à alta disponibilidade de carbono para fornecimento aos fungos e à significativa demanda de nitrogênio por parte das espécies menos abundantes (MARIOTTE; CANARINI; DIJKSTRA, 2017). Essa relação das espécies subordinadas com as micorrizas arbusculares, devido a suas características específicas, explica como as plantas subordinadas obtêm nutrientes.

A presença de espécies menos abundantes em comunidades aumenta as taxas de decomposição (MARIOTTE et al., 2013) e a qualidade da serrapilheira (HOLLUNDER et al., 2021). Além disso, as espécies menos abundantes são capazes de reduzir os impactos da seca nas funções ecossistêmicas (MARIOTTE et al., 2015). Comumente, as espécies subordinadas apresentam boa capacidade em reter nutrientes, devido as suas propriedades em reter altos teores de nitrogênio e fósforo em suas raízes (MARIOTTE, 2014) e folhas (HOLLUNDER et al., 2021). Espécies dominantes e menos abundantes (subordinadas e transientes) geralmente diferem em suas características funcionais, com espécies dominantes sendo mais eficazes na

aquisição de recursos e espécies menos abundantes sendo mais conservadoras no uso de recursos (MARIOTTE, 2014). Logo, as espécies menos abundantes desempenham um importante papel na manutenção dos processos ecossistêmicos florestais.

Espécies subordinadas podem ser consideradas mais vulneráveis por apresentarem poucos indivíduos e um padrão espacial agregado (MARIOTTE, 2014) e podem ser ainda mais reduzidas devido à perda de habitat e à extinção induzida pelas mudanças climáticas (HOLLUNDER et al., 2022). Por outro lado, espécies dominantes tendem a ser mais resistentes à extinção local devido ao maior número de indivíduos (GREENWOOD et al., 2017). Devido a sua grande quantidade de biomassa, as espécies dominantes podem atuar como um filtro biótico no estabelecimento e sobrevivência de espécies menos abundantes (DOUDOVÁ; DOUDA, 2020). Vale ressaltar que as espécies menos abundantes influenciam a qualidade da serrapilheira, contribuindo para o aumento da resistência nas florestas tropicais ao fornecer nutrientes para outras espécies. (HOLLUNDER et al., 2021). Nesse sentido, espécies menos abundantes apresentam características de influência em comunidades de plantas, como promover a diversidade de plantas e disponibilizar nutrientes.

As espécies dominantes e menos abundantes possuem diferentes características funcionais, como também, desempenham diferentes papéis no ecossistema (GRIME, 1998). Em termos de competição, é comum que espécies dominantes sejam consideradas superiores (MARIOTTE, 2014), além de responderem à filtragem ambiental, como temperatura, pluviosidade e incidência de luz solar. No entanto, espécies menos abundantes podem afetar o funcionamento do ecossistema (MARIOTTE, 2014). Isto se dá pelos impactos significativos nas comunidades microbianas do solo, por exemplo (GRIGULIS et al., 2013). As espécies dominantes atuam na estruturação das distribuições das espécies (WEI et al., 2020), pois em um gradiente topográfico elas podem ocorrer em baixadas e topos de morro (HOLLUNDER et al., 2014). Em contrapartida, as espécies menos abundantes têm uma distribuição espacial mais agregada (WASSMUTH et al., 2009), podendo ocorrer em habitats específicos e não em todo um gradiente topográfico (HOLLUNDER et al., 2014).

Características dos gradientes topográficos

A disponibilidade de nutrientes no solo é variável ao longo de gradientes topográficos em comunidades de plantas (HOLLUNDER et al., 2022). Devido aos fluxos unidirecionais dos topos de morro para as baixadas e da consequente perda de nutrientes nos topos de morro (HOLLUNDER et al., 2022), a disponibilidade dos nutrientes pode mudar ao longo dos gradientes topográficos (WERNER; HOMEIER, 2015). Logo, caso o ambiente tenha

limitação de nutrientes, as plantas poderão competir intensamente por nutrientes (WERNER; HOMEIER, 2015). Sendo assim, gradientes de nutrientes do solo têm um importante papel nos padrões de diversidade e estrutura da vegetação ao longo de gradientes topográficos.

A topografia controla algumas variáveis ambientais, como por exemplo, a temperatura local, umidade relativa do ar e disponibilidade de luz (FYLLAS et al., 2017). A topografia e a vegetação podem modificar o clima local, que pode diferir muito do clima regional (BRAMER et al., 2018). Diferenças de temperatura nas paisagens afetam processos ecossistêmicos, além de trocas de calor e energia (ZELLWEGER et al., 2019). No entanto, a variação de temperatura e umidade relativa do ar no interior florestal são um produto do macroclima (precipitação e temperatura regionais), em função da precipitação regional e a incidência de luz solar (ZELLWEGER et al., 2019). A precipitação em uma região pode interagir com a topografia local através da distribuição espacial e quantidade de chuva, afetando o quanto de água o solo irá reter (REYNOLDS et al., 2004). Logo, topografia, estrutura da vegetação e macroclima ajudam a determinar as condições locais de temperatura e umidade, além de afetarem processos e características ecossistêmicas em florestas tropicais.

Alterações na serrapilheira em termos nutricionais, como teor de nitrogênio, fósforo e carbono podem interferir em suas taxas de decomposição e na disponibilidade de nutrientes do solo (GARTNER; CARDON, 2004; KRISHNA; MOHAN, 2017). Isto ocorre porque os microrganismos decompositores presentes no solo e na serrapilheira dependem desses nutrientes para seu funcionamento (GARTNER; CARDON, 2004). Como exemplo, na Mata Atlântica, as concentrações de nutrientes nas folhas variam fortemente ao longo de gradientes topográficos (HOLLUNDER et al., 2021). Sendo assim, gradientes topográficos podem modificar as concentrações de nutrientes e taxas de decomposição da serrapilheira em ambientes tropicais.

Além disso, a ciclagem de nutrientes pode variar ao longo de gradientes ambientais e as restrições nutricionais nos processos ecossistêmicos variam em diferentes escalas (ALVAREZ-CLARE; MACK; BROOKS, 2013). Tal variação é resultado de diferentes fatores, combinados ou não, que regulam os processos do ecossistema e o desenvolvimento do solo, isto é, clima, organismos, topografia, material de origem e tempo (TOWNSEND; ASNER; CLEVELAND, 2008). A ciclagem de nutrientes tropicais é influenciada pela topografia (WEINTRAUB et al., 2015), ou seja, grandes quantidades de chuvas podem transportar significativamente nutrientes e carbono ao longo dos relevos inclinados e ao longo dos fluxos unidirecionais (CHAVES et al., 2009). Além disto, as formas da superfície terrestre regulam a ciclagem de nutrientes por meio de efeitos no desenvolvimento do solo

(WEINTRAUB et al., 2015). Assim, eventos bióticos e abióticos atrelados à topografia podem interferir nos processos ecossistêmicos em ambientes tropicais como, por exemplo, na decomposição de serrapilheira.

Decomposição de serrapilheira em ambientes florestais

Periodicamente, as plantas perdem partes de sua biomassa, como galhos, folhas, flores, frutos e sementes, gerando a serrapilheira (NEUMANN et al., 2018). A serrapilheira é a camada superficial do solo constituinte dessa biomassa que as plantas perderam (COÛTEAUX; BOTTNER; BERG, 1995). A serrapilheira contribui para que haja a ciclagem de nutrientes da floresta e permite a entrada de íons, ou seja, nitrogênio, fósforo e enxofre (LIKENS, 2013). A serrapilheira não só promove a manutenção desses elementos, mas também é central para o ciclo global do carbono (NEUMANN et al., 2018). Assim, nas florestas, a serrapilheira transfere cerca de um terço da absorção anual de carbono para a superfície do solo (MALHI; DOUGHTY; GALBRAITH, 2011). Como resultado, a interação da entrada de carbono pela serrapilheira e a saída dele devido à decomposição resulta em estoques de carbono no solo (NEUMANN et al., 2018). Portanto, a perda de biomassa e acumulação de serrapilheira no solo promovem a manutenção e ciclagem de nutrientes em ambientes florestais.

A decomposição da serrapilheira é regulada principalmente pelo clima e propriedades do solo (WERNER; HOMEIER, 2015). Porém, não são somente estes fatores os mais importantes. A fauna do solo é outro elemento chave para decomposição da serrapilheira (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013; NJOROGE et al., 2022). Invertebrados promovem degradação física e expõe a serrapilheira à colonização de microrganismos, além de consumirem pequenos pedaços (NJOROGE et al., 2022); ações que promovem o aceleração da decomposição (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013). A lenta decomposição da serrapilheira pode afetar a nutrição das plantas através da imobilização de nutrientes no acúmulo de matéria orgânica morta (MANZONI et al., 2008). Por exemplo, os compostos fenólicos, um grupo de compostos de defesa secundária comumente produzidos, podem retardar fortemente a decomposição da serrapilheira foliar (WERNER; HOMEIER, 2015). A resistência da serrapilheira à decomposição inibe o retorno de nutrientes para as plantas (WARDLE; BONNER; BARKER, 2002). Sendo assim, quando há interferência de diferentes fatores como o clima, propriedades do solo e fauna sobre a serrapilheira, pode ocorrer uma alteração na decomposição e conseqüentemente na ciclagem de nutrientes.

A mudança de espécies devido às mudanças climáticas provavelmente alterará a qualidade da serrapilheira, bem como a produtividade florestal e os estoques de carbono (SAYER, 2006). O clima influencia o teor de nutrientes do solo, o que afeta a produção de biomassa e, conseqüentemente, a quantidade de serrapilheira (NEUMANN et al., 2018). Secas mais frequentes retardam a decomposição da serrapilheira e reduzem os nutrientes disponíveis para as plantas (HOLLUNDER et al., 2022). Portanto, a seca é um evento que interfere na ciclagem de nutrientes, ou seja, na decomposição de matéria orgânica. Matéria esta que disponibiliza nutrientes, favorecendo o estabelecimento de espécies vegetais nos diferentes ecossistemas.

Breve histórico sobre estudos experimentais que utilizaram litterbags e casa de vegetação

Vários estudos foram realizados para abordar as lacunas sobre o papel do solo na decomposição (HUHTA, 2007). Sacolas de decomposição, ou *litterbags*, são uma maneira de avaliar a decomposição por um longo período de tempo (DIDION et al., 2016). Elas são compostas de diferentes tamanhos de malha, normalmente confeccionadas com *nylon*, mas podem ser encontradas com outros materiais (ROBERTSON; PAUL, 2000). A técnica *litterbag* foi desenvolvida em meados do século XIX (CROSSLEY; HOGLUND, 1962). Os *litterbags* podem ser adaptados ao contexto do experimento, utilizando diferentes tipos de matéria orgânica vegetal, sendo essa a sua principal vantagem de utilização (CHASSAIN et al., 2021). Ademais, os *litterbags* podem ser usados para entender como diferentes grupos de organismos do solo contribuem para a decomposição da serrapilheira, excluindo algumas classes de tamanho da fauna (CHASSAIN et al., 2021). Nenhum método padronizado está disponível atualmente para quem deseja iniciar um experimento com *litterbags* (CHASSAIN et al., 2021), permitindo uma liberdade para adequar os tamanhos (cm²) ou a malha (mm) de acordo com a necessidade do experimento (KRISHNA; MOHAN, 2017; ROBERTSON; PAUL, 2000). Isolar ou permitir a entrada de fauna (invertebrados) no interior dos *litterbags* demanda adaptações na confecção de acordo com o objetivo, por exemplo. Os tamanhos mais utilizados são de 20 cm x 20 cm e a malha mais convencional utilizada varia de 1-2 mm (KRISHNA; MOHAN, 2017; ROBERTSON; PAUL, 2000). Além disso, os *litterbags* imitam resíduos vegetais superficiais ou enterrados e, portanto, permitem observar os principais fatores que afetam sua decomposição (CHASSAIN et al., 2021). O método *litterbag* tem sido alvo de várias revisões e meta-análises, centradas na história do método (HUHTA, 2007) e nos impactos de vários fatores na decomposição da serrapilheira, nomeadamente da fauna do solo (FROUZ, 2018; GONZÁLEZ; LODGE, 2017), clima e qualidade da serrapilheira

(KRISHNA; MOHAN, 2017). Sendo assim, a técnica *litterbag* tem um papel relevante, porque promove um melhor entendimento de como a perda de massa (decomposição) de materiais vegetais ocorre sob diferentes fatores (como seca) e diferentes contextos, sejam eles *in loco* ou em casas de vegetação experimentais.

No que diz respeito a experimentos em casas de vegetação, as respostas ecológicas às secas estão sendo observadas e complementadas através de abordagens experimentais (GRIME et al., 2008). As secas experimentais, nas últimas décadas, ganharam papel de destaque como um dos principais métodos para compreender as particularidades de como a disponibilidade reduzida de água afeta processos ecossistêmicos (HOOVER; WILCOX; YOUNG, 2018). Tais experimentos permitem ter mais controle sobre determinados fatores que muitas vezes ocorrem concomitantemente com as secas e, também, tendem a melhorar a compreensão das respostas ecológicas à seca (HOOVER; WILCOX; YOUNG, 2018). Logo, estudar mudanças climáticas através de metodologias experimentais pode ajudar a entender como a seca afeta processos ecossistêmicos em ambientes florestais.

Diferentes métodos são utilizados para simular secas. Alguns autores usam abrigos de chuva que são colocados sobre uma comunidade intacta para excluir ou reduzir a chuva, e são comparados a um tratamento de controle que recebe chuva do ambiente (HOOVER; WILCOX; YOUNG, 2018). Essa metodologia foi desenvolvida pela primeira vez em estudos agrícolas, que implantavam grandes estruturas cobertas sobre determinadas plantas de interesse durante períodos chuvosos (HOOVER; WILCOX; YOUNG, 2018). Posteriormente, este método foi adotado por ecólogos, como Reynolds et al. (1999). Eles construíram um abrigo com um telhado de plástico transparente e sólido que isolou totalmente a precipitação das plantas com as quais trabalharam (HOOVER; WILCOX; YOUNG, 2018). Yahdjian et al. (2002) também trabalharam com essa metodologia, porém adaptando um sistema de calhas. Tais abrigos contra chuva, na época, equivalem hoje às casas de vegetação para experimentos com intuito de isolar fatores. Esses métodos foram aplicados em centenas de experimentos de seca publicados em uma ampla gama de ecossistemas globalmente (BEIER et al., 2012). A simulação de secas pode se dar de diferentes formas e contextos, como nos casos mencionados os quais utilizaram plantas vivas. Contudo, outras abordagens podem ser aplicadas utilizando serrapilheira, por exemplo, associando a *litterbags*.

Diferentes estudos usando *litterbags* podem ser realizados. A maioria dos trabalhos publicados sobre decomposição utilizam a técnica *litterbag* em estudos *in loco*. O estudo realizado por Loranger et al. (2002) investigou a relação entre diferentes tipos de serrapilheira e solos em florestas tropicais, com o objetivo de compreender a importância relativa da

qualidade da serrapilheira e das características do solo no processo de decomposição. O estudo conduzido por Jáuregui et al. (2013) utilizou a técnica de *litterbags* em um experimento em casa de vegetação para isolar o efeito da adição de solo superficial na decomposição da serrapilheira em encostas com gramíneas e leguminosas. O objetivo era determinar a adequação dessas espécies para a restauração de relevos inclinados em termos de acúmulo de serrapilheira. Ambos os trabalhos destacaram a versatilidade e adaptabilidade da técnica de *litterbag* em diferentes realidades de pesquisa, fornecendo *insights* importantes sobre o processo de decomposição em ecossistemas diversos.

Numa perspectiva metodológica, ao melhor que se saiba, inexistem trabalhos que utilizam simulação de seca com uso de *litterbags* num contexto experimental em casa de vegetação para avaliar os efeitos das mudanças climáticas frente à decomposição da serrapilheira em florestas tropicais. Além disso, o entendimento sobre como espécies dominantes e menos abundantes e seus processos ecossistêmicos respondem à seca em florestas tropicais ainda permanece limitado. Porém, vale ressaltar que ainda existe uma lacuna no conhecimento de como mudanças climáticas, mais especificamente os efeitos de secas causadas pelo *El Niño*, afetam processos ecossistêmicos de decomposição da serrapilheira em florestas tropicais. Desta forma, esse trabalho tem por base preencher essa lacuna de conhecimento através de metodologia experimental em casa de vegetação, tendo em vista a importância da decomposição frente a ciclagem de nutrientes para manutenção de espécies e, conseqüentemente, de florestas. Assim, espera-se contribuir para um melhor entendimento sobre os efeitos das mudanças climáticas e de diferentes grupos de espécies em processos ecossistêmicos das florestas tropicais.

Objetivo, hipótese e predições

Este estudo objetivou compreender como uma seca experimental e a temperatura, aplicadas em diferentes tipos de solos, afetam a decomposição da serrapilheira de espécies dominantes e menos abundantes da Mata Atlântica. Hipotetizou-se que o aumento da temperatura e a restrição de água diminuem decomposição foliar de espécies de plantas que ocorrem ao longo de um gradiente topográfico de fertilidade. Se isto for verdade, então, durante uma seca experimental, esperamos que: 1) a seca e a elevada temperatura reduzam a perda de massa dos grupos de espécies dominantes e menos abundantes; 2) o solo com maior teor de nutrientes promova uma maior perda de massa da serrapilheira para ambos os cenários climáticos quando comparado a solos com menos teores de nutrientes; e que 3) as espécies menos abundantes apresentem maiores perdas de massa do que as espécies dominantes.

METODOLOGIA

Área de coleta das amostras

As coletas do solo e das folhas foram realizadas no Parque Estadual de Mata das Flores (PEMF), Município de Castelo, Espírito Santo, Sudeste do Brasil, localizado entre as coordenadas 20°36'33.54"S e 41°10'15.97"W. Ambas as coletas foram realizadas nos dias 9, 10, 15 e 16 de novembro de 2022. O PEMF situa-se no domínio da Mata Atlântica, apresentando a fitofisionomia de Floresta Ombrófila de Terras Baixas (OLIVEIRA-FILHO et al., 2005) (**Figura 1**).



Figura 1. Parque Estadual de Mata das Flores (PEMF), Castelo, Espírito Santo, Sudeste do Brasil no ano de 2022. Situa-se no domínio da Mata Atlântica, apresentando a fitofisionomia de Floresta Ombrófila de Terras Baixas (OLIVEIRA-FILHO et al., 2005).

O transecto de coleta possui 750 m de extensão e está situado entre um gradiente de baixada (100 m acima do nível do mar, a.n.m.) e topo de morro (180 m a.n.m.) com uma inclinação média de 17 graus (HOLLUNDER et al., 2021). Em 2013, 20 parcelas permanentes de 10 m x 10 m (100m²) foram dispostas em pares alinhadas nesse transecto. As duas parcelas de um mesmo par têm distância de 10 m uma da outra e a distância entre os pares é de 20 m (**Figura 2**).

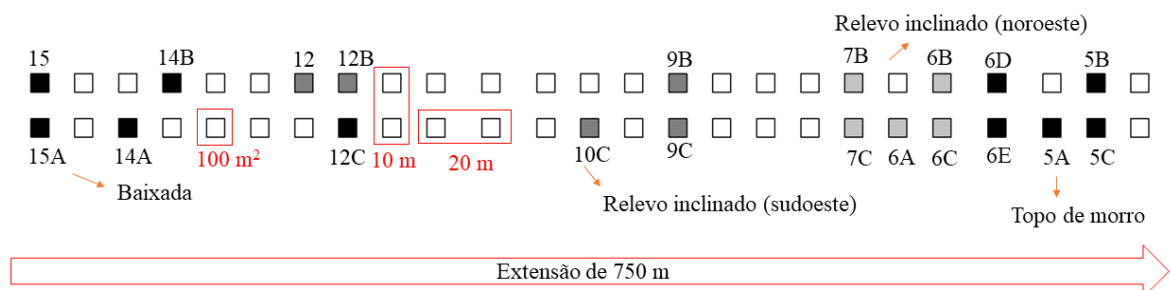


Figura 2. Mapa das parcelas ao longo dos 750 m de extensão do transecto de coleta no PEMF. Parcelas da Baixada: 15A, 15, 14B, 14A, 12C; Parcelas do Relevo inclinado com face voltada para o sudoeste: 12B, 12, 10C, 9C, 9B; Parcelas do Relevo inclinado com face voltada para o noroeste: 7C, 7B, 6C, 6B, 6A; Parcelas do Topo de morro: 6E, 6D, 5C, 5B, 5A. Cada parcela tem dimensões de 10 m x 10 m (100 m²), as duas parcelas de um mesmo par têm distância de 10 m uma da outra e a distância entre os pares é de 20 m.

As parcelas estão distribuídas em quatro habitats topográficos: baixada (**Figura 3A**), relevo inclinado com face voltada para o sudoeste (SO), relevo inclinado com face voltada para o noroeste (NO) (**Figura 3B**) e topo de morro (**Figura 3C**). Cada um dos habitats topográficos possui cinco parcelas, totalizando 20 parcelas: 4 habitats x 5 parcelas. O gradiente topográfico desta área corresponde a um gradiente de fertilidade e água: de baixadas úmidas com maior teor de nutrientes até topos de morro com menor teor de nutrientes e umidade do solo (HOLLUNDER et al., 2021).

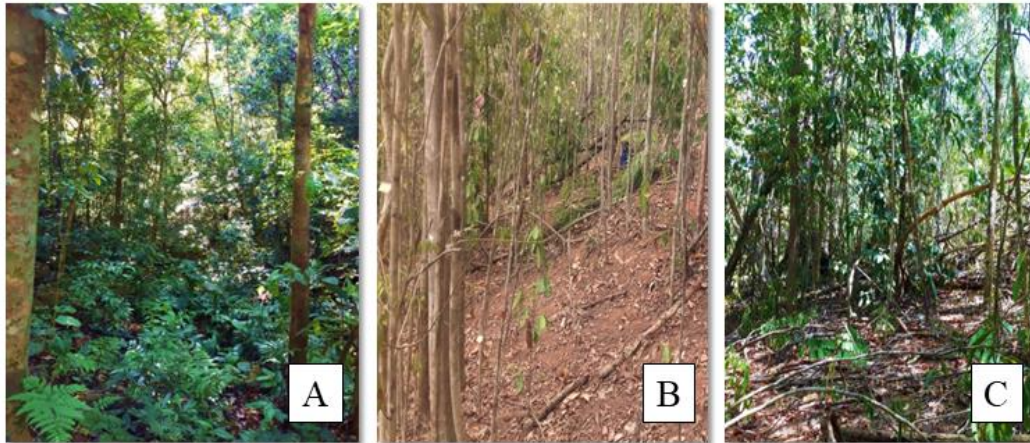


Figura 3. Habitats topográficos do Parque Estadual de Mata das Flores, Castelo, Espírito Santo, Sudeste do Brasil no ano de 2022: A – baixada, B – relevos inclinados e C – topo de morro.

Condições experimentais

O experimento foi realizado no Município de Jerônimo Monteiro, Espírito Santo, Sudeste do Brasil, em casa de vegetação experimental da Universidade Federal do Espírito Santo. O experimento consistiu em quatro tratamentos: tipos de substrato, estufa, umidade do substrato e classe de dominância. O tratamento “tipos de substrato” (“substrato” porque o “solo” esteve em bandejas e não mais em campo) teve quatro níveis correspondendo a quatro diferentes tipos de solo. O tratamento “estufa” possuiu dois níveis, ou seja, duas estufas (**Figura 4**) com temperatura e umidade relativa do ar controladas (déficit de pressão de vapor; DPV): uma com temperatura menor variando entre 23,91 a 35,43°C e maior umidade relativa do ar variando entre 53,54 a 100% (**Anexo 1**) e outra com temperatura maior variando entre 24,19 a 45,23°C e menor umidade relativa do ar variando entre 21,48 a 73,70% (**Anexo 2**). O tratamento “umidade do substrato” possuiu dois níveis: grupo seca e grupo controle (regado). O tratamento “classe de dominância” possuiu três níveis: espécies dominantes, espécies menos abundantes e ambas as espécies juntas. Oitenta bandejas foram distribuídas nas duas estufas e *litterbags* foram alocados nestas bandejas.



Figura 4. Estufas com temperatura e umidade relativa do ar controladas, localizadas na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Jerônimo Monteiro, Espírito Santo, Sudeste do Brasil no ano de 2023. A Figura A mostra em primeiro plano a estufa com maior temperatura e menor umidade relativa do ar, na B mostra em primeiro plano a estufa com menor temperatura e maior umidade relativa do ar, em C vê-se a sala de controle da temperatura e da umidade relativa do ar em cada estufa e em D mostra o painel responsável pela umidificação do interior das estufas.

Obtenção das amostras de solo

Para cada uma das parcelas foram coletadas quatro amostras de solo (20 parcelas x 4 amostras), resultando em 80 amostras. Logo, cada habitat topográfico teve 20 amostras de solo. Cada uma das amostras consistiu em $10,2 \text{ dm}^3$ de solo. Uma camada superficial de 5 cm de serrapilheira foi removida deixando apenas o solo abaixo aparente (**Figura 5A**) e logo após as amostras foram coletadas a uma profundidade de 0-15 cm ao lado de cada parcela (**Figura 5B**) para evitar degradar suas condições internas. As amostras foram colocadas em sacos plásticos transparentes para transporte do PEMF até as estufas (**Figura 5C**). O gradiente de fertilidade com quatro diferentes tipos de solo foi utilizado como um marcador do gradiente topográfico, ou seja, por se tratar de um experimento, não há mais um gradiente topográfico dividido em quatro habitats topográficos, mas sim um gradiente de fertilidade com solos de quatro diferentes habitats topográficos. Na preparação do experimento, os quatro tipos diferentes de solo foram peneirados e as raízes visíveis foram removidas. As 20 amostras de cada habitat foram homogeneizadas em quatro amostras compostas de acordo com cada habitat topográfico (**Figura 5D**).



Figura 5. Coleta e preparação das amostras de solo em 2022. Na Figura A mostra-se a remoção da camada superficial de serrapilheira, em B mostra-se a coleta do solo até a profundidade de 15 cm, na Figura C vê-se as amostras de solo ensacadas para transporte e em D mostra o processo de homogeneização das amostras de solo do habitat topo de morro após remoção das raízes e peneiramento.

As quatro amostras compostas foram divididas em 80 bandejas. As bandejas possuíam dimensões internas de 30 cm de largura, 34 cm de comprimento e 15 cm de altura. Optamos por utilizar bandejas com esses tamanhos para fins de reter a umidade no substrato nas bandejas do grupo controle. Todas as bandejas foram preenchidas com uma quantidade padrão de $8,16 \text{ dm}^3$ de substrato (**Figura 6**). O montante coletado inicialmente em campo de $10,2 \text{ dm}^3$ foi reduzido devido à remoção manual de raízes e a peneiramento. O solo foi coletado em um período chuvoso. Logo, para não ter variação de umidade entre os diferentes tipos de solo, as amostras foram deixadas para secar ao ar antes de iniciarmos o experimento, o que também colaborou para a redução do volume de solo coletado em campo.

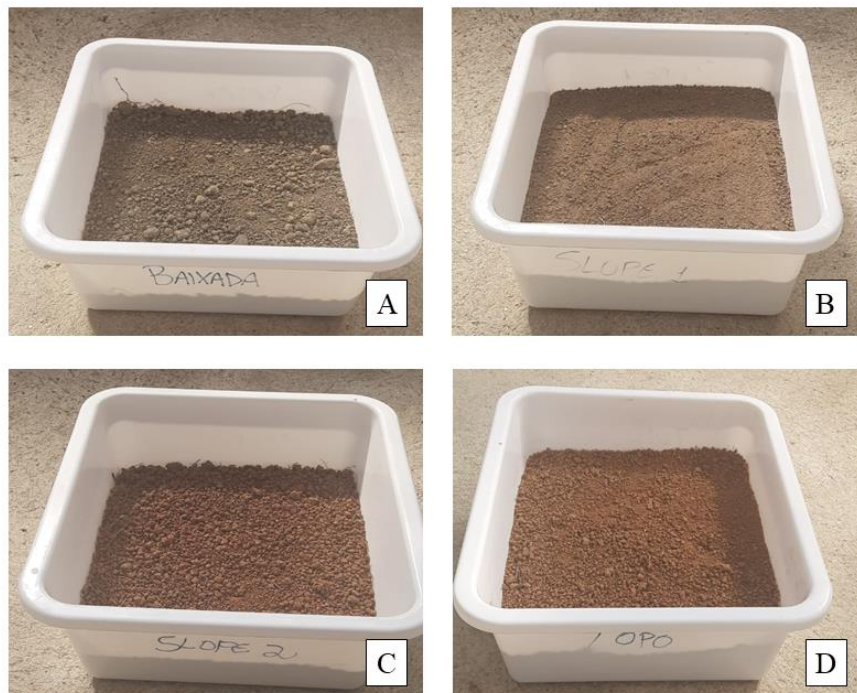


Figura 6. Amostras de solo seco dos quatro habitats topográficos distribuídas nas bandejas antes de iniciar o experimento. A: substrato da baixada; B: relevo inclinado com face voltada para o sudoeste; C: relevo inclinado com face voltada para o noroeste; D: topo de morro.

Definição das classes de abundância

Seis espécies foram selecionadas com base em uma curva de abundância (**Figura 7**) proveniente de um novo levantamento feito no ano de 2022, conforme **Anexo 3**. Folhas de três espécies dominantes e de três espécies menos abundantes foram coletadas. As espécies dominantes selecionadas foram: *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croizat, *Actinostemon verticillatus* (Klotzsch) Baill. e *Conchocarpus ruber* (A.St.Hil.) Bruniera & Groppo. A primeira ocorre predominantemente no relevo inclinado com face voltada para o sudoeste e no relevo inclinado com face voltada para o noroeste e topo de morro, enquanto as duas últimas ocorrem nos quatro habitats topográficos. As espécies menos abundantes foram: *Erythrochiton brasiliensis* Nees & Mart., *Pachystroma longifolium* (Nees) I.M.Johnst. e *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg. A primeira e a última ocorrem predominantemente na baixada e a segunda ocorre predominantemente no relevo inclinado com face voltada para o noroeste. Posteriormente, tais espécies foram distribuídas em todos os tratamentos de substrato. Não mantivemos a origem do habitat topográfico das espécies.

A tabela a seguir sumariza as informações acima mencionadas sobre a distribuição das espécies ao longo dos habitats topográficos e as classes de dominância que cada espécie pertence:

Tabela 1. Distribuição das espécies dominantes e subordinadas ao longo dos quatro habitats topográficos.

Espécie	Classe de dominância	Habitats topográficos
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	Dominante	Relevo inclinado (SO), relevo inclinado (NO) e topo de morro.
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	Dominante	Nos quatro habitats
<i>Conchocarpus ruber</i> (A.St.Hil.) Bruniera & Groppo.	Dominante	Nos quatro habitats
<i>Erythrochiton brasiliensis</i> Nees & Mart.	Subordinada	Baixada
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	Subordinada	Relevo inclinado (NO)
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Subordinada	Baixada

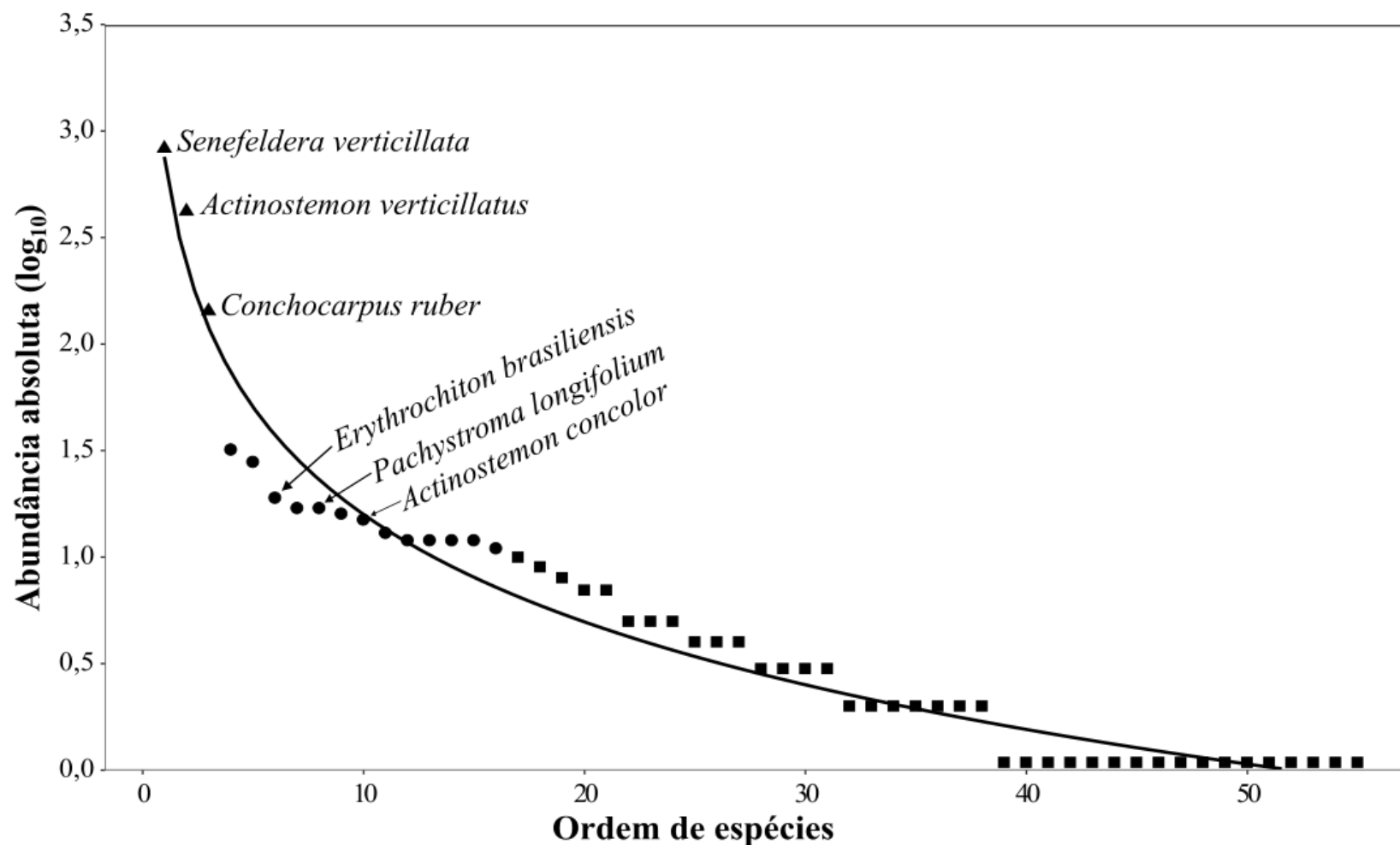


Figura 7. Curva de abundância contendo 55 espécies presentes ao longo do transecto de 750 m (20 parcelas). Os triângulos representam as três espécies dominantes presentes na área e que foram utilizadas no experimento: *Senefeldera verticillata*, *Actinostemon verticillatus* e *Conchocarpus ruber*. As espécies subordinadas estão representadas por círculos, sendo *Erythrochiton brasiliensis*, *Pachystroma longifolium* e *Actinostemon concolor* as espécies selecionadas para a experimentação. Os quadrados representam as espécies transientes, as quais não foram utilizadas neste trabalho. Espécies com abundância > 100 foram consideradas dominantes, ≤ 100 e > 10 foram consideradas como subordinadas e ≤ 10 foram transientes. As nomenclaturas, famílias e abundância absoluta de todas as 55 espécies podem ser encontradas com mais detalhes no **Anexo 3**.

Foram escolhidas as três espécies dominantes da área de coleta. Em seguida, para fins de controlar o fator filogenético no experimento, foram escolhidas as três espécies subordinadas que pertencessem às mesmas famílias das espécies dominantes seguindo a ordem de classificação dada pela curva de abundância e a disponibilidade de indivíduos na área de coleta. Sendo assim, foram estabelecidas duas famílias: Euphorbiaceae (*Senefeldera verticillata*, *Actinostemon verticillatus*, *Actinostemon concolor* e *Pachystroma longifolium*) e Rutaceae (*Conchocarpus ruber* e *Erythrochiton brasiliensis*) (**Figura 8**). Informações detalhadas sobre a biologia dessas seis espécies encontram-se no **Anexo 4**.

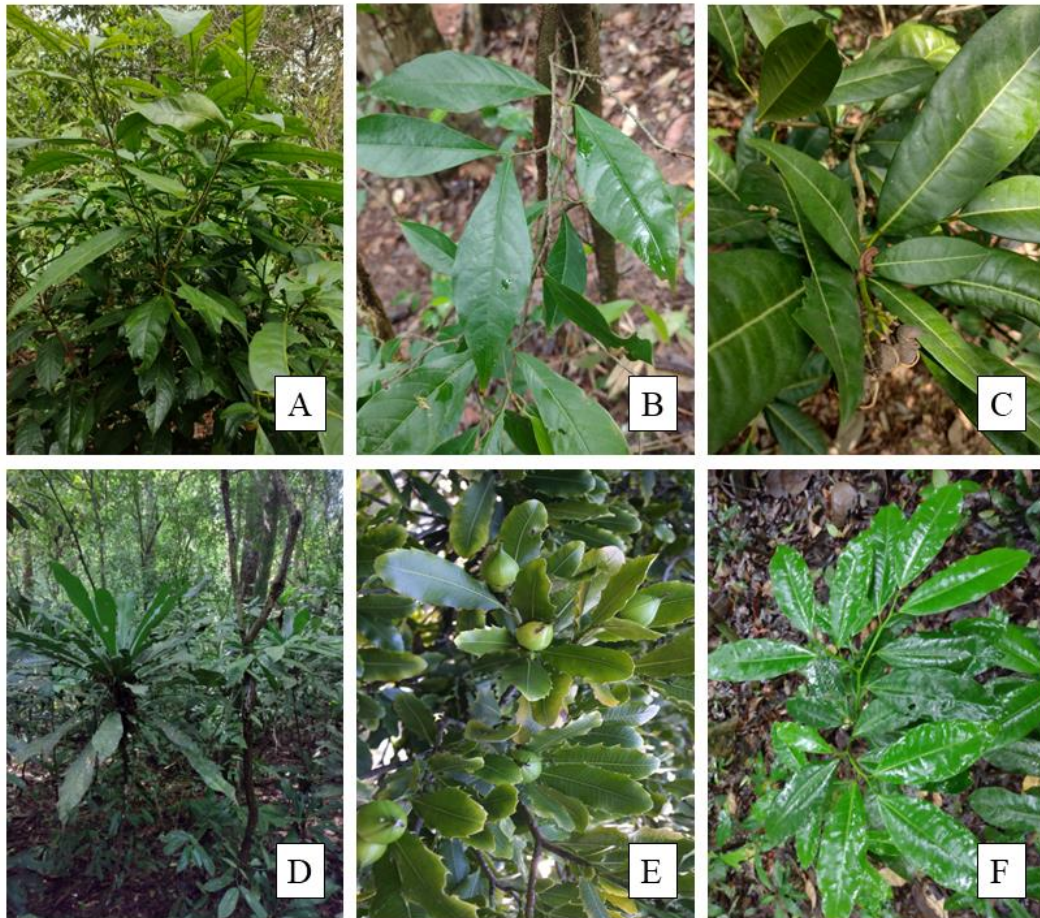


Figura 8. Seis espécies de plantas coletadas no PEMF. Dominantes: A - *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croizat; B - *Actinostemon verticillatus* (Klotzsch) Baill.; C - *Conchocarpus ruber* (A.St.Hil.) Bruniera & Groppo. Menos abundantes: D - *Erythrochiton brasiliensis* Nees & Mart.; E - *Pachystroma longifolium* (Nees) I.M.Johnst.; F - *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg.

Obtenção do material vegetal

Folhas maduras completamente expandidas e livres de patógenos evidentes ou danos foram coletadas das espécies selecionadas ao longo do gradiente topográfico. As folhas foram coletadas de indivíduos presentes dentro e fora das parcelas. As folhas foram coletadas em

diferentes indivíduos respeitando a disponibilidade das espécies em cada habitat topográfico e colocadas em sacos de papel. Estes mediam 46 cm de comprimento e 34 cm de largura. Cerca de 5 sacos contendo folhas foram coletados para cada uma das espécies. No laboratório, as folhas foram secas em estufa a 60°C por sete dias.

A massa seca da fração foliar foi obtida com o uso de balança analítica. No total foram usados 120 g de material vegetal por espécie. Cada bandeja tinha 1,5 gramas de folhas de cada espécie, sendo 1 g no *litterbag* do grupo correspondente à espécie (dominantes ou subordinadas) e 0,5 g no *litterbag* do grupo misto (1,5 g de folha de cada espécie x 80 bandejas = 120 g). Pelo fato de existir diferentes ocorrências das espécies nos quatro habitats, os 120 g utilizados por espécie foram divididos pelo número de habitats nos quais determinada espécie ocorre. O que gerou um montante em gramas padronizado para cada espécie por habitat. Para as espécies *Actinostemon verticillatus* e *Conchocarpus ruber*, foram usados 30 g de material vegetal por habitat (30 g x 4 habitats = 120 g). Para a espécie *Senefeldera verticillata*, foram usados 40 g por habitat (40 g x 3 habitats = 120 g). Para as espécies menos abundantes, que ocorrem somente em um habitat, foram usados 120 g coletados no habitat de ocorrência da espécie. Posteriormente, a quantidade de material vegetal presente nos *litterbags* foi padronizada.

Após secagem, as folhas foram cortadas em fragmentos de cerca de 4 cm² para posteriormente serem acondicionadas nos *litterbags* (**Figura 9A**). Tais cortes tiveram por objetivo simular a degradação física das folhas que seria feita pela macrofauna no ambiente natural (DAVID; HANDA, 2010; NJOROGÉ et al., 2022) e facilitar a precisão no processo de pesagem e estocagem nos *litterbags*. As folhas de espécies dominantes e subordinadas foram distribuídas em três grupos de espécies: dominantes apenas, subordinadas apenas e um com folhas de ambos os grupos (misto) (**Figura 9B**).



Figura 9. Corte e separação por grupos de plantas. Em A mostra-se o processo de corte das folhas. Em B, as folhas cortadas das espécies de plantas foram homogeneizadas e separadas em 3 grupos: 1) apenas as três dominantes, 2) apenas as três subordinadas e 3) misto com todas as seis espécies) e depois foram pesadas em balança analítica para serem colocadas nos *litterbags*.

Montagem dos litterbags

Cada *litterbag* foi uma unidade experimental. Após serem cortadas, as folhas foram colocadas nos *litterbags*. Estes foram confeccionados em *nylon* com malha de 2 mm x 2 mm com dimensões de 18 cm x 14,5 cm (KRISHNA; MOHAN, 2017; ROBERTSON; PAUL, 2000) (**Figura 10A e Figura 10B**). Cada bandeja recebeu três *litterbags* contendo: *litterbag* 1, folhas fragmentadas das espécies menos abundantes; *litterbag* 2, folhas fragmentadas das espécies dominantes e; *litterbag* 3, as folhas fragmentadas das seis espécies. Uma pequena placa de alumínio foi fixada em cada *litterbag* com arame galvanizado para promover a identificação dos grupos de espécies após o experimento (**Figura 10C e Figura 10D**). Portanto, ambos *litterbags* de espécies dominantes e menos abundantes tiveram duas espécies de Euphorbiaceae (*Senefeldera verticillata*, *Actinostemon verticillatus*, *Actinostemon concolor* e *Pachystroma longifolium*) e uma de Rutaceae (*Conchocarpus ruber* e *Erythrochiton brasiliensis*). A partir dos 120 g por espécie, cada *litterbag* recebeu três gramas de material vegetal. Os *litterbags* 1 e 2 receberam um grama do material vegetal de cada espécie (3 spp x 1 g = 3 g) e o *litterbag* 3 (com todas as seis espécies) recebeu meio grama de material vegetal de cada espécie (6 spp x 0,5 g = 3 g). A distância entre cada um dos três *litterbags* distribuídos nas bandejas consistiu em cerca de 3 cm.

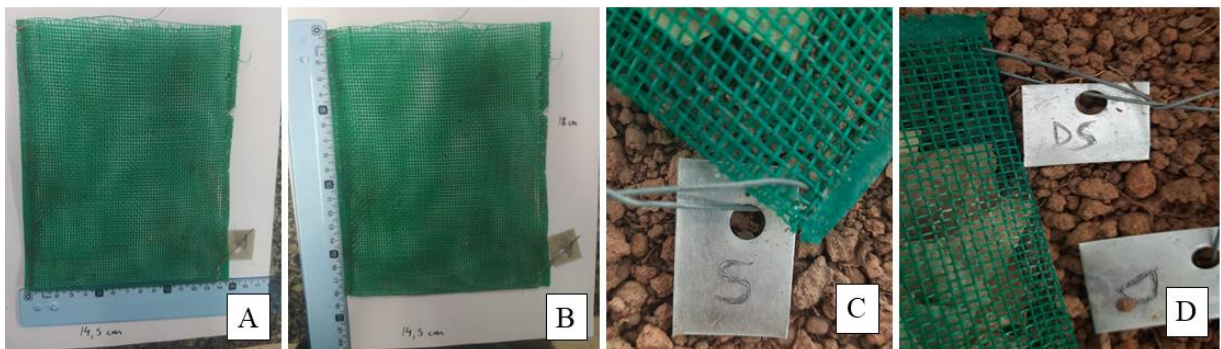


Figura 10. Características dos *litterbags*. Imagens A e B mostram as medidas 14,5 cm de largura e 18 cm de comprimento, respectivamente. Imagens C e D mostram as placas de alumínio para identificação dos grupos de espécies: S = Subordinadas, D = Dominantes e DS = Dominantes + Subordinadas (grupo misto).

Distribuição das bandejas e condições ambientais nas estufas

As 80 bandejas foram distribuídas em duas estufas com temperaturas e umidades controladas; 40 bandejas em cada. O experimento consistiu em Parcelas Subdivididas no Espaço, que é um tipo de delineamento experimental utilizado quando, num mesmo ensaio, busca-se testar dois ou mais fatores que estejam em condições experimentais diferentes (BANZATTO; KRONKA, 2006). Que no caso deste trabalho, são as duas estufas com condições de temperaturas e umidades relativas do ar diferentes.

Durante o *El Niño* de 2015-2016 houve um período de seca (OTTO et al., 2015) e a temperatura mínima média no PEMF foi de 19°C e a temperatura máxima média foi de 32°C de acordo com dados climáticos fornecidos pelo Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (Incaper; <https://incaper.es.gov.br/>). Quarenta bandejas foram alocadas em uma estufa com variação de temperatura de 23,91 a 35,43°C (chamada de “fria”) e umidade relativa do ar variando entre 56,54 a 100% (**Figura 11A, Figura 12A, Anexo 1**) e as demais 40 bandejas foram alocadas em outra estufa com temperatura variando de 24,19 a 45,23°C (chamada de “quente”) e umidade relativa do ar variando entre 21,48 a 73,70% (**Figura 11B, Figura 12B, Anexo 2**). As referidas variações mínimas e máximas de temperatura e umidade relativa do ar são em relação aos 100 dias de duração do experimento. As medições ocorreram a cada 10 min.

Cada uma das estufas teve 20 bandejas regadas com água e 20 bandejas que não receberam água (seca). Foi feito um sorteio para estabelecer a distribuição destas bandejas nas bancadas (**Figura 12**). Os dois cenários de temperatura tiveram 10 bandejas para cada tipo de substrato, sendo cinco para o grupo controle (regado) e cinco para o grupo seco (não regado). Ao todo, foram utilizados 240 *litterbags* distribuídas em 80 bandejas contendo o substrato: $240 \text{ litterbags} / 80 \text{ bandejas} = 3 \text{ litterbags}$ por bandeja, destas sendo uma para cada grupo de espécies (apenas subordinadas, apenas dominantes e misto) (**Figura 11C, Figura 11D e Figura 13**).

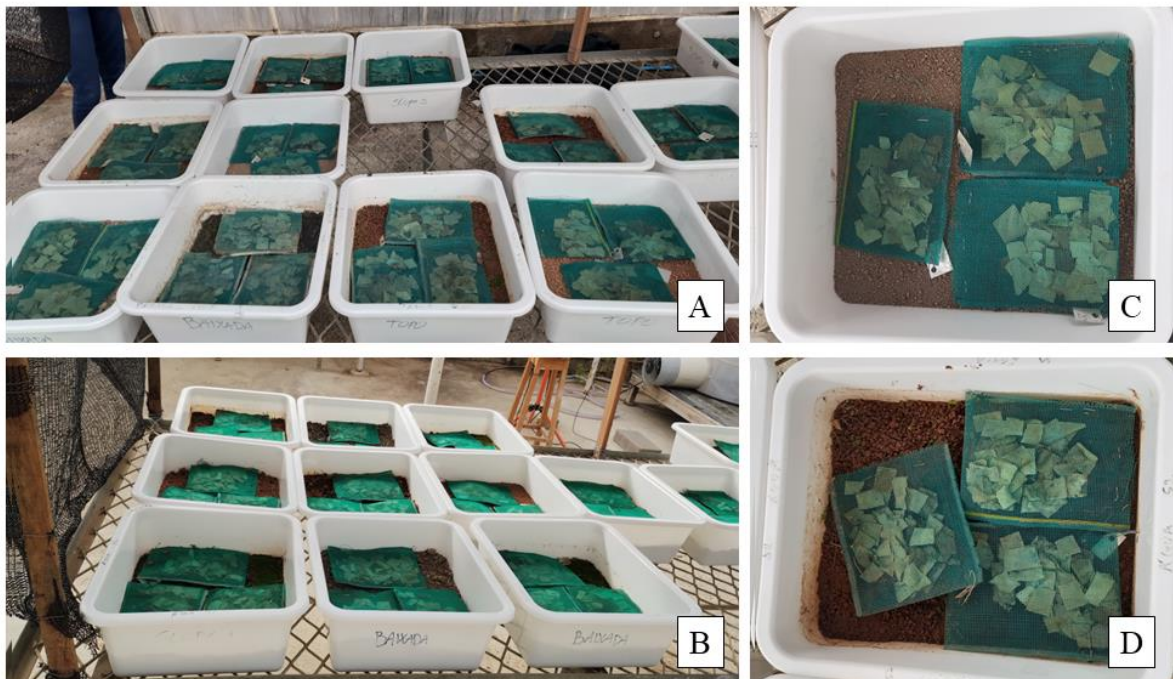
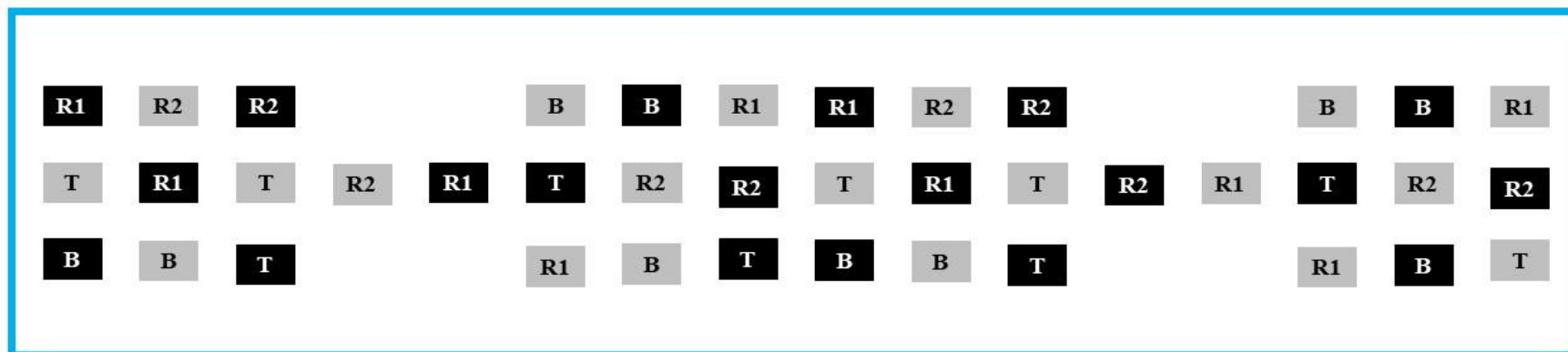


Figura 11. Disposição das bandejas na estufa com baixa temperatura e alta umidade (A; “fria”) e na estufa com alta temperatura e baixa umidade (B; “quente”). Em C e D mostra-se a distribuição dos *litterbags* dentro das bandejas.

A) Estufa com baixa temperatura e alta umidade



B) Estufa com alta temperatura e baixa umidade

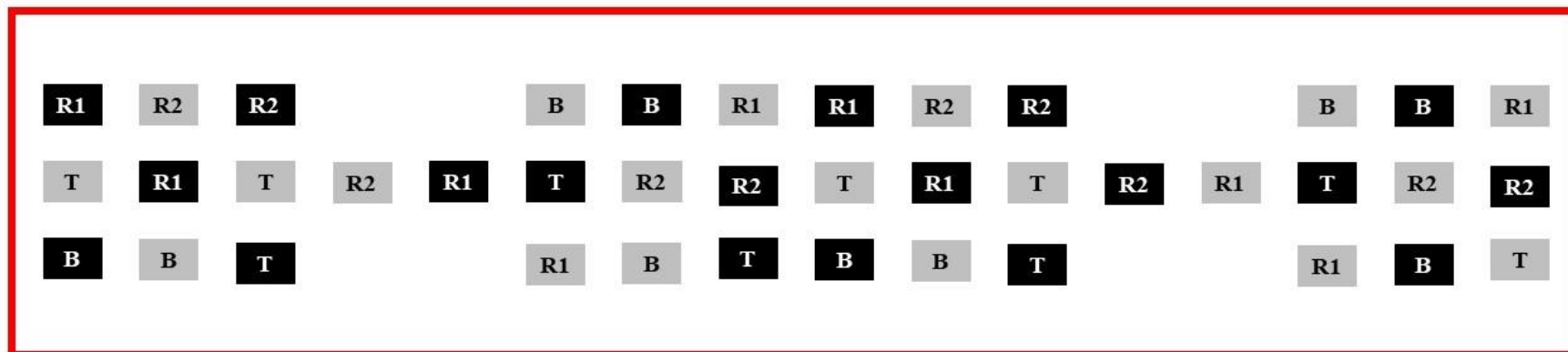


Figura 12. Disposição das bandejas na estufa com baixa temperatura e alta umidade (A; azul; “fria”) e na estufa com alta temperatura e baixa umidade (B; vermelho; “quente”). Cada estufa possuiu dois níveis de irrigação: em cinza as bandejas regadas e em preto as bandejas não regadas. Os quatro tipos de substrato que corresponderam aos habitats topográficos presentes nas duas estufas foram: B, baixada; R1, relevo inclinado com face voltada para o sudoeste; R2, relevo inclinado com face voltada para o noroeste e; T, topo de morro. Foi feito um sorteio para estabelecer a distribuição destas bandejas nas bancadas. O experimento em casa de vegetação ocorreu desde dezembro de 2022 e finalizou em abril de 2023, na Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro.

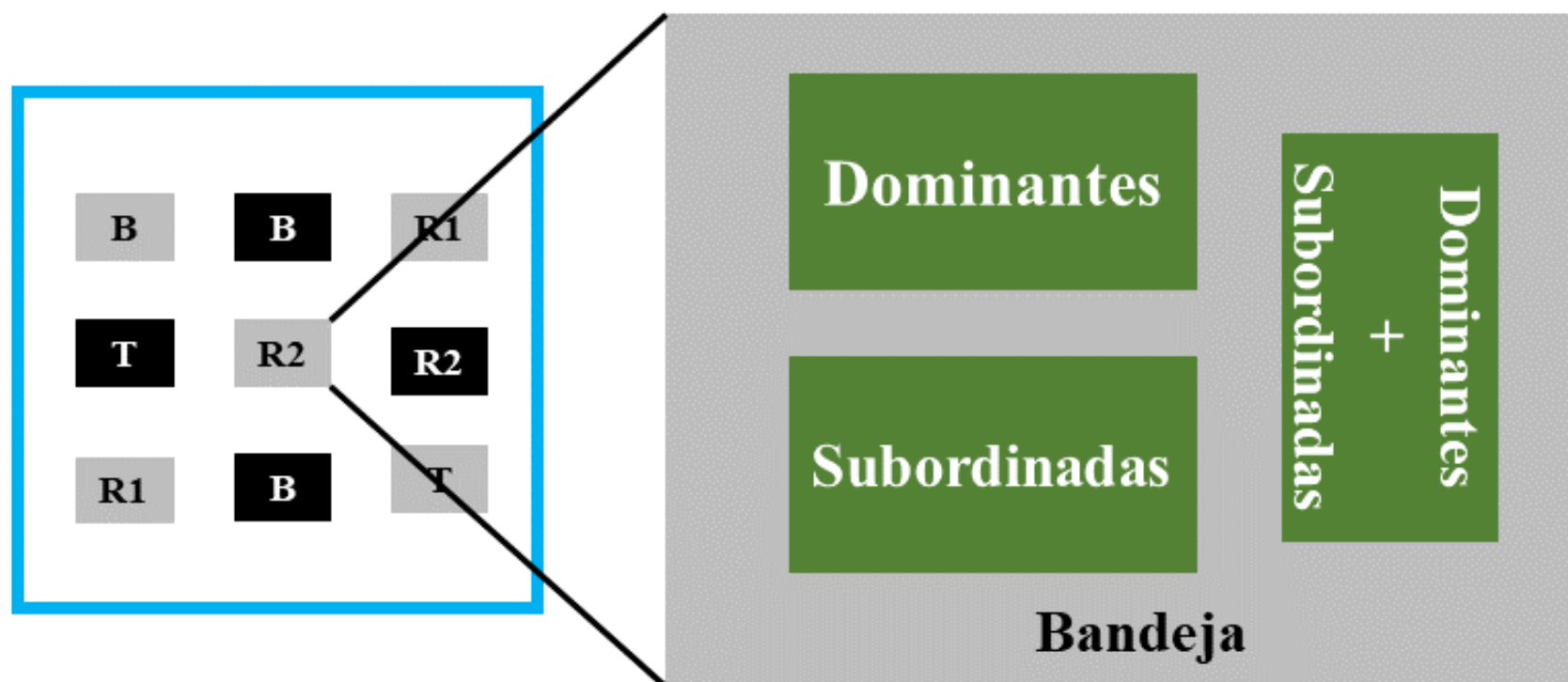


Figura 13. Representação da disposição dos *litterbags* (em verde) nas bandejas (retângulos cinzas ou pretos). Cada uma das 80 bandejas recebeu três *litterbags*: o primeiro contendo as três espécies dominantes, o segundo com as três espécies subordinadas e o terceiro com as seis espécies juntas. Os quatro tipos de substrato que corresponderam aos habitats topográficos presentes nas duas estufas foram: B, baixada; R1, relevo inclinado com face voltada para o sudoeste; R2, relevo inclinado com face voltada para o noroeste e; T, topo de morro.

Rega do substrato

A capacidade de vaso* dos diferentes tipos de solos coletados em cada parcela foi determinada com o método do cilindro de banho de areia (ÖHLINGER, 2012). Isso foi necessário por se tratar de substratos com diferentes características entre si. De acordo com esta metodologia, cada uma das bandejas com o substrato da baixada recebeu 3,5 L de água, tendo como capacidade de vaso 78,40%. As bandejas com substrato do relevo inclinado com face voltada para o sudoeste receberam 3,2 L de água cada e apresentou 52,83% de capacidade de vaso. As bandejas com os substratos do relevo inclinado com face voltada para o noroeste receberam 3,1 L de água cada, apresentando capacidade de vaso de 62,33%. O topo de morro também recebeu 3,1 L de água em cada bandeja, porém apresentou 58,03% de capacidade de vaso. As bandejas do grupo controle foram regadas uma vez por semana. Os *litterbags* não foram retirados das bandejas no momento da rega. As bandejas do grupo seca não foram regadas durante as 14 semanas (100 dias) de duração do experimento.

Foram feitos 12 furos de cerca de 2 mm em cada bandeja com o auxílio de uma furadeira elétrica para permitir a drenagem da água excedente (SHIGAKI; SHARPLEY; PROCHNOW, 2006) (**Figura 14A**). Em cada lateral das bandejas foi escrito com caneta azul permanente os nomes de cada tipo de substrato correspondente para posterior identificação (**Figura 14B**) e nas bordas superiores as bandejas do grupo controle (regado) foram identificadas com a palavra “água” para permitir a fácil identificação no momento de rega. Para regar, utilizou-se baldes com marcadores de litragem, um Becker para ter a precisão de mililitros e regadores para adicionar a água ao substrato presente nas bandejas.

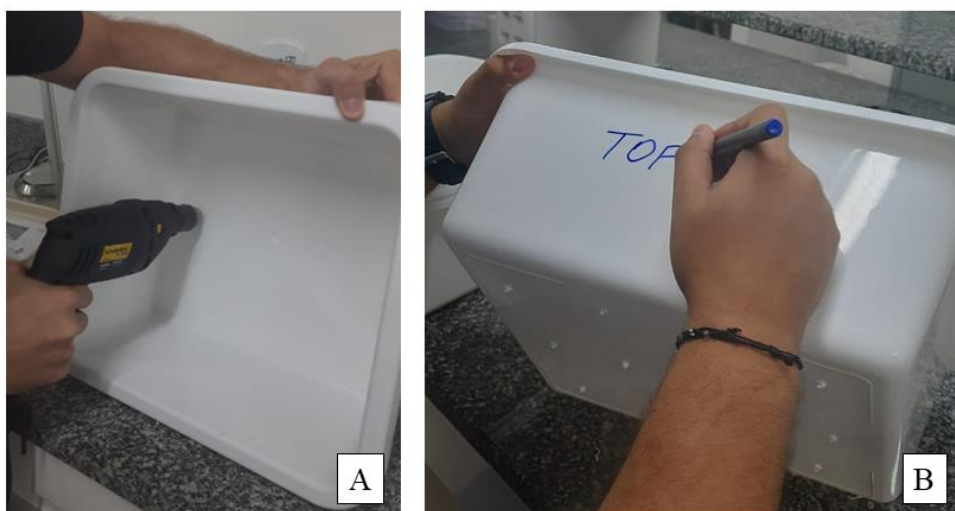


Figura 14. Em A mostra-se o processo dos 12 furos de 2 mm x 2 mm em cada bandeja. Em B vê-se a identificação dos tipos de substrato em cada bandeja.

* Possui o mesmo significado que a capacidade de campo, porém como os substratos estão presentes em bandejas, denomina-se capacidade de vaso (medido em %), que seria a capacidade máxima de retenção de água do substrato nas bandejas.

Luminosidade das condições experimentais

Uma estrutura de madeira foi instalada a 1 m de altura acima da base das bancadas em ambas as estufas. Tal estrutura serviu para acomodar uma tela de sombrite preto com capacidade de bloquear 70% da luz solar, a qual promoveu uma cobertura para as bandejas distribuídas nas bancadas (**Figura 15**). Adotamos o sombrite a 70% como valor padrão para todos os tratamentos, tendo em vista que em campo os diferentes habitats topográficos apresentam diferentes incidências de luz e o sub-bosque do PEMF pode chegar até 90% de sombreamento no interior florestal (TORRES-LEITE et al., 2019).



Figura 15. Em A mostra-se o momento da instalação do sombrite nas bancadas da estufa “fria” e em B mostra-se a posição do sombrite preto na estufa “quente” ao longo do experimento.

Análises das amostras de solo e do material vegetal

Amostras dos quatro tipos de solo foram enviadas ao Laboratório de Análise Química de Solo da Universidade Federal do Espírito Santo – campus Alegre, o qual é vinculado ao Departamento de Agronomia do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias. Neste laboratório, foram realizadas análises químicas, físicas e nutricionais dos solos da baixada, relevo inclinado com face voltada para o sudoeste, relevo inclinado com face voltada para o noroeste e topo de morro. As metodologias para as análises de solo seguiram as recomendações da Embrapa (TEIXEIRA et al., 2017).

- Para obter as porcentagens de Areia Grossa, Areia Fina, Silte, Argila e Classificação Textural foram feitas: agitação lenta a 50 rpm por 16 horas, com agitador tipo Wagner; dispersante químico: NaOH 0,1 mol/L e determinação das frações silte e argila pelo método da pipeta.
- Para obter os valores de pH foi utilizada a relação solo-água 1:2,5.

- Para obter os teores de fósforo (P) em mg/dm^3 foi utilizado o extrator Mehlich-1 e determinação por colorimetria.
- Para obter os teores de sódio (Na) e potássio (K) em mg/dm^3 foi utilizado o extrator Mehlich-1 e determinação por fotometria de chama.
- Para obter os teores de sódio (Ca) e magnésio (Mg) em $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ foi utilizado o extrator KCl 1 mol/L e determinação por espectrometria de absorção atômica.
- Para obter os teores de alumínio (Al) em $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ foi utilizado o extrator KCl 1 mol/L e determinação por titulometria.
- Para obter os teores de hidrogênio (H) + alumínio (Al) em $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ foi utilizado o extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol/L pH 7,0 e determinação por titulometria.
- Para determinar as Somas de bases trocáveis (SB) foram feitos os somatórios dos teores das bases cálcio, magnésio, potássio e sódio, em $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$. Os demais cátions (micronutrientes) foram desprezados para o cálculo. Os teores de K e Na foram transformados de mg/dm^3 para $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$.
- Para determinar as Capacidades de trocas catiônicas efetivas (t) em $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ foram feitos os somatórios das quantidades trocáveis dos cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} .
- Para determinar as Capacidades de trocas catiônicas a pH 7,0 ($\text{CTC}_{7,0}$; T) em $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ foi feita a extração da acidez potencial do solo com acetato de cálcio tamponado a pH 7,0 e determinação volumétrica com solução de NaOH em presença de fenolftaleína como indicador.
- Para determinar o Índice de saturação de bases (V) em% foi feito o cálculo seguindo a fórmula: $V (\%) = 100 \times SB / T$.
- Para determinar os Índices de saturação por alumínio (m) em% foram feitos os cálculos seguindo a fórmula: $m = 100 \times \text{Al}^{3+} / (SB + \text{Al}^{3+})$.
- Para obter os teores de ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn) em mg/dm^3 foi utilizado o extrator Mehlich-1 e determinação por espectrometria de absorção atômica.
- Para obter os teores de Matéria Orgânica em% foi feita oxidação de carbono por via úmida com dicromato de potássio em meio ácido (H_2SO_4).

Amostras das espécies de plantas foram enviadas ao laboratório Labominas. Neste laboratório foram realizadas análises nutricionais de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S) das espécies *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croiza, *Actinostemon verticillatus* (Klotzsch) Baill., *Conchocarpus ruber* (A.St.Hil.) Bruniera & Groppo, *Erythrochiton brasiliensis* Nees & Mart., *Pachystroma longifolium*

(Nees) I.M.Johnst. e *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg. As metodologias utilizadas foram conforme Embrapa (CARMO et al., 2000).

- Para a análise de carbono em% foi utilizado o método de Mohr.
- A análise de nitrogênio em g.kg⁻¹ foi realizada por digestão sulfúrica, método de Kjeldahl.
- As análises de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre em g.kg⁻¹ foram feitas por digestão úmida em Ácido Nitroperclórico com método de leitura por espectrometria por ICP/OES.
- Para gerar os valores da relação C:N e C:P foi transformado os C% em C g.kg⁻¹ e estes resultados foram divididos pelos teores de N e P em g.kg⁻¹.

Para interpretação dos resultados das análises de solo e de folhas foi utilizado o Guia de Interpretação de Análise de Solo e Foliar, do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (Incaper) (PREZOTTI; GUARÇONI, 2013).

Teste e desmonte do experimento

Foram sorteados 10 *litterbags* em cada estufa um mês antes de finalizar o experimento, o material vegetal foi seco em estufa 60°C por 6h e depois pesados com auxílio de balança analítica. O intuito foi ter uma noção se o experimento tinha promovido alguma perda de massa nas folhas, pois se não tivesse, mais tempo de duração do experimento seria necessário. O que não foi o caso, pois vimos que houve perda de massa e mantivemos as 14 semanas, cem dias, de duração do experimento. Após, os *litterbags* retornaram aos mesmos substratos e condições de umidade.

Ao final do experimento, o material vegetal presente nos *litterbags* foi seco em estufa a 60°C por 24h e depois foi pesado em balança analítica para calcular a perda de massa. Após pesagem do material vegetal contido nos *litterbags*, a perda de massa foi calculada de acordo com a seguinte fórmula (PETRAGLIA et al., 2019): (massa inicial - massa final) / massa inicial.

Análise dos dados

Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente R versão 4.3.1 (R Core Team, 2023). Foi utilizada a função *summarySE* do pacote *Rmisc* (HOPE; HOPE; COLLATE'CI, 2013) para realizar a contagem, média, desvio padrão, erro padrão da média e intervalo de confiança (padrão 95%). A função *lmer* do pacote *lme4* (BATES et al., 2009) foi usada para testar, através de Modelos Lineares Mistos, a interação entre o efeito da umidade

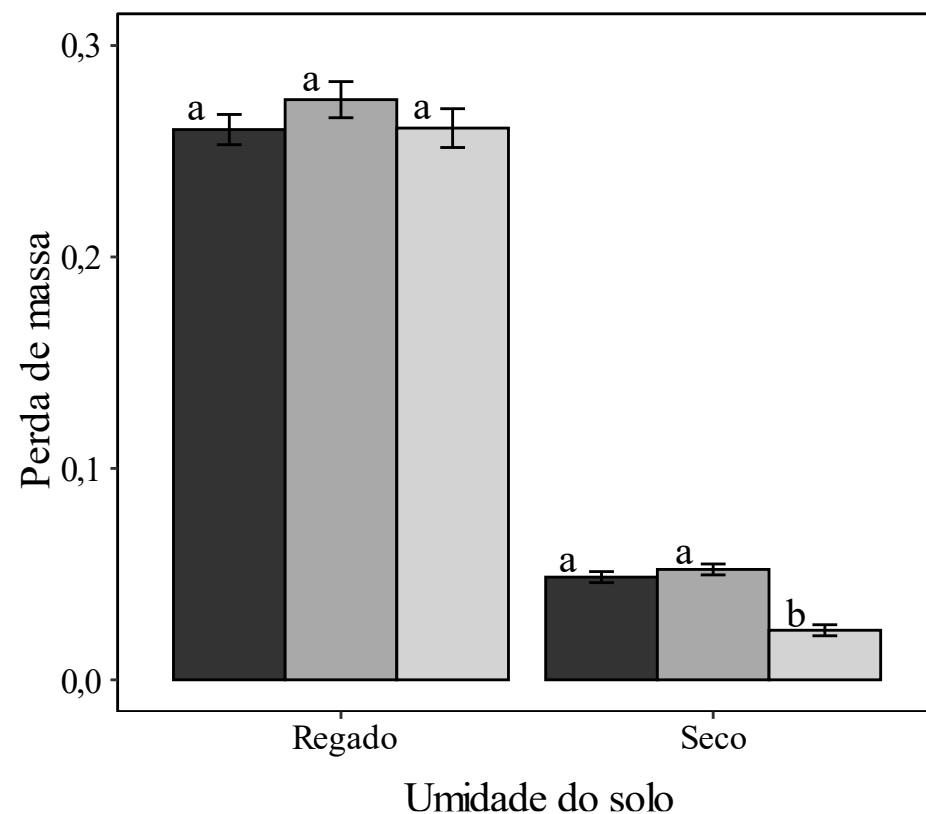
do substrato e os tipos de substrato na perda de massa para cada grupo de espécies (dominantes, menos abundantes e todas as espécies juntas) nos dois cenários de estufas (quente e fria). A bandeja foi fator aleatório, para testar os efeitos da umidade do substrato e dos tipos de substrato na perda de massa de cada grupo de espécies. Foi utilizada a função *Anova (type II)* do pacote *car* (FOX et al., 2012) para testar as diferenças entre as médias dos grupos de espécies, dado a bandeja como fator aleatório já conhecido. Foi feito teste de Tuckey para identificar diferenças entre os tratamentos através do pacote *emmeans* (LENTH et al., 2019). Os pacotes *ggplot2* (WICKHAM; CHANG; WICKHAM, 2016) e *cowplot* (WILKE; WICKHAM; WILKE, 2019) foram utilizados para a representação gráfica.

RESULTADOS

A **Figura 16** apresenta os resultados das perdas de massa entre os tratamentos. Os tratamentos do experimento tiveram as seguintes significâncias levando em consideração as bandejas como fator aleatório: estufa (temperaturas fria e quente) e umidade do substrato apresentaram *P* significativo ($P < 0.05$) com valor de $2.2e^{-16}$, a classe de dominância apresentou *P* significativo ($P < 0.05$) com valor de 0.006 e o tratamento tipos de substrato não apresentou significância ($P > 0.05$) com valor de 0.369. Por não ter apresentado significância, não há a presença dos tipos de substrato na **Figura 16**.

A Estufa Fria

Grupo de espécies: ■ Dominantes ■ Misto ■ Subordinadas

**B Estufa Quente**

Grupo de espécies: ■ Dominantes ■ Misto ■ Subordinadas

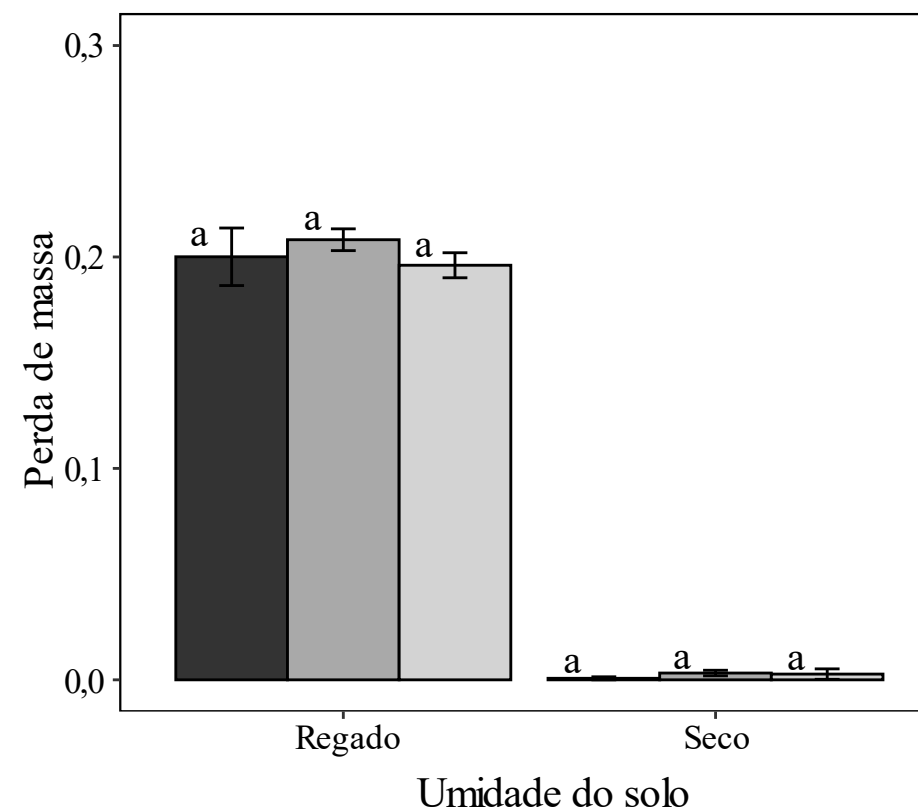


Figura 16. Comparação das perdas de massa dos grupos de espécies dominantes, subordinadas e misto (dominante e subordinadas juntas) em cenários de baixas temperaturas (A) e altas temperaturas (B). Na estufa fria (A), os grupos de espécies que foram regados não apresentaram diferenças entre si. Em substrato seco, o grupo de subordinadas apresentou perda de massa significativa em comparação as espécies dominantes e grupo misto. Na estufa quente (B) tanto os grupos de espécies que foram regados quanto os grupos secos não apresentaram diferenças significativas entre si. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os valores médios ($P < 0.05$).

Perda de massa

Na estufa fria houve maiores perdas de massa nos três grupos de espécies presentes nas bandejas que foram regadas, em comparação com as espécies do grupo seco (**Figura 16A**). No grupo regado, cada grupo de espécies apresentou os seguintes valores de média (\bar{X}) e erro padrão (SE): dominantes, $\bar{X} = 0,260$ e $SE = \pm 0,007$; subordinadas, $\bar{X} = 0,261$ e $SE = \pm 0,009$; grupo misto, $\bar{X} = 0,274$ e $SE = \pm 0,009$. Não houve diferença estatística significativa de perda de massa entre os três grupos de espécies.

Já no grupo seco da estufa fria, as perdas de massa das espécies apresentaram as seguintes médias (\bar{X}) e erro padrão (SE): subordinadas, $\bar{X} = 0,023$ e $SE = \pm 0,003$; dominantes, $\bar{X} = 0,049$ e $SE = \pm 0,003$; grupo misto, $\bar{X} = 0,052$ e $SE = \pm 0,003$ (**Figura 16A**). Houve diferença significativa do grupo de espécies subordinadas para os demais grupos, sendo o grupo de espécies subordinadas o que menos teve perda de massa. Não houve diferenças estatísticas significativas entre os grupos de espécies dominantes e o grupo misto.

Na estufa quente houve maiores perdas de massa nos três grupos de espécies presentes nas bandejas que foram regadas, em comparação com as espécies do grupo seco (**Figura 16B**). No grupo regado, as médias (\bar{X}) e erro padrão (SE) das perdas de massa das espécies foram: subordinadas, $\bar{X} = 0,196$ e $SE = \pm 0,006$; dominantes, $\bar{X} = 0,200$ e $SE = \pm 0,014$; grupo misto, $\bar{X} = 0,208$ e $SE = \pm 0,005$. Não houve diferenças estatísticas significativas nas comparações entre os três grupos de espécies que foram regadas.

O grupo seco da estufa quente apresentou as seguintes médias (\bar{X}) e erro padrão (SE) das perdas de massa dos grupos de espécies: dominantes, $\bar{X} = 0,001$ e $SE = \pm 0,001$; subordinadas, $\bar{X} = 0,003$ e $SE = \pm 0,002$; grupo misto, $\bar{X} = 0,003$ e $SE = \pm 0,001$ (**Figura 16B**). Não houve diferenças estatísticas significativas nas comparações entre os grupos de espécies que não foram regadas. Nestas condições (estufa quente e substratos não regados) houve perda de massa quase nula para os três grupos de espécies.

Houve um padrão nos quatro cenários apresentados: estufa fria regado, estufa fria seco, estufa quente regado, estufa quente seco, nos quais o grupo misto de espécies apresentou maior valor médio de perda de massa em todos estes cenários (**Figura 16A e Figura 16B**). Além disso, nas duas estufas (quente e fria) os dois grupos regados apresentaram maiores perdas de massa em comparação aos grupos secos.

Análises foliares e de solo

As espécies subordinadas apresentaram maiores teores de cálcio em sua composição: *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg. com 24,50 g.kg⁻¹, em seguida a *Erythrochiton brasiliensis* Nees & Mart. com 19,80 g.kg⁻¹ e, em terceiro, a *Pachystroma longifolium* (Nees) I.M.Johnst., com 17,30 g.kg⁻¹ (**Tabela 2**). Dentre as demais determinações nutricionais listadas, não houve variações expressivas entre as seis espécies. A relação C:N de todas elas variou entre 15,97 e 24,31, sendo a média C:N para dominantes de 18,88 e para subordinadas de 20,31. As relações C:P foram altas, ultrapassando o valor de 300.

O solo da baixada foi o que teve os maiores teores de fósforo, sódio, cálcio, magnésio, cobre, zinco e manganês em relação aos outros três tipos de solo. A matéria orgânica apresentou variações entre 1,76 dag/kg e 5,28 dag/kg (**Tabela 3**). O relevo inclinado (SO) apresentou textura média, sendo diferente dos demais tipos de solo, os quais foram classificados como argilosos (**Tabela 3**). A baixada foi o tipo de solo que apresentou maiores teores de cálcio (12,04 cmol_c/dm³) e magnésio (3,05 cmol_c/dm³) e, o relevo inclinado (SO) foi o tipo de solo que apresentou os segundos maiores teores de cálcio (3,43 cmol_c/dm³) e magnésio (1,39 cmol_c/dm³) (**Tabela 3**). O pH da baixada foi 5,87 e do relevo inclinado (SO) foi 6,18. A baixada foi o tipo de solo que apresentou maior Capacidade de Troca Catiônica (CTC), sendo 17,94 cmol_c/dm³ (**Tabela 3**). A baixada e o relevo inclinado (SO) apresentaram Índice de Saturação por Alumínio (m) igual a 0% e teor de alumínio também igual a 0 cmol_c/dm³ (**Tabela 3**).

Tabela 2. Determinações nutricionais das espécies *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croiza, *Actinostemon verticillatus* (Klotzsch) Baill., *Conchocarpus ruber* (A.St.Hil.) Bruniera & Groppo, *Erythrochiton brasiliensis* Nees & Mart., *Pachystroma longifolium* (Nees) I.M.Johnst., *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg encontradas na Mata Atlântica do Parque Estadual de Mata das Flores, Castelo, Espírito Santo, Brasil.

Determinações	Espécies Dominantes			Espécies Subordinadas		
	<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	<i>Conchocarpus ruber</i> (A.St.Hil.) Bruniera & Groppo	<i>Erythrochiton brasiliensis</i> Nees & Mart.	<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.
Carbono (C) (%)	36,58	35,52	35,78	34,76	37,44	33,20
Nitrogênio (N) (g.kg ⁻¹)	15,40	21,00	22,40	18,90	15,40	18,20
Fósforo (P) (g.kg ⁻¹)	0,80	0,90	1,00	1,00	0,80	0,90
Potássio (K) (g.kg ⁻¹)	6,60	7,80	13,50	16,80	13,50	13,50
Cálcio (Ca) (g.kg ⁻¹)	10,90	14,60	14,40	19,80	17,30	24,50
Magnésio (Mg) (g.kg ⁻¹)	4,20	4,00	2,90	3,00	3,10	5,00
Enxofre (S) (g.kg ⁻¹)	1,70	1,50	2,50	1,10	1,40	4,10
C:N	23,75	16,91	15,97	18,39	24,31	18,24
C:P	457,25	394,66	357,80	347,60	430,50	368,88

Tabela 3. Determinações químicas, nutricionais e físicas dos solos da baixada, relevo inclinado com face voltada para SO, relevo inclinado com face voltada para NO e topo de morro coletados no gradiente de fertilidade do Parque Estadual de Mata das Flores, Castelo, Espírito Santo, Brasil.

Determinações	Tipos de Solo			
	Baixada	Relevo Inclinado (SO)	Relevo Inclinado (NO)	Topo de Morro
Areia Grossa (%)	32,45	66,97	47,48	47,95
Areia Fina (%)	15,64	10,35	6,63	5,87
Silte (%)	11,46	6,24	4,76	3,71
Argila (%)	40,45	16,44	41,13	42,47
Classificação Textural	Argilosa	Textura Média	Argilosa	Argilosa
pH (H ₂ O)	5,87	6,18	4,44	4,24
Fósforo (P) (mg/dm ³)	19,80	18,4	5,60	5,70
Sódio (Na) (mg/dm ³)	14,30	7,20	3,70	4,60
Potássio (K) (mg/dm ³)	226,60	339,30	101,00	82,20
Cálcio (Ca) (cmol _c /dm ³)	12,04	3,43	1,72	1,40
Magnésio (Mg) (cmol _c /dm ³)	3,05	1,39	0,80	0,69
Alumínio (Al) (cmol _c /dm ³)	0,00	0,00	0,54	0,80
Hidrogênio (H) + Al (cmol _c /dm ³)	2,21	1,80	5,51	5,51
Soma das Bases Trocáveis (SB) (cmol _c /dm ³)	15,73	5,72	2,80	2,32
Capacidade de Troca Catiônica Efetiva (t) (cmol _c /dm ³)	15,73	5,72	3,34	3,12
Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0 (CTC ₇ , "T") (cmol _c /dm ³)	17,94	7,52	8,31	7,83
Índice de Saturação de Bases (V) (%)	87,68	76,08	33,67	29,60
Índice de Saturação por Alumínio (m) (%)	0,00	0,00	16,18	25,67
Ferro (Fe) (mg/dm ³)	19,60	10,30	71,90	99,10
Cobre (Cu) (mg/dm ³)	0,60	0,20	0,10	0,10
Zinco (Zn) (mg/dm ³)	10,10	3,20	1,20	1,20
Manganês (Mn) (mg/dm ³)	132,80	49,50	18,90	36,20
Matéria Orgânica (dag/kg)	5,28	1,76	2,94	3,64

DISCUSSÃO

A hipótese foi parcialmente aceita. A primeira predição foi aceita. A terceira e quarta predições foram refutadas. Os efeitos da seca na decomposição das folhas das espécies de plantas dominantes e menos abundantes da Mata Atlântica podem promover o entendimento dos efeitos e cenários futuros da ciclagem de nutrientes para manutenção e permanência de espécies nesta floresta. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi entender como a seca e a temperatura, aplicadas em quatro tipos diferentes de substrato, afetavam a perda de massa de espécies dominantes e menos abundantes da Mata Atlântica em um contexto experimental. Aqui, ao coletar dados sobre as diferentes composições dos materiais vegetais contidos em *litterbags* ao longo de 14 semanas, entre 2022 e 2023, sob diferentes temperaturas, tipos de substrato, umidades e classes de dominância de espécies, foram encontrados resultados os quais mostram que as folhas de espécies dominantes e menos abundantes num contexto de seca extrema (altas temperaturas e nenhuma umidade no substrato) praticamente não tiveram perda de massa. Além disso, espécies subordinadas tenderam a apresentar menor perda de massa em um contexto sem umidade do substrato e temperaturas mais frias, possivelmente por conter altos teores de cálcio em sua composição, ou seja, pelo fato de o cálcio manter a integridade estrutural celular (rigidez) e promover mecanismos de defesa (DECHEN; NACHTIGALL, 2007; FRANCESCHI; NAKATA, 2005; ZHANG; DU; POOVAIAH, 2014), como também declinar a abundância relativa de populações bacterianas (SHABTAI et al., 2023). Logo, as mudanças climáticas que proporcionam secas severas, mesmo através de eventos naturais como o *El Niño*, podem ser consideradas como fatores de interferência determinantes na ciclagem e teor de nutrientes disponíveis no solo e nas plantas.

Temperatura e umidade

A hipótese deste estudo teve por base que o aumento da temperatura e a restrição de água (seca) diminuiriam a decomposição foliar de espécies de plantas que ocorrem ao longo de um gradiente de fertilidade. Isso foi esperado devido à temperatura ser considerada como um fator de suma importância na perda de massa da serrapilheira. Entretanto, a redução na umidade do solo atua como limitante à atividade microbiana (MEENTEMEYER, 1978). Isto só é possível devido à ação da umidade presente no solo, a qual possui um papel significativo em limitar as taxas de atividade microbiana (KRISHNA; MOHAN, 2017). Portanto, o desenvolvimento microbiológico depende da umidade do solo (GIWETA, 2020). Só há um aumento da perda de massa da serrapilheira quando há umidade no solo e, juntamente com a

temperatura, estas promovem condições adequadas para que microrganismos se desenvolvam e promovam a decomposição do material vegetal (BUTENSCHOEN; SCHEU; EISENHAUER, 2011; KRISHNA; MOHAN, 2017; MEENTEMEYER, 1978). Estes processos foram evidenciados no presente estudo. Em ambos os cenários, estufa fria e estufa quente, os três grupos de espécies nos quatro tipos diferentes de substrato que foram regados durante todo o período de duração da pesquisa apresentaram as maiores perdas de massa ao serem comparados com os grupos de espécies que não foram regados.

Especificamente, vale ressaltar que os grupos de espécies vegetais constituintes da estufa fria do grupo regado apresentaram as maiores perdas de massa entre todos os outros cenários do experimento. Isso se deve à variação de temperatura da estufa fria estar entre 23,91 a 35,43°C (**Anexo 1**). Este intervalo de temperatura presente nesta estufa está condizente com a faixa de temperatura ótima para sobrevivência e desenvolvimento dos microrganismos mesófilos, que é de 20 a 40°C, e que permite a atividade da maioria dos microrganismos presentes no solo (SIQUEIRA et al., 1994). Já os grupos de espécies vegetais que foram regados na estufa quente apresentaram perdas de massa significativas, o que mostra que em altas temperaturas há menor perda de massa. Assim, esta limitação tende a se dar também por conta da faixa de temperatura ótima (NOTTINGHAM et al., 2015), pois a estufa quente variou suas temperaturas ultrapassando os 40°C (**Anexo 2**). Além disso, a faixa ótima de temperatura para crescimento e atividade de bactérias aeróbias varia entre 25 e 37°C, sendo elas importantes no processo de perda de massa (SIQUEIRA et al., 1994). Logo, a temperatura começou a ser um fator limitante na perda da massa neste contexto experimental, pois as temperaturas máximas chegaram a cerca de 45,23°C na estufa quente (**Anexo 2**). Além disso, devido as altas temperaturas há uma evaporação mais rápida na estufa quente, promovendo a não retenção da umidade no substrato por mais tempo como na estufa fria, o que dificulta a ação microbiana (BUTENSCHOEN; SCHEU; EISENHAUER, 2011). Mesmo a quantidade de água regada nos substratos tendo sido a mesma nas duas estufas.

Outro fator que pode ser limitante no processo de manutenção da atividade microbiológica no solo é a capacidade de campo (%), ou seja, o quanto de água determinado solo pode reter em campo (ÖHLINGER, 2012; SIQUEIRA et al., 1994). Ela é responsável por maximizar os processos biológicos promovidos pela microbiota no que diz respeito a perda de massa (BUTENSCHOEN; SCHEU; EISENHAUER, 2011), pois ela apresenta níveis ótimos de umidade, os quais variam entre 50 e 70% da capacidade de campo para a atividade de microrganismos no solo (DOMSCH; JAGNOW; ANDERSON, 1983). Cada tipo de substrato teve uma capacidade de retenção de água diferente: baixada (78,40%); relevo

inclinado (SO) (52,83%); relevo inclinado (NO) (62,33%) e; topo (58,03%). Ao compararmos estes valores, pode-se perceber que os dois relevos inclinados e o topo de morro apresentam valores que se encaixam perfeitamente dentro da faixa ótima de umidade da capacidade de campo para a atividade microbiana. Entretanto, a capacidade de vaso da baixada resultou em um valor um pouco acima do limite de 70%. No entanto, vale lembrar que todas as bandejas foram furadas para que a água excedente fosse drenada para fora da bandeja permitindo o não acúmulo de água. Logo, mesmo a capacidade de vaso sendo um pouco acima do limite da faixa ótima, a água excedente foi drenada, o que provavelmente proporcionou o alcance da faixa ótima de capacidade de vaso para os microrganismos. Sendo assim, os valores obtidos de perda de massa dos grupos de espécies que foram regados em ambas as estufas se devem também a capacidade de vaso que o substrato pode reter de água. Em contrapartida, a maioria das bactérias, protozoários e microalgas são inativas em baixos potenciais da capacidade de campo (SIQUEIRA et al., 1994), ou seja, os substratos não regados em ambas as estufas provavelmente tiveram a microbiota comprometida pela não adição de água para atingir a faixa ótima de capacidade de vaso, ver (DOMSCH; JAGNOW; ANDERSON, 1983).

Na estufa fria, o grupo seco apresentou perda de massa nos três grupos de espécies. Isso provavelmente se deve ao fato de a umidade do ar da estufa ter se incorporado junto aos poros do substrato (SIQUEIRA et al., 1994), tendo em vista que a umidade na estufa fria chegou a 100% em quase todos os dias (**Anexo 2**), o que pode ter favorecido a sobrevivência e ação de alguns microrganismos presentes no substrato (BUTENSCHOEN; SCHEU; EISENHAUER, 2011). Outra característica que deve ser levada em consideração é a proximidade das temperaturas simuladas nesta estufa estarem condizentes com as temperaturas do PEMF na época do *El Niño* de 2015-2016, as quais variaram de 19 a 32°C. Em contrapartida, os grupos de espécies que não foram regados na estufa quente apresentaram perda de massa quase nula, ou seja, não houve perda de massa considerável nos três grupos. A umidade relativa do ar média presente na estufa quente foi de 52,66%, valor este bem abaixo do valor da umidade do ar da estufa fria. Logo, ao apresentar temperaturas elevadas, umidade relativa do ar baixa e o substrato se apresentar seco durante todo o experimento, provavelmente a microbiota presente no solo coletado não sobreviveu, pois as condições favoráveis para suas atividades (BUTENSCHOEN; SCHEU; EISENHAUER, 2011; DOMSCH; JAGNOW; ANDERSON, 1983; SANTONJA et al., 2017; SIQUEIRA et al., 1994) foram retiradas.

Sendo assim, a primeira previsão a qual esperava-se que a seca e a elevada temperatura reduziram a perda de massa dos grupos de espécies dominantes e menos

abundantes foi aceita. As condições de temperaturas extremas proporcionadas pela estufa quente e o ato de não regar os grupos de espécies durante as 14 semanas (100 dias) de experimento simularam como um período de seca afetaria a perda de massa. Tal padrão é similar ao de outros trabalhos que também encontraram resultados similares (BONTTI et al., 2009; BUTENSCHOEN; SCHEU; EISENHAUER, 2011), nos quais houve maior perda de massa nos tratamentos com alta umidade, mas diminuiu nos tratamentos com baixa umidade. Ou seja, a perda de massa poderia ser quase nula durante meses até haver condições de umidade, que no caso do ambiente natural seria a chuva. Isso proporcionaria um retardo na ciclagem de nutrientes, pois se não há microrganismos agindo na perda de massa, os nutrientes presentes na serrapilheira não retornariam facilmente ao solo para serem absorvidos pelas plantas (KRISHNA; MOHAN, 2017) devido ao déficit hídrico (HOLLUNDER et al., 2021, 2022). Além disso, por não haver perda de massa o material vegetal se manteria seco e nas dimensões iniciais, o que proporcionaria maior facilidade para incêndios florestais (AXIMOFF; RODRIGUES, 2011; LUCAS et al., 2023).

Solo e qualidade da serrapilheira

Na segunda predição, era esperado que o solo com maior fertilidade promoveria uma maior perda de massa da serrapilheira para ambos os cenários climáticos quando comparado a solos com menores teores de nutrientes. Isso era esperado uma vez que, Hollunder et al. (2021) já tinham mostrado que solos de baixada no PEMF dispunham de maiores teores de nutrientes do que os solos das demais topografias. Consequentemente, isto promoveria maior disponibilidade de nutrientes para absorção pelas plantas (WERNER; HOMEIER, 2015). Além disso, períodos de seca retardam o processo de decomposição da serrapilheira e diminuem os nutrientes disponíveis para as plantas (HOLLUNDER et al., 2021; SILVA et al., 2020). Não somente isso, mas as características dos diferentes solos poderiam influenciar o processo de decomposição através da “oferta” de microbiota para o processo de decomposição no experimento (PREZOTTI; GUARÇONI, 2013). Logo, alterações nos teores de N, P e C na serrapilheira influenciam as taxas de decomposição, uma vez que os organismos decompositores dependem dos nutrientes presentes na serrapilheira ou no solo para desenvolverem suas atividades metabólicas (GARTNER; CARDON, 2004; KRISHNA; MOHAN, 2017).

Os resultados mostrados na **Tabela 3** são similares com os dados mostrados por Hollunder et al. (2021), pois a baixada também foi o tipo de solo que teve os maiores teores de: fósforo, sódio, cálcio, magnésio, cobre, zinco e manganês em relação aos outros três tipos

de solo. Além disso, de acordo com Prezotti e Gaurçoni (2013), solos com pH inferior a 5,5 possuem baixa atividade de microrganismos. Já solos com pH entre 5,5 e 6,5 têm boa disponibilidade de micronutrientes e é a faixa ideal para a maioria das culturas vegetais. Por fim, solos com pH superior a 6,5 possuem alta atividade de microrganismos. Logo, ao analisarmos os dados de pH dos quatro tipos de solo na **Tabela 3**, é possível sugerir que os solos da baixada e do relevo inclinado (SO) são os tipos de solo que mais favorecem a nutrição das plantas e a ação microbiológica por terem apresentado valores de 5,87 e 6,18 de pH, respectivamente.

Conforme indicado por Prezotti e Gaurçoni (2013), no que diz respeito à Capacidade de Troca Catiônica (CTC) – a habilidade do solo de trocar íons positivos –, solos ricos em argila e com alta matéria orgânica geralmente exibem uma CTC elevada. Esses solos são capazes de reter uma grande quantidade de cátions em sua estrutura. Além disso, solos com uma CTC acima de $10 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$ também costumam ter um alto poder tampão, ou seja, são mais resistentes a alterações no pH. Conforme indicado na **Tabela 3**, a baixada foi o tipo de solo com a CTC mais elevada, registrando $17,94 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$. Além disso, este solo também apresentou o maior teor de matéria orgânica dentre os demais, atingindo $5,28 \text{ dag/kg}$ e a sua classificação textural é argilosa. Esses dados sugerem que, em comparação com os outros tipos de solo, a baixada tem uma capacidade superior para reter nutrientes em sua estrutura e é mais resistente a mudanças significativas no pH. Isto beneficia o crescimento de plantas e microrganismos (KRISHNA; MOHAN, 2017; PREZOTTI; GUARÇONI, 2013).

De acordo com Prezotti e Gaurçoni (2013), o Índice de Saturação por alumínio (m) reflete a concentração de Al^{3+} no solo, sendo preferível que a presença dele seja evitada para garantir o crescimento saudável e o desenvolvimento adequado das plantas. O que significa que o pH do solo deve ser superior a 5,5, condição em que a saturação por alumínio se iguala a zero, tendo em vista que altos teores de Al^{3+} ($> 1 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$) são tóxicos às plantas (PREZOTTI; GUARÇONI, 2013). Logo, a baixada e o relevo inclinado (SO) foram os tipos de solo que se enquadraram nestas características, apresentando teor de alumínio igual a $0 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$, conseqüentemente $m = 0\%$. O que tais resultados mostram melhores condições nutricionais nestes solos em relação aos demais. Além disso, segundo Prezotti e Gaurçoni (2013), níveis mais elevados de cálcio ($> 4 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$) e magnésio ($> 1 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$) são indicativos de solos altamente férteis. O solo da baixada foi o mais rico em nutrientes, uma vez que ele registrou os maiores teores de Ca e Mg entre os demais, atingindo $12,04 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$ e $3,05 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$, respectivamente. Nossos achados estão de acordo com os de Hollunder et al. (2021).

A relação C:N (carbono/nitrogênio) é crucial na decomposição da serrapilheira (KRISHNA; MOHAN, 2017; ZHU, 2007) e auxilia o processo de perda de massa, especialmente devido à ação microbiana no solo, que é estimulada pela adição de serrapilheira (CANTARELLA, 2007; SENEVIRATNE, 2000). Essa relação influencia a demanda microbiana por oxigênio, nutrientes, energia e carbono (SELLE, 2007). Os tecidos microbianos, em média, têm cerca de 5 a 10% de nitrogênio (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Isso significa que a serrapilheira com relação C:N entre 20 e 30 fornece o nitrogênio necessário para reprodução microbiana, enquanto relação C:N menor que 20 significa excesso de N na serrapilheira, o que resulta na mineralização imediata do nitrogênio no solo para as plantas por parte de ação microbiana (SANTOS; CAMARGO, 2008; SELLE, 2007). Logo, conforme se observa na **Tabela 2**, os valores da relação C:N de todas as espécies variaram entre 15,97 e 24,31, ou seja, os valores obtidos nas análises indicam que todas as seis espécies de plantas tinham teores de nitrogênio favoráveis a ação microbiológica e se enquadram de acordo com as faixas comentadas por Santos e Camargo (2008) e Selle (2007). Outros trabalhos realizados com plantas florestais encontraram valores parecidos na relação C:N (CALDEIRA et al., 2007; NASCIMENTO et al., 2011; ZHANG et al., 2018), o que mostra que as seis espécies deste trabalho estavam em condições nutricionais esperadas no que diz respeito a ambientes de florestas tropicais. Vale ressaltar que a média C:N para dominantes foi de 18,88 e de subordinadas foi de 20,31. A diferença não é significativa, mas se tomarmos esta relação como qualidade nutricional, dominantes possuem melhor qualidade que as subordinadas. O que vai de encontro a Johnson (2010), Mariotte et al. (2013) e Miller et al. (2002), os quais encontraram que as espécies menos abundantes tendem, relativamente, a acumular mais carbono do que as dominantes

A relação C:P (carbono/fósforo) também tem sua importância na decomposição da matéria orgânica foliar vegetal, representando um indicador da disponibilidade de nutrientes e da dinâmica de perda de massa nos ecossistemas florestais (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Esta relação está diretamente ligada à ciclagem de nutrientes, na qual o carbono serve como principal fonte de energia para os decompositores (GIWETA, 2020). Enquanto o fósforo é crucial para os processos metabólicos e de crescimento de microrganismos como as bactérias, capazes de atingir aproximadamente 2% de fósforo em sua composição (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A relação C:P pode apresentar variações em contextos diversos. Ou seja, uma relação C:P alta, aquela que ultrapassa 300, sugere uma concentração significativa de carbono em relação ao fósforo, o que torna este limitante no solo (SIQUEIRA et al., 1994). Logo, ao analisarmos os dados das seis espécies vegetais os quais se encontram

na **Tabela 2**, podemos perceber que a relação C:P é alta em todas elas. As relações C:P variaram entre 347,60 a 457,25. Sendo assim, podemos perceber que as espécies vegetais dispunham de condições energéticas favoráveis para a ação microbiológica, tendo em vista que as plantas apresentaram maior disponibilidade de carbono em relação ao fósforo.

A matéria orgânica no solo desempenha um papel importante na decomposição microbiológica, proporcionando energia e nutrientes essenciais para os microrganismos, sendo a atividade destes vinculada à quantidade e qualidade dessa matéria orgânica (CUNHA; MENDES; GIONGO, 2015). As classes de interpretação para matéria orgânica de acordo com Prezotti e Gaurçoni (2013) são: 1) Baixa (menor que 1,5 dag/kg), com menos nutrientes disponíveis, comum em solos arenosos; 2) Média (1,5 – 5,0 dag/kg), propícia para boa atividade microbiana; 3) Alta (maior que 5 dag/kg), proporcionando abundância de nutrientes, mas níveis muito altos podem resultar em condições anaeróbias prejudiciais. Como pode ser visto na **Tabela 3**, o solo do relevo inclinado (SO) apresentou 1,76 dag/kg de matéria orgânica, o que é confirmado por este solo ter apresentado textura média. De acordo com a classificação supracitada solos com matéria orgânica abaixo de 1,5dag/kg são comuns em solos arenosos. O solo do relevo inclinado (SO) não apenas demonstrou uma classificação média em termos de matéria orgânica, mas os solos do relevo inclinado (NO) e do topo de morro também se enquadram nessa classificação, apresentando 2,94 dag/kg e 3,64 dag/kg, respectivamente. Ou seja, estes tipos de solo se enquadraram na classificação da faixa adequada para a atividade microbiana. Já o solo da baixada foi o que mais teve matéria orgânica em sua constituição (5,28 dag/kg), sendo ele um solo com classificação alta de matéria orgânica. Logo, este dado de que a baixada possuiu maior teor de matéria orgânica em relação aos demais gradientes de fertilidade vem ao encontro com o trabalho de Hollunder et al. (2021) e confirma a nossa segunda predição. Mesmo a baixada não tendo se enquadrado dentro da faixa considerada como adequada para a ação microbiana, pode-se perceber que ela ultrapassou minimamente esta classificação. Sendo assim, tais resultados permitem inferir que todos os gradientes de fertilidade dispunham de condições ideais de matéria orgânica para a ação e atividade microbiológica. Mas vale ressaltar que o relevo inclinado (NO) e o topo de morro apresentaram pH que indicam baixa ação microbiana, como vimos anteriormente.

Mudanças significativas na temperatura e umidade do solo desempenham papéis cruciais nas alterações das relações C:N e C:P, assim como na matéria orgânica, impactando a atividade microbiana em solos florestais (CHENG et al., 2017). Em regiões com elevada umidade no solo ou atmosférica, os microrganismos do solo tendem a demonstrar maior habilidade em capturar os elementos C e N disponíveis no solo e na matéria orgânica presente

(LAZZARO et al., 2018). Além disso, o teor de água no solo e as concentrações de nutrientes estão associados às proporções C, N e P da biomassa microbiana (CAI et al., 2023). Isso ajuda a explicar o porquê de os materiais vegetais irrigados em ambas as estufas terem apresentado maiores perdas de massa em comparação com aqueles que permaneceram secos.

Algumas ideias surgiram para explicar o motivo de o fator substrato não ter sido significativo nas análises estatísticas, como: 1) a influência do substrato pode não ter sido significativa no processo de degradação da serrapilheira; 2) os substratos forneceram as condições para a manutenção da umidade ou das condições de seca de forma semelhante, e estes sim (umidade e seca) foram fatores dominantes no processo degradativo; 3) como os *litterbags* foram instalados sobre o substrato, o próprio material dos *litterbags* pode ter agido como um separador entre o substrato e a serrapilheira, pois caso os *litterbags* fossem enterrados ou semienterrados poderiam ser mais afetados pela característica do substrato. Esta terceira hipótese foi pensada inicialmente na montagem do experimento, mas não a conduzimos devido a metade das bandejas utilizadas em ambas estufas terem sido regadas semanalmente durante o experimento. Caso os *litterbags* estivessem enterrados, os substratos iriam se incorporar junto às folhas fragmentadas presentes nos *litterbags* e interferir na pesagem ao final do experimento. Não haveria um modo de separar o material particulado argiloso destas folhas. Ou seja, não teríamos a possibilidade de lavá-las, pois assim perderíamos material e influenciariamos nos resultados.

Além dessas três ideias, uma quarta foi pensada e foi nela que nos baseamos para tentar explicar o motivo de o fator substrato não ter sido significativo nas análises estatísticas. Os diferentes tipos de solo podem ter sido capazes de proporcionar teores nutricionais semelhantes para as espécies. O que consequentemente pode ter refletido nos resultados das análises foliares encontrados na **Tabela 2**. Ou seja, nesta tabela, com exceção do determinante cálcio, todos os demais teores de nutrientes avaliados não tiveram variações expressivas entre cada espécie, mesmo em contextos distintos de topografia no ambiente natural. Além disso, o solo por ser o meio fornecedor de nutrientes permitiu que as plantas absorvessem os nutrientes e tivessem uma qualidade considerável de serrapilheira para manter os cultivos florestais, mesmo os diferentes tipos de solo tendo apresentado características distintas entre si. Porém, a maioria dos teores de nutrientes por não terem apresentado diferenças expressivas podem ter favorecido a ação microbiológica na perda de massa principalmente nos grupos regados de ambas estufas, tendo em vista que a água é um dos principais fatores que auxiliam na disponibilidade e movimento de nutrientes no solo (MEURER, 2007). A qualidade nutricional do material vegetal e demais determinantes do solo apresentados nas **Tabelas 2 e**

3 podem ter sido um dos fatores que proporcionaram condições favoráveis a ação microbiológica na perda de massa junto com a umidade, tendo em vista que as amostras de solo e de folhas foram retiradas do ambiente natural e com elas essas características provavelmente se mantiveram na condução do experimento. Pode-se observar que não havendo interação entre os tipos de solo devido as características de fertilidade e, conseqüentemente, a qualidade do material vegetal, o que mais influenciou na perda ou não de massa foram a umidade e a temperatura, conforme visto na sessão anterior. Sendo assim, a segunda predição foi refutada, mesmo a baixada tendo, de fato, apresentado maiores teores de nutrientes do que os demais tipos de solo. Logo, a hipótese deste trabalho foi parcialmente aceita; aceita em termos de diferenças de temperatura e umidade, mas refutada em termos de gradiente de fertilidade do substrato.

Classes de dominância

A terceira predição fundamentou-se na expectativa de que as espécies menos abundantes apresentariam maiores perdas de massa em comparação com as espécies dominantes. Porém, nossos achados vão contra essa predição, pois, no cenário da estufa fria do grupo seco, as espécies três subordinadas deste estudo foram as que tiveram a menor perda de massa, se destacando com uma diferença significativa em relação aos demais grupos de espécies (**Figura 16A**). Dentre as variáveis analisadas, isso pode ser explicado pelas concentrações foliares de cálcio. O cálcio é um componente essencial das paredes celulares das plantas, pois forma pontes entre as moléculas de pectina, ajudando a manter a integridade, estabilidade e estrutura das paredes celulares (DECHEN; NACHTIGALL, 2007). Além disso, o cálcio está envolvido em respostas de defesa das plantas contra estresses bióticos como ataques de patógenos e, abióticos como estresse hídrico (FRANCESCHI; NAKATA, 2005; ZHANG; DU; POOVAIAH, 2014). Bactérias podem ter diferentes respostas à presença de cálcio no processo de decomposição, das quais algumas espécies podem ser sensíveis a ele e ter declínio em sua abundância relativa de populações (SHABTAI et al., 2023). Vale lembrar que as espécies subordinadas utilizadas neste trabalho foram as espécies que se destacaram com altos teores de cálcio (**Tabela 2**). Além disso, as espécies *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg. e *Erythrochiton brasiliensis* Nees & Mart. estão localizadas predominantemente no habitat da baixada, o que pode explicar teores mais altos de cálcio em sua composição (ver discussão acima sobre qualidade da serrapilheira).

Porém, a espécie subordinada *Pachystroma longifolium* (Nees) I.M.Johnst. se localiza predominantemente no solo do relevo inclinado (NO) (rever “Metodologia – Definição das

classes de abundância”), o qual apresentou teor médio de cálcio (PREZOTTI; GUARÇONI, 2013), sendo este teor bem abaixo comparado ao encontrado no solo da baixada (**Tabela 3**), mas ainda proporcionou altos teores de cálcio na composição da *Pachystroma longifolium* (Nees) I.M.Johnst (**Tabela 2**). Considerando suas características de manter a integridade estrutural celular (rigidez) e promover mecanismos de defesa (DECHEN; NACHTIGALL, 2007; FRANCESCHI; NAKATA, 2005; ZHANG; DU; POOVAIAH, 2014), como também declinar a abundância relativa de algumas populações bacterianas (SHABTAI et al., 2023), o cálcio pode ter agido como um inibidor de perda de massa nas espécies subordinadas deste estudo. O cálcio pode ter dificultado a ação dos microrganismos na perda de massa.

Ademais, além do cálcio, o que pode também explicar o fato de o grupo de espécies subordinadas ter apresentado perda de massa, mesmo sendo a menor perda em comparação aos outros grupos de espécies presentes no grupo seco da estufa fria, é a umidade relativa do ar da estufa fria ter chegado a 100%. Esta umidade pode ter se incorporado aos poros do solo (SIQUEIRA et al., 1994) e, por isso, pode ter favorecido a sobrevivência e ação de alguns microrganismos presentes no substrato. Isto difere do encontrado no grupo de espécies subordinadas do grupo seco da estufa quente (**Figura 16B**), na qual a microbiota presente no solo coletado provavelmente não sobreviveu porque as condições de atividade destes organismos foram retiradas (DOMSCH; JAGNOW; ANDERSON, 1983; SIQUEIRA et al., 1994). Logo, mesmo a terceira predição tendo esperado que as espécies subordinadas teriam maior perda de massa, supomos que elas tendem a possuir serrapilheira mais resistente a essa perda durante os períodos de seca por conta dos altos teores de cálcio em sua composição.

No entanto, de maneira geral, como ilustrado na **Figura 16**, os demais grupos de espécies não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os seus respectivos cenários de temperatura e umidade. As médias de perda de massa nos três conjuntos de espécies do grupo regado na estufa fria não mostraram variações estatísticas entre si, repetindo-se entre os grupos de espécies nos grupos regado e seco da estufa quente. Como também, não houve diferença estatística significativa entre o grupo de espécies dominantes e o grupo misto no grupo não regado da estufa fria. Para explicar a principal razão de as perdas de massa dos grupos de espécies presentes nos grupos regados das duas estufas não terem sido consideradas diferentes estatisticamente, supomos que as espécies de plantas tiveram condições parecidas de disponibilidade de nutrientes e, por isso, em sua composição também não houve variações expressivas deles, com exceção do cálcio o qual já vimos anteriormente.

Tal hipótese pode ser aplicada também para os grupos de dominantes e misto do grupo seco da estufa fria. Logo, o fato de ter sido regado e as condições nutricionais estarem

similares pode ter proporcionado condições também similares para a atividade de microrganismos, consequentemente surgindo essa não diferença estatística na perda de massa entre os grupos de espécies (BUTENSCHOEN; SCHEU; EISENHAEUER, 2011; KRISHNA; MOHAN, 2017). Em contrapartida, como também já comentado anteriormente, as características em comum entre os três grupos de espécies no grupo seco da estufa quente são: altas temperaturas e substratos secos. Fatores que não são favoráveis a ação microbiológica (KRISHNA; MOHAN, 2017; SIQUEIRA et al., 1994). Sendo esta ação o principal motivo que explica a não diferença significativa da perda de massa entre os grupos de espécies presentes nestas condições. Sendo assim, a terceira predição foi refutada.

CONCLUSÃO

Através deste estudo foi demonstrado que as secas severas, estas proporcionadas por eventos naturais como o *El Niño* e agravadas pelas mudanças climáticas antrópicas, interferem na decomposição da serrapilheira de espécies subordinadas e dominantes da Mata Atlântica. Temperaturas elevadas e umidade do solo reduzida podem retardar veementemente o processo de decomposição foliar destas espécies de plantas. Isto ocorre, provavelmente, pela morte ou inativação de microrganismos presentes no solo que fariam o processo de decomposição dos materiais vegetais. O retardo no processo de degradação da serrapilheira pode ocasionar um déficit nutricional e até mesmo a morte de indivíduos por falta de ciclagem de nutrientes. Apesar da topografia e o tipo de solo terem um papel importante em determinar os impactos das mudanças climáticas em ambientes naturais, quando usada uma abordagem experimental, todos os tipos de solo e grupos de espécies serão afetados. Este estudo demonstra que as florestas tropicais podem passar por um déficit na fertilidade do solo e por maiores riscos de incêndios considerando futuros cenários de secas extremas, que poderão afetar significativamente a sobrevivência e o crescimento das espécies de plantas. Por isso, a ciclagem de nutrientes através do *feedback* planta-solo pode ser altamente impactada pelas mudanças climáticas.

PERSPECTIVAS

Para estudos futuros que podem ser desenvolvidos a partir deste trabalho, sugere-se a identificação das espécies de microrganismos presentes nos diferentes tipos de solo, através de análises biológicas do solo (genética ou DNA do solo) (PAJARES et al., 2018), como também conhecer a ecologia deles: associações biológicas entre eles e com as raízes das

plantas, por exemplo (BRUNDRETT, 2004). Além disso, promover análises laboratoriais do solo e das folhas antes e depois do experimento para comparação das características que estavam presentes antes e que se transformaram ou se perderam após o processo de perda de massa em materiais regados nos dois contextos (frio e quente) (FAGERIA, 2005). Realizar análises de teores de hemicelulose, celulose e lignina das seis espécies vegetais poderiam auxiliar no entendimento da ação dos microrganismos na perda de massa dessas espécies (KRISHNA; MOHAN, 2017). Por fim, entender o processo de perda de massa da serrapilheira de cada espécie de planta e comparar entre elas pode fornecer informações importantes de como ocorre a perda de massa de cada uma das seis espécies de plantas, não só através de grupos de espécies ou classes de dominância (ZUKSWERT; PRESCOTT, 2017).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J. et al. Long-term droughts may drive drier tropical forests towards increased functional, taxonomic and phylogenetic homogeneity. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1–10, 2020.
- ALVAREZ-CLARE, S.; MACK, M. C.; BROOKS, M. A direct test of nitrogen and phosphorus limitation to net primary productivity in a lowland tropical wet forest. **Ecology**, v. 94, n. 7, p. 1540–1551, 2013.
- AXIMOFF, I.; RODRIGUES, R. DE C. Histórico dos Incêndios Florestais no Parque Nacional do Itatiaia. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 1, p. 83–92, 2011.
- BANZATTO, D. A.; KRONKA, S. DO N. **Experimentação Agrícola**. 4. ed. Jaboticabal: Fundação de Apoio à Pesquisa, Ensino e Extensão - Funep, 2006.
- BATES, D. ET AL. **Package ‘lme4’**. <http://lme4.r-forge.r-project.org>, 2009.
- BEIER, C. et al. Precipitation manipulation experiments - challenges and recommendations for the future. **Ecology Letters**, v. 15, n. 8, p. 899–911, 2012.
- BELLARD, C. et al. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 12, p. 1376–1386, 2014.
- BONTTI, E. E. et al. Litter decomposition in grasslands of Central North America (US Great Plains). **Global Change Biology**, v. 15, n. 5, p. 1356–1363, 2009.
- BRAMER, I. et al. Advances in Monitoring and Modelling Climate at Ecologically Relevant Scales. Em: **Advances in Ecological Research**. [s.l.] Academic Press Inc., 2018. v. 58p. 101–161.
- BRUNDRETT, M. Diversity and classification of mycorrhizal associations. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 79, n. 3, p. 473–495, 2004.
- BUTENSCHOEN, O.; SCHEU, S.; EISENHAEUER, N. Interactive effects of warming, soil humidity and plant diversity on litter decomposition and microbial activity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 9, p. 1902–1907, 2011.
- CAI, M. et al. Soil Microbial Community and Soil Abiotic Factors Are Linked to Microorganisms’ C:N:P Stoichiometry in Larix Plantations. **Forests**, v. 14, n. 9, p. 1–16, 2023.
- CALDEIRA, M. V. W. et al. Litter and Nutrients Quantification - “Ombrofila Mista Montana” Forest - Parana Ronaldo Viana Soares. **Rev. Acad.**, v. 5, n. 2, p. 101–116, 2007.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. Em: NOVAIS, R. F. et al. (Eds.). **Fertilidade do Solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375–470.
- CARMO, C. A. F. DE S. DO et al. **Métodos de Análise de Tecidos Vegetais Utilizados na Embrapa Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000.
- CHASSAIN, J. et al. Role of different size classes of organisms in cropped soils: What do litterbag experiments tell us? A meta-analysis. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 162, p. 1–16, 2021.
- CHAVES, J. et al. Nitrogen Transformations in Flowpaths Leading from Soils to Streams in Amazon Forest and Pasture. **Ecosystems**, v. 12, n. 6, p. 961–972, 2009.
- CHEN, I. C. et al. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 1024–1026, 2011.
- CHENG, C. et al. Thinning effect on understory community and photosynthetic characteristics in a subtropical Pinus massoniana plantation. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 47, n. 8, p. 1–42, 2017.
- CLEMENT, C. R.; HIGUCHI, N. A Floresta Amazônica e o Futuro do Brasil. **Ciência e Cultura**, v. 58, n. 3, p. 44–49, 2006.
- CORLETT, R. T. The Impacts of Droughts in Tropical Forests. **Trends in Plant Science**, v. 21, n. 7, p. 584–593, 2016.
- COSTA, F. R. C. et al. Effects of climate change on central amazonian forests: a two decades synthesis of monitoring tropical biodiversity. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 2, p. 317–335, 2020.

- COÛTEAUX, M.-M.; BOTTNER, P.; BERG, B. Litter decomposition, climate and litter quality. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 63–66, 1995.
- CRAUSBAY, S. D. et al. Defining Ecological Drought for the Twenty-First Century. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 98, n. 12, p. 2543–2550, 2017.
- CROSSLEY, D. A.; HOGLUND, M. P. A Litter-Bag Method for the Study of Microarthropods Inhabiting Leaf Litter. **Ecological Society of America**, v. 43, n. 3, p. 571–573, 1962.
- CUNHA, T. J. DA; MENDES, A. M. S.; GIONGO, V. Matéria Orgânica do Solo. Em: NUNES, R. R. R. O. O. (Ed.). **Recurso solo: propriedades e usos**. São Carlos: Editora Cubo, 2015. p. 273–293.
- DAI, A. Drought under global warming: a review. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, v. 2, n. 1, p. 45–65, 2011.
- DAVID, J.-F.; HANDA, I. T. The ecology of saprophagous macroarthropods (millipedes, woodlice) in the context of global change. **Biological Reviews**, v. 85, n. 4, p. 881–895, 2010.
- DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Elementos Requeridos à Nutrição de Plantas. Em: NOVAIS, R. F. et al. (Eds.). **Fertilidade do Solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 92–129.
- DIDION, M. et al. Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags - a field study and model application. **Forests**, v. 7, n. 8, p. 1–12, 2016.
- DOMSCH, K. H.; JAGNOW, G.; ANDERSON, T.-H. An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms. Em: GUNTHER, F. A. (Ed.). **Residue Reviews**. New York: Springer New York, 1983. v. 86p. 65–105.
- DOUDOVÁ, J.; DOUDA, J. Along with intraspecific functional trait variation, individual performance is key to resolving community assembly processes. **Functional Ecology**, v. 34, n. 11, p. 2362–2374, 2020.
- FAGERIA, N. K. Soil fertility and plant nutrition research under controlled conditions: basic principles and methodology. **Journal of Plant Nutrition**, v. 28, n. 11, p. 1975–1999, 2005.
- FOX, J. ET AL. **Package ‘car’**. ViennaR Foundation for Statistical Computing, 2012.
- FRANCESCHI, V. R.; NAKATA, P. A. Calcium Oxalate in Plants: Formation and Function. **Annual Review of Plant Biology**, v. 56, p. 41–71, 2005.
- FROUZ, J. Effects of soil macro - and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. **Geoderma**, v. 332, p. 161–172, 2018.
- FU, B. et al. Linking ecosystem processes and ecosystem services. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 1, p. 4–10, 2013.
- FYLLAS, N. M. et al. Solar radiation and functional traits explain the decline of forest primary productivity along a tropical elevation gradient. **Ecology Letters**, v. 20, n. 6, p. 730–740, 2017.
- GARCIA, L. C. et al. Record-breaking wildfires in the world’s largest continuous tropical wetland: Integrative fire management is urgently needed for both biodiversity and humans. **Journal of Environmental Management**, v. 293, p. 1–8, 2021.
- GARCÍA-PALACIOS, P. et al. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. **Ecology Letters**, v. 16, n. 8, p. 1045–1053, 2013.
- GARTNER, T. B.; CARDON, Z. G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. **Oikos**, v. 104, n. 2, p. 230–246, 2004.
- GAZOL, A. et al. Impacts of droughts on the growth resilience of Northern Hemisphere forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 2, p. 166–176, 2017.
- GIWETA, M. Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. **Journal of Ecology and Environment**, v. 44, n. 11, p. 1–9, 2020.
- GONZÁLEZ, G.; LODGE, D. J. Soil biology research across latitude, elevation and disturbance gradients: A review of forest studies from Puerto Rico during the past 25 years. **Forests**, v. 8, n. 6, p. 1–15, 2017.

- GREENWOOD, S. et al. Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. **Ecology Letters**, v. 20, p. 539–553, 2017.
- GRIGULIS, K. et al. Relative contributions of plant traits and soil microbial properties to mountain grassland ecosystem services. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 1, p. 47–57, 2013.
- GRIME, J. P. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology**, v. 86, p. 902–910, 1998.
- GRIME, J. P. et al. Long-term resistance to simulated climate change in an infertile grassland. 2008.
- HOLDAWAY, R. J. et al. Species- and community-level patterns in fine root traits along a 120 000-year soil chronosequence in temperate rain forest. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 4, p. 954–963, 2011.
- HOLLUNDER, R. K. et al. Avaliação da associação entre espécies de sub-bosque e variação topográfica em um fragmento de Floresta Atlântica. **Acta Scientiae & Technicae**, v. 2, n. 2, p. 35–41, 2014.
- HOLLUNDER, R. K. et al. Topography and vegetation structure mediate drought impacts on the understory of the South American Atlantic Forest. **Science of the Total Environment**, v. 766, p. 1–10, 2021.
- HOLLUNDER, R. K. et al. Regional and local determinants of drought resilience in tropical forests. **Ecology and Evolution**, v. 12, n. 5, p. 1–14, 2022.
- HOOVER, D. L.; WILCOX, K. R.; YOUNG, K. E. Experimental droughts with rainout shelters: a methodological review. **Ecosphere**, v. 9, n. 1, p. 1–14, 2018.
- HOPE, R. M.; HOPE, M. R. M.; COLLATE'CI, R. **Package 'Rmisc'**. group, 2013.
- HUHTA, V. The role of soil fauna in ecosystems: A historical review. **Pedobiologia**, v. 50, n. 6, p. 489–495, 2007.
- IPCC. **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. [s.l.] Cambridge University Press. In Press., 2022.
- JÁUREGUI, B. M.; RIVERA, D.; PECO, B. Does topsoil accelerate the decomposition of litter on roadslopes? **Ecological Engineering**, v. 52, p. 88–95, 2013.
- JOHNSON, N. C. Resource stoichiometry elucidates the structure and function of arbuscular mycorrhizas across scales. **New Phytologist**, v. 185, n. 3, p. 631–647, 2010.
- KANNENBERG, S. A.; SCHWALM, C. R.; ANDEREGG, W. R. L. Ghosts of the past: how drought legacy effects shape forest functioning and carbon cycling. **Ecology Letters**, v. 23, n. 5, p. 891–901, 2020.
- KREFT, H.; JETZ, W. Global patterns and determinants of vascular plant diversity. **PNAS**, v. 104, n. 14, p. 5925–5930, 2007.
- KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. **Energy, Ecology and Environment**, v. 2, n. 4, p. 236–249, 2017.
- LAZZARO, L. et al. How ecosystems change following invasion by *Robinia pseudoacacia*: Insights from soil chemical properties and soil microbial, nematode, microarthropod and plant communities. **Science of the Total Environment**, v. 622–623, p. 1509–1518, 2018.
- LENTH, R. ET AL. **Package 'emmeans'**. R package version, 2019.
- LIKENS, G. E. **Biogeochemistry of a Forested Ecosystem**. 3. ed. New York: Springer, 2013.
- LORANGER, G. et al. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, n. 4, p. 247–252, 2002.
- LUCAS, F. M. F. et al. Perspective: Scientific gaps on forest fires in Brazilian protected areas. **Forest Ecology and Management**, v. 529, p. 1–8, 2023.
- MALHI, Y.; DOUGHTY, C.; GALBRAITH, D. The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 366, n. 1582, p. 3225–3245, 2011.
- MANES, S.; HENUD, I. R.; TANIZAKI-FONSECA, K. Climate change mitigation potential of Atlantic Forest reforestation. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 27, n. 34, p. 1–15, 2022.

- MANZONI, S. et al. The Global Stoichiometry of Litter Nitrogen Mineralization. **Science**, v. 321, n. 5889, p. 684–686, 2008.
- MARIOTTE, P. et al. Subordinate plant species impact on soil microbial communities and ecosystem functioning in grasslands: Findings from a removal experiment. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 15, n. 2, p. 77–85, 2013.
- MARIOTTE, P. Do subordinate species punch above their weight? Evidence from above - and below - ground. **New Phytologist**, v. 203, p. 16–21, 2014.
- MARIOTTE, P. et al. Subordinate plants mitigate drought effects on soil ecosystem processes by stimulating fungi. **Functional Ecology**, v. 29, n. 12, p. 1578–1586, 2015.
- MARIOTTE, P.; CANARINI, A.; DIJKSTRA, F. A. Stoichiometric N:P flexibility and mycorrhizal symbiosis favour plant resistance against drought. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 4, p. 958–967, 2017.
- MARQUES, M. C. M.; GRELE, C. E. V. (EDS.). **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**. [s.l.] Springer, 2021.
- MAZANCOURT, C. DE; JOHNSON, E.; BARRACLOUGH, T. G. Biodiversity inhibits species' evolutionary responses to changing environments. **Ecology Letters**, v. 11, n. 4, p. 380–388, 2008.
- MCGILL, B. J. Biological Diversity: frontiers in measurement and assessment. Em: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (Eds.). New York: Oxford University Press, 2011. p. 105–122.
- MEENTEMEYER, V. MACROCLIMATE AND LIGNIN CONTROL OF LITTER DECOMPOSITION RATES. **Ecological Society of America**, v. 59, n. 3, p. 465–472, 1978.
- MEURER, E. J. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. Em: NOVAIS, R. F. et al. (Eds.). **Fertilidade do Solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 66–90.
- MILLER, R. M. et al. Mycorrhizal mediated feedbacks influence net carbon gain and nutrient uptake in *Andropogon gerardii*. **New Phytologist**, v. 155, n. 1, p. 149–162, 2002.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2. ed. Lavras: Editora UFLA, 2006.
- MYERS, N. Threatened Biotas: “Hot Spots” in Tropical Forests. **Environmentalist**, v. 8, n. 3, p. 187–208, 1988.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **NATURE**, v. 403, p. 853–858, 2000.
- NASCIMENTO, A. A. DO et al. Leaf herbivory of *Xylopia sericea* St. Hil. (Annonaceae) in the understory of an eucalypt plantation and an Atlantic forest. **Scientia Forestalis**, v. 39, n. 89, p. 77–86, 2011.
- NETTESHEIM, F. C. et al. Local-scale elevation patterns of Atlantic Forest tree community variation and assembly drivers in a conservation hotspot in southeastern Brazil. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 248, p. 61–69, 2018.
- NEUMANN, M. et al. Quantifying Carbon and Nutrient Input from Litterfall in European Forests Using Field Observations and Modeling. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 32, n. 5, p. 784–798, 2018.
- NJOROGE, D. M. et al. Soil fauna accelerate litter mixture decomposition globally, especially in dry environments. **Journal of Ecology**, v. 110, n. 3, p. 659–672, 2022.
- NOTTINGHAM, A. T. et al. Climate Warming and Soil Carbon in Tropical Forests: Insights from an Elevation Gradient in the Peruvian Andes. **BioScience**, v. 65, n. 9, p. 906–921, 2015.
- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. Em: NOVAIS, R. et al. (Eds.). **Fertilidade do Solo**. 1. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 449–537.
- ÖHLINGER, R. Methods in Soil Physics. Em: SCHINNER, F. et al. (Eds.). **Methods in Soil Biology**. 1. ed. New York: Springer Science & Business Media, 2012. p. 385–395.
- OTTO, F. E. L. et al. Factors Other Than Climate Change, Main Drivers of 2014/15 Water Shortage in Southeast Brazil. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 96, n. 12, p. S35–S40, 2015.
- PAJARES, S. et al. Environmental controls on soil microbial communities in a seasonally dry tropical forest. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 84, n. 17, p. 1–19, 2018.

- PELTZER, D. A. et al. Punching above their weight: low-biomass non-native plant species alter soil properties during primary succession. **Oikos**, v. 118, n. 7, p. 1001–1014, 2009.
- PETRAGLIA, A. et al. Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. **Plant and Soil**, v. 435, n. 1–2, p. 187–200, 2019.
- POORTER, L. et al. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 11, p. 1314–1328, 2015.
- PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI, M. A. **Guia de Interpretação de Análise de Solo e Foliar**. Vitória: Incaper, 2013.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2023. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>
- REFLORA. **REFLORA - Flora e Funga do Brasil**. Disponível em: <<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ResultadoDaConsultaNovaConsulta.do#CondicaoTaxonCP>>. Acesso em: 24 abr. 2024.
- REYNOLDS, J. F. et al. Impact of drought on desert shrubs: effects of seasonality and degree of resource island development. **Ecological Monographs**, v. 69, n. 1, p. 69–106, 1999.
- REYNOLDS, J. F. et al. Modifying the “pulse-reserve” paradigm for deserts of North America: Precipitation pulses, soil water, and plant responses. **Oecologia**, v. 141, n. 2, p. 194–210, 2004.
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.
- REZENDE, E. N.; VARTULI, V. Os Rios Voadores e as Mudanças Climáticas Ocasionadas pelo Desmatamento da Floresta Amazônica: Uma Perspectiva a partir do Constitucionalismo Latino-Americano. **Revista Brasileira de Direito Animal**, v. 16, n. 3, p. 100–115, 2021.
- RINEAU, F. et al. Towards more predictive and interdisciplinary climate change ecosystem experiments. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 11, p. 809–816, 2019.
- ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A. Decomposition and Soil Organic Matter Dynamics. Em: SALA, O. E. et al. (Eds.). **Methods in Ecosystem Science**. New York: Springer, 2000. p. 104–116.
- ROCHA, S. J. S. S. DA et al. Drought effects on carbon dynamics of trees in a secondary Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 465, p. 1–10, 2020.
- SANTONJA, M. et al. Plant litter mixture partly mitigates the negative effects of extended drought on soil biota and litter decomposition in a Mediterranean oak forest. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 3, p. 801–815, 2017.
- SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008.
- SAYER, E. J. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 1, p. 1–31, 2006.
- SCHWALM, C. R. et al. Global patterns of drought recovery. **Nature**, v. 548, p. 1–15, 2017.
- SELLE, G. L. Nutrient cycling in forest ecosystems. **Biosci. J.**, v. 23, n. 4, p. 29–39, 2007.
- SENEVIRATNE, G. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. **Biol Fertil Soils**, v. 31, p. 60–64, 2000.
- SHABTAI, I. A. et al. Calcium promotes persistent soil organic matter by altering microbial transformation of plant litter. **Nature Communications**, v. 14, n. 1, p. 1–13, 2023.
- SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. **Science of the Total Environment**, v. 373, n. 1, p. 334–343, 2006.
- SILVA, P. M. DA et al. More frequent droughts slow down litter decomposition across European agroecosystems and increase the importance of earthworm functional diversity. **Applied Soil Ecology**, v. 153, p. 1–9, 2020.
- SILVA, F. D. S. et al. Virtual pollination trade uncovers global dependence on biodiversity of developing countries. **Science**, v. 7, p. 1–10, 2021.

- SIQUEIRA, J. O. et al. **Microrganismos e Processos Biológicos do Solo: Perspectiva Ambiental**. 1. ed. Brasília: EMBRAPA, 1994.
- SMITH, M. D. An ecological perspective on extreme climatic events: a synthetic definition and framework to guide future research. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 3, p. 656–663, 2011.
- SOUZA, D. C. et al. Effect of slope on the forest structure of the Atlantic Forest domain in southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, p. 1–8, 2022.
- TEIXEIRA, P. C. et al. (EDS.). **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017.
- TORRES-LEITE, F. et al. Surviving in the shadows: Light responses of co-occurring Rubiaceae species within a tropical forest understory. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 261, p. 1–13, 2019.
- TOWNSEND, A. R.; ASNER, G. P.; CLEVELAND, C. C. The biogeochemical heterogeneity of tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 8, p. 424–431, 2008.
- VOIGT, W. et al. Trophic levels are differentially sensitive to climate. **Ecology**, v. 84, n. 9, p. 2444–2453, 2003.
- WALTHER, G.-R. Community and ecosystem responses to recent climate change. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 365, n. 1549, p. 2019–2024, 2010.
- WARDLE, D. A.; BONNER, K. I.; BARKER, G. M. Linkages between plant litter decomposition, litter quality, and vegetation responses to herbivores. **Functional Ecology**, v. 16, p. 585–595, 2002.
- WASSMUTH, B. E. et al. Spatial aggregation facilitates coexistence and diversity of wild plant species in field margins. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 11, n. 2, p. 127–135, 2009.
- WEI, S. et al. Role of the Dominant Species on the Distributions of Neighbor Species in a Subtropical Forest. **Forests**, v. 11, n. 352, p. 1–11, 2020.
- WEINTRAUB, S. R. et al. Topographic controls on soil nitrogen availability in a lowland tropical forest. **Ecology**, v. 96, n. 6, p. 1561–1574, 2015.
- WERNER, F. A.; HOMEIER, J. Is tropical montane forest heterogeneity promoted by a resource-driven feedback cycle? Evidence from nutrient relations, herbivory and litter decomposition along a topographical gradient. **Functional Ecology**, v. 29, p. 430–440, 2015.
- WHITTAKER, R. H. Dominance and Diversity in Land Plant Communities. **Science**, v. 147, n. 3655, p. 250–260, 1965.
- WICKHAM, H.; CHANG, W.; WICKHAM, M. H. **Package ‘ggplot2’**. Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. Version, 2016.
- WILKE, C. O.; WICKHAM, H.; WILKE, M. C. O. **Package ‘cowplot’**. Streamlined plot theme and plot annotations for ‘ggplot2’, 2019.
- YAHDJIAN, L.; SALA, O. E. A rainout shelter design for intercepting different amounts of rainfall. **Oecologia**, v. 133, n. 2, p. 95–101, 2002.
- ZELLWEGER, F. et al. Advances in Microclimate Ecology Arising from Remote Sensing. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 34, n. 4, p. 327–341, 2019.
- ZEMP, D. C. et al. On the importance of cascading moisture recycling in South America. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 14, n. 23, p. 13337–13359, 2014.
- ZHANG, J. et al. C:N:P stoichiometry in China’s forests: From organs to ecosystems. **Functional Ecology**, v. 32, n. 1, p. 50–60, 2018.
- ZHANG, L.; DU, L.; POOVAIAH, B. W. Calcium signaling and biotic defense responses in plants. **Plant Signaling and Behavior**, v. 9, n. 11, p. 1–5, 2014.
- ZHU, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 1, p. 9–13, 2007.
- ZUKSWERT, J. M.; PRESCOTT, C. E. Relationships among leaf functional traits, litter traits, and mass loss during early phases of leaf litter decomposition in 12 woody plant species. **Oecologia**, v. 185, n. 2, p. 305–316, 2017.

ANEXOS

Anexo 1. Temperaturas e umidades máximas, médias e mínimas registradas durante os 100 dias (14 semanas) de duração do experimento na estufa intitulada de “fria”.

DATA	TEMPERATURA MÁXIMA (°C)	TEMPERATURA MÉDIA (°C)	TEMPERATURA MÍNIMA (°C)	UMIDADE MÁXIMA (%)	UMIDADE MÉDIA (%)	UMIDADE MÍNIMA (%)
28/12/2022	34,48	28,68	24,89	100,00	89,11	66,83
29/12/2022	34,25	28,72	24,62	100,00	87,57	66,34
30/12/2022	34,35	28,59	24,65	100,00	90,84	72,50
31/12/2022	34,46	28,76	24,76	100,00	89,00	65,46
01/01/2023	33,80	28,17	25,20	100,00	90,59	70,60
02/01/2023	34,35	28,08	24,50	100,00	88,39	65,52
03/01/2023	34,20	28,59	24,45	99,50	84,98	64,36
04/01/2023	34,29	29,05	25,56	100,00	87,17	67,00
05/01/2023	34,31	28,96	25,16	100,00	90,31	69,94
06/01/2023	33,29	28,39	25,51	100,00	94,39	76,90
07/01/2023	34,51	28,38	24,79	100,00	92,02	68,75
08/01/2023	34,18	28,34	24,72	100,00	90,46	69,50
09/01/2023	33,87	28,54	24,79	100,00	90,60	73,30
10/01/2023	33,89	28,59	24,87	100,00	89,83	71,20
11/01/2023	34,21	28,58	24,68	100,00	89,89	70,40
12/01/2023	33,00	28,32	24,93	100,00	92,79	77,30
13/01/2023	33,90	28,85	24,66	100,00	91,09	72,90
14/01/2023	33,90	29,34	25,83	100,00	89,97	71,80
15/01/2023	34,02	29,12	25,91	100,00	89,79	71,60
16/01/2023	33,68	28,87	25,20	100,00	86,98	65,66
17/01/2023	33,93	28,85	25,06	100,00	88,53	64,95
18/01/2023	33,89	28,84	25,12	100,00	88,68	69,76
19/01/2023	33,79	28,76	25,01	100,00	90,14	69,21
20/01/2023	34,10	28,66	25,24	100,00	88,16	67,46
21/01/2023	33,02	27,84	24,63	100,00	93,11	75,70
22/01/2023	33,99	28,52	24,68	100,00	90,51	72,00
23/01/2023	34,30	28,57	25,11	100,00	92,80	72,50
24/01/2023	34,15	28,77	25,40	100,00	92,73	75,50
25/01/2023	34,31	28,16	24,81	100,00	93,58	70,70
26/01/2023	34,14	28,43	24,77	100,00	89,91	69,26
27/01/2023	33,77	28,55	24,66	100,00	92,24	72,60
28/01/2023	33,51	28,90	25,06	100,00	89,65	69,40
29/01/2023	33,53	29,08	25,24	100,00	90,45	69,76
30/01/2023	33,55	28,97	25,36	100,00	89,23	67,93
31/01/2023	33,15	28,71	24,80	100,00	88,04	68,23
01/02/2023	33,80	28,79	24,80	100,00	88,31	65,04
02/02/2023	33,48	28,76	24,82	100,00	87,90	65,64
03/02/2023	33,42	28,63	24,66	100,00	87,26	65,13
04/02/2023	33,31	28,66	24,58	100,00	86,37	63,82
05/02/2023	35,19	29,35	25,41	100,00	89,10	67,82
06/02/2023	34,96	28,71	25,63	100,00	94,50	74,40
07/02/2023	34,41	28,52	25,08	100,00	93,48	72,70
08/02/2023	34,00	28,64	24,88	100,00	92,19	73,00
09/02/2023	33,77	28,55	24,78	100,00	91,09	72,70
10/02/2023	33,23	28,78	24,84	100,00	90,64	74,30
11/02/2023	33,27	28,85	25,14	100,00	90,09	71,10
12/02/2023	33,12	29,02	25,36	100,00	90,79	72,70
13/02/2023	33,16	29,19	25,56	100,00	90,77	73,50
14/02/2023	34,21	29,03	25,69	100,00	92,34	71,20
15/02/2023	33,11	29,20	25,92	100,00	92,13	74,70
16/02/2023	33,99	29,08	25,56	100,00	92,21	72,80
17/02/2023	34,04	29,11	25,83	100,00	93,66	74,60
18/02/2023	33,45	28,96	25,24	100,00	92,69	76,00
19/02/2023	32,88	28,73	25,47	100,00	91,30	75,00

20/02/2023	33,06	28,60	24,55	100,00	90,39	72,40
21/02/2023	33,11	28,87	25,04	100,00	89,81	72,10
22/02/2023	34,30	28,96	25,13	100,00	92,06	74,60
23/02/2023	33,05	28,76	25,29	100,00	90,48	71,30
24/02/2023	32,78	28,60	24,69	100,00	89,25	70,60
25/02/2023	33,35	28,64	24,56	100,00	87,46	68,80
26/02/2023	33,94	28,69	24,66	100,00	88,13	67,53
27/02/2023	33,65	28,78	24,73	100,00	88,85	67,83
28/02/2023	33,11	28,73	25,32	100,00	88,51	68,87
01/03/2023	33,25	28,75	24,74	100,00	88,57	66,77
02/03/2023	34,36	28,87	24,86	100,00	89,25	68,29
03/03/2023	33,82	28,87	25,04	100,00	88,18	67,86
04/03/2023	33,18	28,78	24,93	100,00	87,56	69,56
05/03/2023	33,25	28,59	24,40	100,00	86,04	65,76
06/03/2023	33,64	28,71	24,33	100,00	86,99	65,23
07/03/2023	33,64	28,72	24,73	100,00	88,45	69,52
08/03/2023	33,80	28,68	24,54	100,00	88,03	65,80
09/03/2023	34,06	28,77	24,58	100,00	88,06	67,98
10/03/2023	33,77	28,86	25,03	100,00	85,70	67,72
11/03/2023	33,74	28,61	24,26	100,00	85,57	64,93
12/03/2023	34,02	28,78	25,28	100,00	88,08	64,21
13/03/2023	33,96	28,52	23,91	100,00	85,91	64,18
14/03/2023	33,98	28,48	24,43	100,00	86,63	62,48
15/03/2023	34,20	28,45	24,59	100,00	89,29	68,81
16/03/2023	34,29	28,39	24,57	100,00	89,80	65,95
17/03/2023	33,75	28,20	24,35	100,00	90,22	70,50
18/03/2023	34,17	28,50	24,61	100,00	91,19	71,00
19/03/2023	34,14	28,57	24,58	100,00	88,88	66,65
20/03/2023	34,00	28,75	24,61	100,00	89,51	68,15
21/03/2023	34,12	28,74	24,69	100,00	87,38	63,00
22/03/2023	34,32	28,60	24,51	100,00	87,69	60,17
23/03/2023	34,29	28,70	24,73	100,00	89,82	66,63
24/03/2023	34,15	28,62	24,59	100,00	89,76	68,01
25/03/2023	34,13	28,57	24,56	100,00	87,84	64,45
26/03/2023	34,06	28,76	24,58	100,00	88,02	69,03
27/03/2023	34,42	28,86	24,49	100,00	88,22	68,35
28/03/2023	33,94	28,72	25,52	100,00	92,62	71,00
29/03/2023	34,61	28,59	24,62	100,00	89,91	67,45
30/03/2023	34,30	28,55	24,62	100,00	89,21	64,90
31/03/2023	34,79	28,40	24,40	100,00	86,19	60,45
01/04/2023	34,08	28,44	24,54	100,00	88,90	67,33
02/04/2023	34,68	28,44	24,64	100,00	87,88	65,36
03/04/2023	35,43	28,46	24,50	100,00	85,08	56,54
04/04/2023	34,62	28,32	24,24	100,00	83,74	58,24
05/04/2023	34,57	28,42	24,16	99,30	84,92	64,15
06/04/2023	34,10	28,45	24,49	100,00	88,01	64,41
GERAL	35,43	28,68	23,91	100,00	89,42	56,54

Anexo 2. Temperaturas e umidades máximas, médias e mínimas registradas durante os 100 dias (14 semanas) de duração do experimento na estufa intitulada de “quente”.

DATA	TEMPERATURA MÁXIMA (°C)	TEMPERATURA MÉDIA (°C)	TEMPERATURA MÍNIMA (°C)	UMIDADE MÁXIMA (%)	UMIDADE MÉDIA (%)	UMIDADE MÍNIMA (%)
28/12/2022	44,60	33,82	25,69	73,00	53,08	29,28
29/12/2022	44,64	33,88	25,64	67,87	50,58	28,30
30/12/2022	44,77	33,12	25,94	67,38	52,70	30,04
31/12/2022	45,09	33,66	26,01	71,10	52,53	28,65
01/01/2023	44,36	31,40	26,32	70,90	56,13	29,26
02/01/2023	44,97	31,57	25,26	65,23	51,93	26,61
03/01/2023	44,46	33,71	24,86	65,34	48,48	27,25
04/01/2023	45,04	34,22	26,67	68,16	51,80	29,92
05/01/2023	44,36	33,10	26,30	71,00	54,53	32,86
06/01/2023	42,09	30,78	26,55	70,30	60,61	37,39
07/01/2023	41,32	30,96	25,74	70,90	58,18	35,43
08/01/2023	43,51	30,73	25,69	68,25	56,77	32,06
09/01/2023	44,41	32,17	25,86	69,93	54,43	29,21
10/01/2023	39,54	31,48	25,98	71,00	56,25	35,82
11/01/2023	44,84	33,49	25,72	68,35	53,73	29,48
12/01/2023	44,93	31,62	26,01	73,20	58,47	32,12
13/01/2023	44,46	34,28	25,70	71,00	52,87	29,32
14/01/2023	44,44	34,74	26,32	73,70	53,06	30,13
15/01/2023	44,67	34,62	26,92	72,30	52,63	29,67
16/01/2023	44,55	34,69	26,25	71,50	49,68	26,46
17/01/2023	44,33	34,65	26,23	69,26	49,41	26,79
18/01/2023	44,47	34,44	26,31	68,70	50,04	28,15
19/01/2023	44,81	33,54	26,25	69,90	51,65	28,57
20/01/2023	43,52	32,94	26,26	69,68	52,48	31,75
21/01/2023	34,18	29,12	25,83	67,49	61,04	50,56
22/01/2023	45,00	33,07	25,71	67,53	53,03	29,90
23/01/2023	44,49	32,51	26,12	71,60	56,76	31,06
24/01/2023	44,53	32,01	26,03	73,40	58,96	32,46
25/01/2023	43,70	30,84	25,86	71,40	60,20	33,95
26/01/2023	43,16	31,56	25,75	71,90	57,01	31,73
27/01/2023	44,69	32,94	26,03	70,80	55,12	29,68
28/01/2023	44,35	34,38	25,85	72,40	52,68	29,40
29/01/2023	44,47	34,07	25,93	73,40	54,96	30,09
30/01/2023	44,89	34,32	26,07	72,50	52,89	29,06
31/01/2023	44,30	34,46	25,79	71,20	49,72	27,04
01/02/2023	44,57	34,51	25,83	68,40	49,73	27,32
02/02/2023	44,36	34,50	25,89	68,45	48,66	26,60
03/02/2023	44,48	34,53	25,81	65,09	47,11	27,27
04/02/2023	44,32	34,60	25,74	64,87	46,97	27,33
05/02/2023	44,61	34,49	26,52	67,55	51,12	29,95
06/02/2023	44,52	32,34	26,87	69,47	56,24	32,41
07/02/2023	44,73	32,72	25,91	70,70	54,47	30,07
08/02/2023	44,92	33,73	25,95	69,24	53,02	30,74
09/02/2023	44,63	33,70	25,76	69,83	51,40	29,47
10/02/2023	44,57	34,54	25,72	69,26	49,93	28,56
11/02/2023	44,85	34,63	26,06	70,40	50,33	27,51
12/02/2023	44,37	34,70	26,44	70,00	51,15	28,28
13/02/2023	44,54	34,95	26,59	69,59	50,93	29,16
14/02/2023	43,88	33,18	27,01	66,85	53,85	31,52
15/02/2023	44,55	33,66	27,18	71,10	55,69	31,01
16/02/2023	42,03	31,95	26,94	69,55	57,69	36,02
17/02/2023	44,65	32,96	26,43	73,00	57,39	31,47
18/02/2023	44,52	33,79	26,01	73,00	55,16	31,40
19/02/2023	44,26	33,36	26,20	71,50	53,85	30,04
20/02/2023	44,42	33,71	25,88	69,33	51,90	28,98
21/02/2023	44,31	33,88	26,00	71,30	52,62	29,24

22/02/2023	44,51	32,72	26,31	70,30	56,85	31,90
23/02/2023	44,31	33,22	25,99	72,10	53,46	28,58
24/02/2023	44,84	33,49	25,75	68,20	51,41	28,56
25/02/2023	44,64	33,67	25,75	67,33	51,18	28,78
26/02/2023	44,75	33,80	25,77	68,59	50,83	28,90
27/02/2023	44,69	33,63	25,76	68,59	51,88	29,49
28/02/2023	44,73	33,46	26,28	68,37	51,57	28,42
01/03/2023	44,78	33,65	25,94	69,49	52,20	29,18
02/03/2023	44,87	33,68	25,97	70,60	52,88	30,30
03/03/2023	44,71	33,87	26,16	70,40	52,25	29,07
04/03/2023	44,50	33,81	25,93	69,89	48,27	22,72
05/03/2023	44,56	33,74	25,70	65,15	45,41	21,48
06/03/2023	44,83	33,66	25,76	66,19	49,43	27,87
07/03/2023	44,53	33,46	25,94	67,06	52,29	29,75
08/03/2023	44,57	33,28	25,83	69,32	52,74	29,41
09/03/2023	44,87	33,18	25,83	70,40	53,20	30,54
10/03/2023	44,56	33,58	26,33	68,83	50,34	28,03
11/03/2023	44,43	33,51	25,82	66,48	48,93	25,88
12/03/2023	43,32	32,04	26,79	67,41	53,75	30,34
13/03/2023	44,52	32,69	25,71	66,94	51,06	27,70
14/03/2023	44,74	32,61	25,65	64,73	50,29	26,95
15/03/2023	43,21	32,23	25,78	66,91	52,85	31,61
16/03/2023	42,68	30,87	25,89	69,76	56,44	32,31
17/03/2023	42,35	30,03	24,66	66,21	57,54	33,26
18/03/2023	44,40	31,81	25,65	70,80	55,64	30,67
19/03/2023	44,89	33,01	25,72	69,95	52,24	27,22
20/03/2023	44,76	33,39	25,66	68,24	51,78	27,64
21/03/2023	44,70	33,52	25,92	69,44	50,77	27,75
22/03/2023	44,90	33,08	25,68	67,05	51,68	27,16
23/03/2023	44,83	32,71	26,17	69,36	52,99	28,61
24/03/2023	45,23	34,00	25,86	67,02	50,05	28,26
25/03/2023	44,52	33,94	25,74	65,17	49,07	26,55
26/03/2023	44,85	34,33	25,75	66,83	49,53	28,47
27/03/2023	45,03	33,83	25,87	67,42	51,07	28,22
28/03/2023	43,03	31,55	26,70	70,30	56,94	33,22
29/03/2023	45,02	33,43	25,56	66,64	51,85	29,01
30/03/2023	45,04	33,96	25,68	68,28	49,96	28,52
31/03/2023	45,07	33,69	25,06	63,45	46,88	25,92
01/04/2023	45,20	32,87	25,79	65,34	51,36	27,96
02/04/2023	42,22	30,69	25,98	70,40	55,85	33,54
03/04/2023	41,58	31,39	25,80	65,32	50,83	31,60
04/04/2023	44,04	32,28	24,46	64,04	49,15	27,41
05/04/2023	44,61	32,56	24,19	63,87	49,55	28,30
06/04/2023	40,60	31,76	25,68	66,75	47,98	26,55
GERAL	45,23	33,15	24,19	73,70	52,66	21,48

Anexo 3. Espécies da vegetação de Mata Atlântica do Parque Estadual de Mata das Flores, Castelo, Espírito Santo, região Sudeste do Brasil, seguida da família, abundância absoluta e a classificação das espécies em dominante, subordinada ou transiente (DST). Espécies com abundância > 100 foram consideradas dominantes, ≤ 100 e > 10 como subordinadas e ≤ 10 como transientes.

Espécie	Família	Abundância absoluta	DST
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	Euphorbiaceae	828	Dominante
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	Euphorbiaceae	420	Dominante
<i>Conchocarpus ruber</i> (A.St.Hil.) Bruniera & Groppo	Rutaceae	143	Dominante
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	32	Subordinada
<i>Capparidastrum frondosum</i> (Jacq.) Cornejo & Iltis	Capparaceae	28	Subordinada
<i>Erythrochiton brasiliensis</i> Nees & Mart.	Rutaceae	19	Subordinada
<i>Couratari macrosperma</i> A.C.Sm.	Lecythidaceae	17	Subordinada
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	Euphorbiaceae	17	Subordinada
<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg	Moraceae	16	Subordinada
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	15	Subordinada
<i>Alseis floribunda</i> Schott	Rubiaceae	13	Subordinada
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	Rutaceae	12	Subordinada
<i>Casearia souzae</i> R. Marquete & Mansano	Salicaceae	12	Subordinada
<i>Faramea oligantha</i> Müll.Arg.	Rubiaceae	12	Subordinada
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir.	Malvaceae	12	Subordinada
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	Moraceae	11	Subordinada
<i>Aphelandra blanchetiana</i> (Nees) Hook.	Acanthaceae	10	Transiente
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	9	Transiente
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & Wess. Boer	Moraceae	8	Transiente
<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	Sapotaceae	7	Transiente
<i>Adenocalymma bracteolatum</i> DC.	Bignoniaceae	7	Transiente
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhlm.) Carauta	Moraceae	5	Transiente
<i>Myrcia limae</i> G.M. Barroso & Peixoto	Myrtaceae	5	Transiente
<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg	Myrtaceae	5	Transiente
<i>Urbanodendron verrucosum</i> (Nees) Mez	Lauraceae	4	Transiente
<i>Eugenia pisiformis</i> Cambess.	Myrtaceae	4	Transiente
<i>Sarcaulus brasiliensis</i> (A.DC.) Eyma	Sapotaceae	4	Transiente

<i>Rauia resinosa</i> Nees & Mart.	Rutaceae	3	Transiente
<i>Faramea stipulacea</i> (Cham. & Schltld.) DC.	Rubiaceae	3	Transiente
<i>Clavija caloneura</i> Mart.	Primulaceae	3	Transiente
<i>Pausandra morisiana</i> (Casar.) Radlk.	Euphorbiaceae	3	Transiente
<i>Psychotria rhytidocarpa</i> Müll.Arg.	Rubiaceae	2	Transiente
<i>Marlierea regeliana</i> O. Berg	Myrtaceae	2	Transiente
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	2	Transiente
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Moraceae	2	Transiente
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	2	Transiente
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	2	Transiente
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	2	Transiente
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	Myristicaceae	1	Transiente
<i>Piper amalago</i> L.	Piperaceae	1	Transiente
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Piperaceae	1	Transiente
<i>Casearia espiritosantensis</i> R. Marquete & Mansano	Salicaceae	1	Transiente
<i>Simira viridiflora</i> (Allemão & Saldanha) Steyererm.	Rubiaceae	1	Transiente
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	Clusiaceae	1	Transiente
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	1	Transiente
<i>Cordia myrciifolia</i> (K. Schum.) C.H.Perss. & Delprete	Rubiaceae	1	Transiente
<i>Pouteria durlandii</i> (Standl.) Baehni	Sapotaceae	1	Transiente
<i>Pouteria filipes</i> Eyma	Sapotaceae	1	Transiente
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	1	Transiente
<i>Eugenia excelsa</i> O. Berg	Myrtaceae	1	Transiente
<i>Myrcia vellozoi</i> Mazine	Myrtaceae	1	Transiente
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	Myrtaceae	1	Transiente
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Lauraceae	1	Transiente
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	Bignoniaceae	1	Transiente
<i>Eugenia melanogyna</i> (D. Legrand) Sobral	Myrtaceae	1	Transiente

Anexo 4. Biologia das espécies *Senefeldera verticillata*, *Actinostemon verticillatus*, *Conchocarpus ruber*, *Erythrochiton brasiliensis*, *Pachystroma longifolium* e *Actinostemon concolor*. Informações adquiridas através da plataforma REFLOA (2024).

Espécie	Forma de vida	Descrição
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	Árvore	Caule: látex leitoso; sexualidade monoica. Folha: filotaxia alterna; tipo simples; pecíolo engrossado na extremidade; indumento pubérulo; glândula laminar na face abaxial. Inflorescência: bráctea com glândula pateliforme; cúmula feminina com 1 flor; cúmula masculina com 1 a 3 flores; tirso ramificado. Flor: disco ausente; estame 3; estilete 3/inteiro; ovário 3 carpelar; perianto monoclamídea. Fruto: tipo cápsula tricoca/septicida loculicida. Semente: forma globosa.
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	Arbusto	Folha: anisofilia ausente; catafilo inferior coriáceo; catafilo superior membranáceo; filotaxia pseudoverticilada; nervura catafilo inferior presente; nervura catafilo superior presente. Inflorescência: bráctea na cúmula pistilada presente; forma das glândulas na bráctea da cúmula discoide; inflorescência subtendida por bráctea presente; ramificação ausente; tipo de inflorescência racemo cimosa. Flor: forma da glândula na sépala pistilada ausente; perianto das flores pistilada monoclamídea; tricoma no ovário presente. Fruto: apêndice no fruto presente; forma dos apêndices no fruto delgado e agudo/tuberculado.
<i>Conchocarpus ruber</i> (A.St.Hil.) Bruniera & Groppo.	Arbusto, Árvore	Folha: ápice do pecíolo pouco dilatado; ápice das lâminas agudo/acuminado; filotaxia alterna; divisão da lâmina simples ou unifoliolada. Inflorescência: agrupamento solitária; bráctea foliácea sempre verde ausente; comprimento curta geralmente até 5 cm/alongada geralmente maior que 7 cm; posição entre os ramos com folha; ramificação laxamente ramificada. Flor: sépala persistente; número de estame fértil 2 ou raramente 3/5; simetria

		da corola zigomorfa; cor da corola rósea/lilás; antera livre; indumento das anteras pubescentes; ovário glabro/pubescente; estilete conato. Fruto: ápice arredondado.
<i>Erythrochiton brasiliensis</i> Nees & Mart.	Arbusto	Inflorescência: pedúnculo contorno anguloso. Flor: cálice cor vermelho ou róseo; cálice divisão fendido após antese; cálice indumento face interna glabro ou pubescente no ápice; corola indumento externamente glabra; estame número 5.
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	Árvore	Possui de 5-15m de altura; ramos glabros, com látex leitoso abundante; ramos com cicatrizes das folhas. Folhas alternas, simples, glabras, oblanceoladas a elípticas, 3,5-27 x 1,5-7cm, peninérveas, concolores a discolores; limbo coriáceo, sem glândulas; base atenuada; ápice arredondado a cuneado; margem aculeado-denteada; nervuras secundárias craspedódromas; pecíolo sem glândulas, 0,5-2,5cm de comprimento, triangular e levemente sulcado, glabro; estípulas precocemente caducas. Inflorescência: pedúnculo 1cm de comprimento; címulas femininas: brácteas 4-6 x 5-8mm, glandulares, glabras, margem inteira; címulas masculinas: brácteas masculinas largo-elípticas, 1-1,5x1-2mm, sem glândulas, glabras. Címulas masculinas com 2-5 flores; flor masculina glabra, 1,5-4 x 1-1,5 mm; subséssil, pedicelo 0,5-1mm de comprimento; cálice completamente fundido no botão, 3-lobado na porção apical, glabro, sem glândulas; estames três, conatos; filetes fundidos em uma coluna; anteras basifixas, extrorsas, deiscência rimosa. Címulas femininas com 1-3 flores; flor feminina glabra, sem glândulas, 0,5-0,8 x 1,2-1,5cm, subséssil; pedicelo 0,5-1,5mm de comprimento; cálice basalmente fundido e espessado, trilobado; corola 0; estilete único, 3-8mm de comprimento, glabro; estigma trífido, papiloso, até cerca de 5mm de comprimento; ovário glabro, trilocular; placentação basal.

		<p>Fruto cápsula, esquizocárpico, liso, ovado a quase esférico, 2,5-3,0 x 2,0-3,5cm; pedicelo acrescente, 2,5-10mm de comprimento, glabro, sem glândulas; cálice marcescente; estilete persistente; deiscência septicida-loculicida; carpóforo 1,2-1,8 x 1,0cm, piramidal. Sementes três por fruto, glabras, rugosas, ovadas, 1,0-1,5 x 1,0-1,4cm, pintalgadas, com pequena depressão na região basal, sem carúncula.</p>
<p><i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.</p>	<p>Arbusto, Árvore</p>	<p>Folha: anisofilia ausente; catafilo inferior coriáceo; catafilo superior membranáceo; filotaxia alterna; nervura catafilo inferior ausente; nervura catafilo superior ausente. Inflorescência: bráctea na cúpula pistilada presente; forma das glândulas na bráctea da cúpula globosa/estipitada; inflorescência subtendida por bráctea ausente; ramificação ausente; tipo de inflorescência racemo cimosa. Flor: forma das glândulas na sépala pistilada ausente; perianto das flores pistilada aclamídea; tricoma no ovário ausente. Fruto: apêndice no fruto ausente; forma dos apêndices no fruto ausente.</p>