

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal

Cristiane Coelho de Moura

**ASPECTOS ECOLÓGICOS DE *Richeria grandis* Vahl. E SEU DESEMPENHO
NA RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS ÚMIDOS**

Diamantina, MG

2022

Cristiane Coelho de Moura

**ASPECTOS ECOLÓGICOS DE *Richeria grandis* Vahl. E SEU DESEMPENHO
NA RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS ÚMIDOS**

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como requisito para obtenção do título de Doutora.

Orientador: Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado

Diamantina, MG

2022

Catálogo na fonte - Sisbi/UFVJM

C672a Coelho de Moura, Cristiane
2022 ASPECTOS ECOLÓGICOS DE *Richeria grandis* Vahl. E SEU
DESEMPENHO NA RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS ÚMIDOS [manuscrito]
/ Cristiane Coelho de Moura. -- Diamantina, 2022.
211 p. : il.

Orientador: Prof. Evandro Luiz Mendonça Machado.

Tese (Doutorado em Ciência Florestal) -- Universidade
Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Programa de Pós-
Graduação em Ciência Florestal, Diamantina, 2022.

1. Padrão espacial arbóreo em ecossistema úmido. 2.
Fenologia reprodutiva e vegetativa. 3. Ecofisiologia,
produção e classificação de fitólitos. 4. Restauração de
áreas úmidas degradadas pelo derramamento de rejeito da
extração de minério de ferro. 5. Restauração de ecossistemas
úmidos degradados por incêndios severos. I. Mendonça Machado,
Evandro Luiz . II. Universidade Federal dos Vales do
Jequitinhonha e Mucuri. III. Título.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

CRISTIANE COELHO MOURA

ASPECTOS ECOLÓGICOS DE RICHERIA GRANDIS VAHL. E SEU DESEMPENHO NA RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS ÚMIDOS

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em **Ciência Florestal** da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, **nível de Doutorado**, como requisito parcial para obtenção do título de **Doutora em Ciência Florestal**.

Orientador: Prof. **Evandro Luiz Mendonça Machado**

Data de aprovação 17/01/2022.

Anne Priscila Dias Gonzaga (UFVJM)

Darlina da Costa Fonseca (UFVJM)

Jaçanan Eloisa de Freitas Milani (UFMT)

Gislene Carvalho de Castro (UFSJ)

Evandro Luiz Mendonça Machado (UFVJM)
Orientado



Documento assinado eletronicamente por **Anne Priscila Dias Gonzaga, Docente**, em 20/01/2022, às 18:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jaçanan Eloisa de Freitas Milani, Usuário Externo**, em 21/01/2022, às 09:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gislene Carvalho de Castro, Usuário Externo**, em 24/01/2022, às 16:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Darlina da Costa Fonseca, servidor (a)**, em 25/01/2022, às 19:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Evandro Luiz Mendonça Machado, Docente**, em 26/01/2022, às 08:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufvjm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0579405** e o código CRC **8E067260**.

AGRADECIMENTOS

Os capítulos desta Tese em formato introdutório, metodológico, os resultados, discussões e devidas conclusões, não refletem o que de fato aconteceu. A falta de incentivo e apoio à ciência, bem como sua descredibilidade evidenciada nos últimos tempos, a pandemia da Covid-19, o isolamento social, o ter que reaprender a viver em meio a diversas tristezas e dificuldades, seja financeiro, de saúde, moral e ética, ainda em sinergia, nos colocou à prova da angústia, das incertezas, das dúvidas e também da ansiedade. Ainda assim, nunca desistimos. E para isso eu pude contar com o apoio da família, de pesquisadores, instituições, profissionais e amigos. Sem vocês posso dizer que seria impossível.

Não há dúvidas que o excelso Deus, inefável, presença constante em minha vida, abençoou e fortaleceu a minha vontade em momentos de descrença. Sem Ele, nada aconteceria. Àquele que conhece minha estrada e sabe exatamente o meu futuro, “sem Ti Senhor, o agora não seria”, jamais hesitarei em Ti procurar. Meu Bom Deus, obrigada pela proteção até aqui e peço que sempre me guie, me guarde, governe e ilumine.

Aos meus pais, Cláudia Lucia Lopes Coelho e Jovani Márcio Coelho de Moura, eu dedico esta conquista. Responsáveis pela minha existência e por me criar, educar, proteger e direcionar sempre para os estudos. Meus amados pais, espelhos de vida e inspiração dos meus sonhos, meu amor e gratidão por vocês são imensuráveis.

Aos meus irmãos, Jovani, Patrícia e Luciana. Obrigada por serem quem são e me ensinarem o significado das palavras: divisão e partilha. Ao meu irmão mais velho, pelo ensino de saber respeitar o meu momento de voz, a minha irmã Patrícia, por trazer o meu maior amor, Davi Miguel, meu afilhado mais adorado, que me traz paz, alegrias e carinho. Um anjo candura na terra. Entre um parágrafo e outro, ele sempre vem escrever por cima de todas as minhas anotações importantes. E minha irmã, Luciana, também referida como Prof^a. Luciana C. Moura, que compartilhou de seus conhecimentos pretéritos e me fez acreditar que eu também conseguiria. Ainda, me presenteou com mais um anjo candura na terra, a Kira, que vem para somar o meu amor.

A vida são sempre ciclos, pessoas ainda presentes na terra, de extrema importância, e outras, que já encerraram seu ciclo aqui, mas que deixou marcas inesquecíveis. E o mais glorioso que, mesmo com a dor da partida e a saudade diária, sua presença, seu amor e seus conselhos permanecem presentes e digo ainda, parece ser eterno. Esta conquista também é para minha vizinha amada, Corália Lopes Rocha, que, sobre a minha fé, tenho

certeza que está vibrando e emocionada lá no céu! E junto com Deus, Nossa Senhora e Divino Espírito Santo, estão me protegendo e guiando para os melhores caminhos.

Foram 11 anos de construções de conhecimentos e pesquisas na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). Instituição pública responsável por todo o meu progresso profissional. Com o maior orgulho, digo que sou graduada e pós-graduada. Muito obrigada UFVJM!

Ao departamento de Engenharia Florestal e ao Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal, bem como o colegiado, indispensável para a conclusão de todas as etapas profissionais, eu agradeço.

Agradeço também às agências de fomento: O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Ainda, agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio financeiro e incentivo às pesquisas durante toda a minha graduação e mestrado.

Ainda, na área de Ecologia os trabalhos são sempre em conjunto. Não há possibilidade de fazer um trabalho deste e também de outros paralelos junto à Tese, sem a ajuda de inúmeros pesquisadores, que aqui, me refiro aos amigos.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Evandro L. M. Machado, que me acolheu em 2011 e aceitou me orientar desde iniciações científicas, projetos de pesquisas, mestrado e agora, doutorado. Realmente me faltam palavras para agradecer tamanho empenho. Aqui vos fala uma pessoa que tem extrema admiração, confiança, amizade e gratidão.

A universidade também, além de ensino, pesquisa e extensão, fornece a oportunidade para fazermos vários vínculos, que sem ela, não seria possível. Agradeço aqui, a Thaís R. Costa, que me acompanhou a todo o momento. Minha parceira profissional, grande amiga e cúmplice de muitas coisas certas e erradas desde a graduação que jamais serão esquecidas. Obrigada pela ajuda infinita, pelas aventuras (muitas vezes perigosas e indigestas) nos Capões e pelas trilhas, pelo aprendizado e pela injeção de ânimo em todos os trabalhos. À Darliana C. Fonseca, que me ensinou inúmeros procedimentos de campo e me colocou no universo da ecologia, o qual eu me apaixonei e decidi permanecer. À Simone N. Fonseca, que, de analista ambiental no ICMBio, se tornou uma grande parceira de campo e amiga! Ainda, agradeço aos meus amigos, Paula A. Oliveira e Leovandes S. Soares, sem eles o campo não teria o mesmo rendimento.

Agradeço aos funcionários do departamento da Eng. Florestal e de outros departamentos que, com seus trabalhos ímpares, me proporcionaram todos os conhecimentos e possibilidades para a realização de diversas pesquisas, em especial a Fábio Francisco Mendes, Múcio M. M. Farnezi, Armando P. Costa Júnior, Cássia Michelle Cabral e Abraão Jose S. Viana, exímios profissionais, obrigada pela disponibilidade imediata e pela boa vontade de sempre.

Aos professores, em especial ao Prof. Israel M. Pereira, Prof. Márcio L. R. Oliveira e Prof^a. Miranda Titon, o meu agradecimento pela presença contínua e ajuda que, muito mais que exemplos ímpares de educadores, me deram toda a base de ética, respeito e compromisso.

À banca examinadora da defesa desta Tese, Prof^a. Dra. Anne Priscilla Dias Gonzaga, Dra. Darliana da Costa Fonseca, Prof^a. Dra. Gislene Carvalho de Castro e Prof^a. Dra. Jaçanan Eloisa de Freitas Milani, pelo pronto aceite em participar e, já antecipando, pelas valiosas sugestões e correções sobre o trabalho apresentado.

Em especial, agradeço ao ICMBio, responsável pela unidade de preservação (UC) de proteção integral, Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), ao IEF, instituição estadual responsável pela UC de proteção integral, Parque Estadual do Biribiri (PEBi), e à empresa *AngloAmerican* Brasil, Conceição do Mato Dentro, MG, pelo apoio, prontidão e disponibilidade para contribuir nesta pesquisa em vários aspectos.

A todos os funcionários do PNSV, pela disponibilidade, auxílio e amparo na execução de todo trabalho de campo, em especial aos analistas ambientais: Simone N. Fonseca, Paula L. Ferreira, Márcio Lucca e Daniel R. M. Borges, e aos brigadistas Aenderson (Endi), Eymard (Madi) e Luiz Fernando.

À todos os meus amigos: os velhos, os novos que, sem citar nomes, sabem a importância que tem na minha vida, vocês são fundamentais!

RESUMO

Estudos sobre a ecologia de espécies autóctones de ambientes ripários conspícuos e características que conferem a estas a tolerância ou resistência a possíveis estresses ambientais, estão cada vez mais solicitados para melhoria de projetos de conservação e restauração, fundamentados nas preocupações ambientais atuais. Este estudo foi dividido em cinco pesquisas científicas relacionadas às características ecológicas de *Richeria grandis* Vahl., espécie arbórea dioica, em seu habitat natural (*i. e.*, Capões de Mata), contidas nos capítulos 1, 2 e 3, e ao desenvolvimento desta espécie em substratos oriundos de agentes causadores de degradação ambiental (*i. e.*, rejeito de minério de ferro e incêndios indiscriminados), contidas no capítulo 4 e 5. Os três primeiros capítulos englobam estudos relacionados ao padrão espacial das populações de *R. grandis*, suas interações, a identificação de possíveis variáveis ambientais e topográficas que favorecem e/ou determinam a presença desta espécie em locais específicos, à fenologia reprodutiva e vegetativa, além das possíveis diferenças entre os sexos e períodos sazonais na alocação de recursos e sua ecofisiologia. Ainda, analisamos a capacidade desta espécie em produzir fitólitos, que conferem tolerância e resistência a possíveis estresses ambientais. As pesquisas contidas nos capítulos 1, 2 e 3 desta Tese foram realizadas em dois Capões de Mata preservados contidos em duas unidades de conservação de proteção integral: Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) e Parque Estadual do Biribiri (PEBi), localizados na Serra do Espinhaço Meridional, região reconhecida como Reserva da Biosfera. E, as pesquisas apresentadas nos capítulos 4 e 5 foram realizadas em viveiros de produção mudas da companhia Anglo American Minério de Ferro e do Centro Integrado de Propagação de Espécies Florestais (CIPEF/UFVJM), respectivamente. Os resultados sobre os aspectos ecológicos mostraram que as populações de *R. grandis* avaliadas apresentaram-se hiperabundantes nos dois Capões, com desproporcionalidade na frequência entre os sexos, e equilibradas, o que reflete regeneração contínua dos indivíduos. O padrão espacial, em geral, foi agrupado independente da escala de distância analisada e do sexo. Indivíduos de *R. grandis* encontraram-se com uma interação repulsiva ou completa independência espacial entre os sexos, a depender do intervalo de distância analisado. De todos os fatores geradores destes padrões espaciais encontrados nos dois Capões, a distribuição da elevada umidade foi o que mais influenciou a maneira como *R. grandis* se distribui nos Capões. *R. grandis* apresentou floração por um período de 5 a 6 meses anual, regular, sincrônica entre os sexos e alta sazonalidade. A produção de frutos mostrou-se como supra-anual caracterizada pela variação de anos com alta e baixa produção. Além disso, o

hábito vegetativo apresentou-se como sempre verde. Em relação à ecofisiologia, não foram observadas diferenças entre os sexos e os períodos sazonais no que diz respeito à turgescência celular, biomassa seca foliar e variáveis ecofisiológicas. Observou-se que esta espécie possui baixa plasticidade ecofisiológica e permaneceu sob níveis ótimos fisiológicos, demonstrou ausência de estresses ambientais, e foi caracterizada por ser alta produtora de fitólitos em Capões de Mata, característica esta que pode atenuar possíveis estresses ambientais. *R. grandis* além de ter sido capaz de sobreviver em rejeito de minério de ferro, produziu alta quantidade de fitólitos. Assim, mostrou-se eficiente e com um grande potencial para ser utilizada em projetos de restauração de áreas ripárias degradadas pelo derramamento de rejeito minério de ferro. Ainda, esta espécie possui capacidade de desenvolver-se em organossolos que foram degradados pelo fogo durante anos, e as características físicas e químicas dos organossolos pós-fogo não fornecem impedimentos para o seu desenvolvimento.

Palavras-chave: Ecofisiologia. Fenologia. Fogo. Geoestatística. K de Ripley. Padrão espacial.
Rejeito de Minério de Ferro.

ABSTRACT

Studies on the ecology of native species from conspicuous riparian environments and characteristics that give them tolerance or resistance to possible environmental stresses are increasingly required to improve conservation and restoration projects, based on current environmental concerns. This study was divided into five scientific studies related to the ecological characteristics of *Richeria grandis* Vahl., a dioecious tree species, in its natural habitat (*i. e.*, Capões de Mata), contained in chapters 1, 2 and 3, and to the development of this species in substrates from agents that cause environmental degradation (ie, iron ore tailings and indiscriminate fires), contained in chapters 4 and 5. The first three chapters include studies related to the spatial pattern of *R. grandis* populations, their interactions, the identification of possible environmental and topographic variables that favor and/or determine the presence of this species in specific locations, the reproductive and vegetative phenology, in addition to the possible differences between sexes and seasonal periods in the allocation of resources and their ecophysiology. Furthermore, we analyzed the ability of this species to produce phytoliths, which confer tolerance and resistance to possible environmental stresses. The researches contained in chapters 1, 2 and 3 of this Thesis were carried out in two preserved Capões de Mata contained in two integral protection conservation units: Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) and Parque Estadual do Biribiri (PEBi), located in the Serra do Espinhaço Meridional, region recognized as a Biosphere Reserve. And, the research presented in chapters 4 and 5 were carried out in seedling production nurseries of the Anglo American Iron Ore Company and the Integrated Center for Propagation of Forest Species (CIPEF/UFVJM), respectively. The results on the ecological aspects showed that the populations of *R. grandis* evaluated were hyperabundant in both Capões, with disproportional frequency between the sexes, and balanced, which reflects continuous regeneration of individuals. The spatial pattern, in general, was grouped independently of the analyzed distance scale and gender. Individuals of *R. grandis* found themselves with a repulsive interaction or complete spatial independence between the sexes, depending on the distance range analyzed. Of all the factors that generated these spatial patterns found in the two Capões, the distribution of high humidity was the one that most influenced the way *R. grandis* is distributed in the Capões. *R. grandis* flowered for a period of 5 to 6 months, annual, regular, synchronous between sexes and high seasonality. Fruit production was shown to be supra-annual characterized by the variation of years with high and low production. In addition, the vegetative habit was always green. Regarding ecophysiology, no differences

were observed between sexes and seasonal periods with regard to cell turgidity, leaf dry biomass and ecophysiological variables. It was observed that this species has low ecophysiological plasticity and remained under optimal physiological levels, showed the absence of environmental stresses, and was characterized by being a high producer of phytoliths in Capões de Mata, a characteristic that can attenuate possible environmental stresses. *R. grandis*, in addition to being able to survive in iron ore tailings, produced a high amount of phytoliths. Thus, it proved to be efficient and with great potential to be used in projects to restore riparian areas degraded by the spill of iron ore tailings. Furthermore, this species has the capacity to develop in organosols that have been degraded by fire for years, and the physical and chemical characteristics of post-fire organosols do not impede its development.

Keywords: Ecophysiology. Fire. Geostatistics. Iron Ore Tailings. Phenology. Ripley's K. Spatial pattern.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
CAPÍTULO I - A ESTRUTURA E PADRÃO ESPACIAL DE UMA ESPÉCIE AUTÓCTONE EM ILHAS FLORESTAIS INUNDÁVEIS SÃO DETERMINADOS POR FATORES EDÁFICOS?	25
RESUMO	25
ABSTRACT	27
1 INTRODUÇÃO	29
2 MATERIAIS E MÉTODOS	33
2.1 Caracterização das áreas de estudo.....	33
2.2 Material botânico.....	35
2.3 Coleta de dados.....	35
2.4 Análise de dados.....	36
3 RESULTADOS	39
3.1 Estrutura populacional.....	39
3.2 Padrão espacial das populações de <i>R. grandis</i>	41
3.3 Modelagem geoespacial e interpolação das variáveis ambientais.....	44
4 DISCUSSÃO	47
4.1 Estrutura populacional.....	47
4.2 Padrão espacial das populações de <i>R. grandis</i>	48
4.3 Modelagem geoespacial e interpolação das variáveis ambientais.....	51
5 CONCLUSÃO	55
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57
CAPÍTULO II - FENOLOGIA DE <i>Richeria grandis</i> - ESPÉCIE DIOICA COM DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA AMPLA E UMA ESPECIFICIDADE AMBIENTAL ÚNICA	63
RESUMO	63
ABSTRACT	65
1 INTRODUÇÃO	67
2 MATERIAIS E MÉTODOS	69
2.1 Espécie estudada.....	69
2.2 Áreas do estudo.....	69
2.3 Material botânico.....	73
2.4 Coleta de dados.....	74
2.5 Análise de dados.....	75
3 RESULTADOS	79
3.1 Fenologia reprodutiva.....	79
3.2 Fenologia vegetativa.....	84
4 DISCUSSÃO	91
4.1 Fenologia Reprodutiva.....	91
4.2 Fenologia Vegetativa.....	95
5 CONCLUSÃO	97
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99

CAPÍTULO III - CONSERVADORISMO DE NICHOS CLIMÁTICO EM POPULAÇÕES DE UMA ESPÉCIE AUTÓCTONE HIPERABUNDANTE EM ILHAS FLORESTAIS INUNDADAS 107

RESUMO	107
ABSTRACT	109
1 INTRODUÇÃO	111
2 MATERIAIS E MÉTODOS	113
2.1 Caracterização das áreas de estudo	113
2.2 Espécie estudada	116
2.3 Coleta de dados	118
2.4 Análise de dados	120
3 RESULTADOS	123
4 DISCUSSÃO	133
5 CONCLUSÃO	139
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	141

CAPÍTULO IV - É POSSÍVEL DESENVOLVER UMA ESPÉCIE TÍPICA DE AMBIENTES RIPÁRIOS EM REJEITOS DA EXTRAÇÃO DE MINÉRIO DE FERRO? 147

RESUMO	147
ABSTRACT	149
1 INTRODUÇÃO	151
2 MATERIAIS E MÉTODOS	153
3 RESULTADOS	157
4 DISCUSSÃO	163
4.1 Atributos físico-químicos dos substratos	163
4.2 Produção de fitólitos em mudas de <i>R. grandis</i>	164
5 CONCLUSÃO	167
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	169

CAPÍTULO V - A DEGRADAÇÃO DE ORGANOSSOLOS POR INCÊNDIOS SUCESSIVOS AFETA O ESTABELECIMENTO DE UMA ESPÉCIE ARBÓREA AUTÓCTONE HIGRÓFILA? 175

RESUMO	175
ABSTRACT	177
1 INTRODUÇÃO	179
2 MATERIAIS E MÉTODOS	181
2.1 Caracterização e localização das áreas de estudo	181
2.2 Caracterizações químicas e físicas dos solos dos sítios	185
2.3 Testes de vigor das sementes de <i>R. grandis</i>	185
2.4 Desenvolvimento inicial de <i>R. grandis</i> em casa de vegetação.....	186
2.5 Análises estatísticas.....	187
3 RESULTADOS	189
4 DISCUSSÃO	197
5 CONCLUSÃO	203
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	205

CONCLUSÃO GERAL 211

INTRODUÇÃO GERAL

Estudos aprofundados sobre a ecologia de espécies autóctones de ambientes ripários conspícuos, em paisagens com elevada heterogeneidade ambiental (*i. e.*, mosaico “*floresta-campo*”), como os Capões de Mata (GONZAGA; MACHADO, 2021), estão cada vez mais solicitados para melhoria de projetos ambientais (*e. g.*, incremento de diversidade funcional).

Esta melhoria está fundamentada nas preocupações ambientais atuais (*e. g.*, IPCC, 2021) e consequente demanda para preservação, conservação e restauração de ambientes naturais, devido às várias ameaças à qualidade de vida e produtividade socioeconômica, além da perda de resiliência dos ambientes naturais perturbados em sua maioria por ações antrópicas diretas e indiretas (*e. g.*, uso inadequado do solo, ausência de práticas conservacionistas, exploração de recursos não renováveis indiscriminado, desmatamentos), em especial as queimadas, nestas formações (FLORES *et al.*, 2021).

O termo “Capão de Mata”, que será utilizado ao longo desta Tese, designa Ilhas Naturais de Florestas Estacionais Inundáveis, protegidas por legislação Federal vigente (*vide*, Lei. nº12.651 – 2012, Novo Código Florestal). Os Capões de Mata estão distribuídos na paisagem onde o lençol freático encontra-se próximo à superfície e são determinados pelo relevo e características edafoclimáticas, com uma transição abrupta para formações campestres ou savânicas (GONZAGA; MACHADO, 2021).

Estes Capões são formados por populações arbóreas adaptadas a solos hidromórficos, distróficos, com elevado Al^{3+} disponível em sua forma trocável, desenvolvidas em solos pouco intemperizados (*e. g.*, Gleissolos e Neossolos) e, ou, com uma extensa camada de matéria orgânica mal decomposta (*i. e.*, Organossolos) uma vez que os microrganismos decompositores encontram um ambiente desfavorável (*e. g.*, locais inundáveis, com pouca oxigenação e pH extremamente ácido) para promover a adequada ciclagem e fluxo contínuo de nutrientes neste ecossistema.

Espécies autóctones desta fitocenose precisam ser consideradas em projetos de conservação e, ou restauração visto que são espécies capazes de suportarem o estresse causado pela anoxia, baixa fertilidade e excesso de nutrientes fitotóxicos. No entanto, a maioria dos estudos sobre comunidades de Capões estão publicados apenas para ressaltar a elevada diversidade tradicional, ou seja, riqueza, frequência e abundância das espécies e seu respectivo valor de importância (*vide*, RIBEIRO, 1998; SAMPAIO, WALTER, FELFILI, 2000; SILVA JÚNIOR, 2001; GUARINO; WALTER, 2005), e as características intrínsecas,

bem como o potencial ecológico e funcional destas espécies, muitas vezes é despercebido. Neste sentido, ao longo de anos de pesquisas, optamos por desvendar as características silviculturais e ecológicas de *Richeria grandis* Vahl. e seu potencial para ser considerada na restauração de áreas degradadas.

A escolha desta espécie arbórea dioica, em especial, justifica-se pela sua hiperabundância nesta fitocenose (FONTES *et al.*, 2015; COSTA *et al.*, 2021; MOURA *et al.*, 2021), além de estar entre as sete que contribuem com 85% da entrada vertical de serapilheira em florestas ripárias (REZENDE *et al.*, 2019). Em específico, *R. grandis* é responsável por contribuir com mais de 45% da biomassa da serapilheira, determinante para o funcionamento destes ecossistemas (CALDERÓN *et al.*, 2019), e no ciclo de nutrientes biogeoquímico global (REZENDE *et al.*, 2018). É uma espécie autóctone, que domina tanto o dossel quanto os exemplares regenerantes deste ecossistema, com distribuição geográfica ampla (*i. e.*, ocorrência desde a América Central ao nordeste da Argentina, distribuída em todos os domínios fitogeográficos brasileiros), e uma especificidade ambiental única (*i. e.*, exclusiva e indicadora de ecossistemas úmidos) (RABINOWITZ, 1981).

A figura 1, em formato de fluxograma, descreve a trajetória das pesquisas realizadas até o presente ano, que engloba os capítulos desta tese. *R. grandis* foi notada como a espécie de maior valor de importância em 22 Capões de Mata da Serra do Espinhaço Meridional (*vide*, COSTA, 2017; MOURA *et al.*, 2021; COSTA *et al.*, 2021) (FIG 1). Neste sentido, pesquisas direcionadas para as características silviculturais desta espécie foram contempladas na dissertação de Moura (2017), onde são encontradas informações sobre a morfo-fisiologia de frutos, sementes e plântulas (MOURA *et al.*, 2020a), produção e qualidade de mudas em diferentes substratos (MOURA *et al.*, 2020c) e capacidade de propagação vegetativa da mesma (MOURA *et al.*, 2020b) (FIG1).

Ainda, outros estudos da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), indicaram *R. grandis* como uma espécie que consegue rizodegradar, a partir de associações com microrganismos do solo, resíduos de herbicidas lixiviáveis (AGUIAR *et al.*, 2018; AGUIAR, 2019).

Figura 1 – Fluxograma das pesquisas realizadas na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, até o presente ano (2021). Engloba artigos publicados em periódicos nacionais e internacionais (Primeira e Segunda etapa), e os capítulos desta tese (Terceira etapa)



Esta tese contempla estudos direcionados aos fundamentos ecológicos de *R. grandis* em área de ocorrência natural (*i. e.*, Capítulo 1, 2 e 3), e ao potencial uso desta espécie em projetos de restauração de ecossistemas úmidos (*i. e.*, Capítulo 4 e 5). Neste sentido, o capítulo 1 buscou compreender o padrão espacial das populações de *R. grandis* em dois Capões de Mata, identificar interações entre indivíduos masculinos e femininos desta espécie e avaliar a relação de dependência espacial, além de identificar possíveis variáveis ambientais e de relevo que favorecem e/ou determinam a presença da espécie em locais determinados. No capítulo 2 são encontradas as informações referentes à fenologia reprodutiva e vegetativa desta espécie. E, no capítulo 3 procuramos responder se existem diferenças entre os sexos e períodos sazonais na alocação de recursos e na ecofisiologia, se ocorre variação na ecofisiologia em diferentes períodos sazonais e em Capões diferentes e se *R. grandis* permanece alta produtora de fitólitos em seu hábitat natural.

No capítulo 4 procuramos responder se é possível desenvolver *R. grandis*, a partir da avaliação da sobrevivência e desenvolvimento de mudas, em rejeitos de minério de ferro. Além disso, a pesquisa propôs inferir sobre a tolerância ao estresse desta espécie por meio da produção de fitólitos. E, o capítulo 5 visa responder as seguintes perguntas: qual o efeito dos incêndios sucessivos nas características físicas e químicas de organossolos em ecossistemas alagados? As alterações nos organossolos por incêndios sucessivos influenciam na sobrevivência, crescimento e ecofisiologia de *R. grandis*? É possível estabelecer *R. grandis*, espécie típica e exclusiva destes Capões, em organossolos degradados por incêndios sucessivos?

Desta forma, os resultados e suas discussões contidas nesta tese buscaram elucidar a autoecologia e as características que determinam o crescimento e estabelecimento de *R. grandis* em seu hábitat natural, bem como a compreensão da funcionalidade desta espécie em ambientes degradados. Assim, espera-se que estas pesquisas possam contribuir para a compreensão dos processos de manutenção, conservação e restauração destas formações tão sensíveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, L. M.; SANTOS, J. B.; FERREIRA, E. A.; CABRAL, C. M.; PEREIRA, I. M.; BARROSO, G. M.; SANTOS, N. M. C. Physiological characteristics of trees recommended for the phytoremediation of soils contaminated with herbicides. **Planta Daninha**, v.36, p.1-9, 2018. Doi: 10.1590/S0100-83582018360100114
- AGUIAR, Luciana Monteiro. **Perfil da comunidade microbiana do solo e rizodegradação por espécies arbóreas de sítios com resíduos de herbicidas lixiviáveis**. 94f. 2019. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. 2019. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/2081>
- BGCI – Botanic Gardens Conservation International. **State of the World's Trees**. 2021. 56p. Disponível em: <https://www.bgci.org/>. Acesso em Dezembro de 2021
- COSTA, T. R.; MOURA, C. C.; MACHADO, E. L. M.; GONZAGA, A. P. D. Flora arbórea de Capões na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. **Revista Espinhaço**, v.10, n.1, p.1-14, 2021. Doi: 10.5281/zenodo.5104405
- COSTA, Thaís Ribeiro Costa. **Análise-florístico estrutural, relação vegetação-ambiente e transição floresta-campo das Matas de Galeria do Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), MG**. 136f. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. 2017. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/1744>
- FLORES, B. M.; DECHOUM, M. S.; SCHMIDT, I. B.; HIROTA, M.; ABRAHÃO, A.; VERONA, L.; OLIVEIRA, R. S. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. **Journal of Applied Ecology**, v.58, n.2, p.419-430, 2021. Doi: 10.1111/1365-2664.13794.
- GONZAGA, A. P. D.; MACHADO, E. L. M. Paisagens e vegetação da região do Espinhaço Meridional. **Regnella Scientia**, v.7, n.4, p.162-187, 2021.
- GUARINO, E. D. S. G.; WALTER, B. M. T. Fitossociologia de dois trechos inundáveis de Matas de Galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, p.431-442, 2005. Doi: 10.1590/S0102-33062005000300003
- IPCC – Intergovernmental panel on Climate Chang. Climate Chang. The physical Science Basis. **Working Group I contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. 2021. 3949p. Disponível em: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report_smaller.pdf. Acesso em Dezembro de 2021.
- MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Morpho-physiological classification of seeds and morphology of fruits and seedlings of *Richeria grandis*. **Rodriguésia**, v.71, p.e02732018, 2020a, Doi: 10.1590/2175-7860202071098

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; MOURA, L. C.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Vegetative propagation of *Richeria grandis* Vahl. by mini-cutting. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.15, n.4, p.1-8, 2020b. Doi: 10.5039 / agraria.v15i4a7930

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; OLIVEIRA, P. A.; BUENO, M.; MACHADO, E. L. M. Modelo preditivo do potencial de distribuição geográfica da espécie *Richeria grandis* Vahl. no estado de Minas Gerais e sua relação com as flutuações climáticas do quaternário. **Enciclopédia Biosfera**, v.14, n.25, p. 911-923, 2017.

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; OLIVEIRA, P. A.; FONSECA, D. C.; MACHADO, E. L. M. Como é a estrutura e a diversidade *alpha* e *beta* de Matas de Galeria inundáveis? **Diversitas Journal**, v.6, n.2, p.1920-1945, 2021. Doi: 10.17648/diversitas-journal-v6i2-1496

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; OLIVEIRA, P. A.; MOURA, L. C.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Different substrates and protected environments for the initial development of *Richeria grandis* Vahl seedlings. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.15, n.3, p.1-8, 2020c. Doi: 10.5039 / agraria.v15i3a7890

MOURA, Cristiane Coelho. **Propagação da *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae)**. 91f. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. 2017. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/1597>

RIBEIRO, J. F. **Cerrado: Matas de Galeria**. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1998. 164p.

SAMPAIO, A. B.; WALTER, B. M. T.; FELFILI, J. M. Diversidade e distribuição de espécies arbóreas em duas Matas de Galeria na micro-bacia do Riacho Fundo, Distrito Federal. **Acta Botanica Brasilica**, v.14, n.2, p.197-214, 2000. Doi: 10.1590/S0102-33062000000200008

SILVA JÚNIOR, M. C. D. Comparação entre Matas de Galeria no Distrito Federal e a efetividade do código florestal na proteção de sua diversidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica**, v.15, p.139-146, 2001. Doi: 10.1590/S0102-33062001000100014

CAPÍTULO I - A ESTRUTURA E PADRÃO ESPACIAL DE UMA ESPÉCIE AUTÓCTONE EM ILHAS FLORESTAIS INUNDÁVEIS SÃO DETERMINADOS POR FATORES EDÁFICOS?

RESUMO

O padrão espacial de populações arbóreas é uma questão-chave para estudos de ecologia florestal. Esta pesquisa objetivou estudar a estrutura, compreender o padrão espacial, identificar interações e dependência espacial entre indivíduos masculinos e femininos e as possíveis variáveis ambientais e topográficas que favorecem e/ou determinam a presença das populações de *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) em dois Capões de Mata. O estudo foi realizado, por meio de um inventário 100% e coletas sistemáticas das variáveis ambientais, em dois Capões inseridos em unidades de conservação de proteção integral, localizados na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. Utilizou-se para análise dos dados estruturais a estatística descritiva. Para determinar o padrão espacial e a dependência espacial foi utilizada a função K de Ripley, univariada e bivariada, respectivamente. Para a compreensão do padrão de ocorrência de *R. grandis* associadas com variáveis ambientais, foi realizada a sobreposição de imagens georreferenciadas. A interpolação espacial utilizada neste estudo foi pelo método da *Inverse Distance Weighting*. Populações de *R. grandis* apresentam-se hiperabundantes nos dois Capões, com desproporcionalidade na frequência entre os sexos, e equilibradas, o que reflete regeneração contínua dos indivíduos. *R. grandis* vivem agrupadas independente da escala de distância analisada e do sexo no Capão do Parque Nacional das Sempre-Vivas. Indivíduos do sexo masculino, no Capão localizado no Parque Estadual do Biribiri, vivem agrupados até uma escala de 55m, assumindo padrão aleatório após esta distância, enquanto que indivíduos femininos vivem agrupados considerando uma distância de até 20 m, e em escalas superiores, aleatória. Indivíduos de *R. grandis* encontram-se com uma interação repulsiva ou completa independência espacial entre os sexos, a depender do intervalo de distância analisado. De todos os fatores geradores destes padrões espaciais encontrados nos dois Capões, a distribuição da elevada umidade é o que mais influencia a maneira como *R. grandis* está distribuída nesta fitocenose.

Palavras-chave: Conservação. Distribuição espacial. Fundamentos Ecológicos. K de Ripley. *Richeria grandis*.

CHAPTER I - ARE THE SPACE STRUCTURE AND PATTERN OF AN INDIGENOUS SPECIES IN FLOODED FOREST ISLANDS ARE DETERMINED BY EDAPHIC FACTORS?

ABSTRACT

The spatial pattern of tree populations is a key issue for forest ecology studies. This research aimed to study the structure, understand the spatial pattern, identify interactions and spatial dependence between male and female individuals and the possible environmental and topographic variables that favor and/or determine the presence of populations of *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) in two Capões de Mata. The study was carried out through a 100% inventory and systematic collections of environmental variables, in two Capões located in strict protection conservation units, located in the Serra do Espinhaço Biosphere Reserve. Descriptive statistics were used to analyze the structural data. To determine the spatial pattern and spatial dependence, Ripley's K function, univariate and bivariate, respectively, was used. To understand the pattern of occurrence of *R. grandis* associated with environmental variables, the superposition of georeferenced images was performed. The spatial interpolation used in this study was by the Inverse Distance Weighting method. *R. grandis* populations are hyperabundant in both Capões, with a disproportionate frequency between the sexes, and balanced, which reflects the continuous regeneration of individuals. *R. grandis* live in groups regardless of the analyzed distance scale and sex in the Capão of the Sempre-Vivas National Park. Male individuals, in Capão located in Biribiri State Park, live grouped up to a scale of 55m, assuming a random pattern after this distance, while female individuals live grouped considering a distance of up to 20 m, and at higher scales, random. Individuals of *R. grandis* have a repulsive interaction or complete spatial independence between the sexes, depending on the distance interval analyzed. Of all the factors that generate these spatial patterns found in the two Capões, the distribution of high humidity is the one that most influences the way in which *R. grandis* is distributed in this phytocenosis.

Keywords: Conservation. Spatial distribution. Ecological Fundamentals. Ripley's K. *Richeria grandis*.

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas ripários são ecótonos onde rios e áreas de planalto influenciam uns aos outros e abrigam uma biodiversidade multitaxonômica, filogenética e funcional notável (FONSECA *et al.*, 2018, BASTIAS *et al.*, 2020). Possuem grande relevância na provisão de serviços ambientais, funções ecológicas e ecossistêmicos em múltiplas formas (BOZELLI *et al.*, 2018), como a proteção das nascentes, controle de erosão, além de funcionarem como zonas “tampão”, retendo poluentes (AQUINO *et al.*, 2016; HUYLENBROECK *et al.*, 2021). Apesar disso, foram degradados em muitas regiões do mundo (HUYLENBROECK *et al.*, 2021), principalmente devido a forças antrópicas (*e. g.*, desmatamento, incêndios florestais e agropecuária) (*vide*, FONSECA, 2020; FLORES *et al.*, 2021).

Ilhas florestais inundáveis, também conhecidas como Capões de Mata, Matas de Galeria Inundáveis, Matas de Brejo, Florestas Pantanosas, codinomes estes usados em diferentes regiões do mundo, são incluídas nesta tipologia florestal ripária, caracterizada por um uma “ilha” de floresta tropical úmida semidecidual (RAMÓN *et al.*, 2018), comumente relacionadas a solos predominantemente hidromórficos e oligotróficos (*i. e.*, distróficos, de baixa CTC e pH ácido) em todo o território brasileiro (FEITOSA *et al.* 2016, COSTA *et al.*, 2021; MOURA *et al.*, 2021). Esta fitocenose ocupa pequena extensão territorial (FONSECA *et al.*, 2018), condicionada à dinâmica da água e do *status* nutricional nos solos (GONÇALVES *et al.*, 2020) e são muito vulneráveis a incêndios florestais, perdendo sua capacidade de resiliência (FLORES *et al.*, 2021). Neste sentido, há necessidade de estudos para obter a melhor gestão e manejo deste ecossistema.

Padrões de abundância, diversidade e distribuição de formações florestais são estudados em macro escala (*i. e.*, macroecologia) (BASTIAS *et al.*, 2020; COSTA *et al.*, 2021, FLORES *et al.* 2021), que são influenciados principalmente pela heterogeneidade espacial dos fatores abióticos (*e. g.*, topografia, disponibilidade de luz, nutrientes, profundidade, umidade, densidade e composição de solos) (DING *et al.*, 2017; HAI *et al.*, 2021), importantes na determinação da coexistência de espécies, devido à diferenças de nicho que operam como um fator estabilizador (HAI *et al.*, 2021). Ou seja, as interações das espécies dependem fortemente dos tipos de florestas e das condições do hábitat (HAI *et al.*, 2021).

Tem sido tradicionalmente assumido que a aglomeração em escalas locais (*i. e.*, microescalas) é determinado quase exclusivamente por fatores bióticos (*e. g.*, limitação da dispersão) (RAMÓN *et al.*, 2018; HAI *et al.*, 2021). No entanto, evidências recentes sugerem

que os efeitos desses dois processos (*i. e.*, fatores bióticos e abióticos) podem se sobrepor também em pequenas escalas espaciais, ocorrendo simultaneamente (RAMÓN *et al.*, 2018, HAI *et al.*, 2021), como dentro destas Ilhas florestais inundáveis (*i. e.*, Capões de Mata).

Estas hospedam comunidades de plantas relacionadas desde a proximidade de água até condições anóxicas do solo ou perturbação de inundação (HUYLENBROECK *et al.*, 2021). Desta forma, algumas espécies possuem características funcionais (*e. g.*, morfológicas, anatômicas e adaptações fisiológicas) que lhes permitem habitar ambientes inundados, enquanto as espécies intolerantes a inundações são eliminadas e, ou, afastadas pela pressão ambiental (FONTES *et al.*, 2015). Ou seja, espécies geralmente diferem em suas estratégias funcionais implantadas para explorar os recursos do ambiente e a adição ou perda de qualquer espécie pode afetar o funcionamento de toda comunidade (BASTIAS *et al.*, 2020).

Espécies particulares foram consideradas consistentemente importantes na comunidade de árvores adultas deste ecossistema, dentre elas a *Richeria grandis* (Phyllanthaceae), muitas vezes com característica de hiperabundância (FONTES *et al.*, 2015; COSTA *et al.*, 2021; MOURA *et al.*, 2021). Esta espécie está entre as sete que contribuem com 85% da entrada vertical de serapilheira em florestas ripárias (REZENDE *et al.*, 2019). Em específico, *R. grandis* é responsável por contribuir com mais de 45% da biomassa da serapilheira, determinante para o funcionamento destes ecossistemas (CALDERÓN *et al.*, 2019), e no ciclo de nutrientes biogeoquímico global (REZENDE *et al.*, 2018). É uma espécie autóctone, dioica, que dominam tanto o dossel quanto as espécies regenerantes sob dossel destes Capões, perenifólia de renovação da folhagem anual, com distribuição geográfica ampla (*i. e.*, ocorrência desde a América Central ao nordeste da Argentina, distribuída em todos os domínios fitogeográficos brasileiros), e uma especificidade ambiental única (*i. e.*, exclusiva e indicadora de ecossistemas úmidos) (RABINOWITZ, 1981).

Estudos sobre o padrão espacial é uma questão-chave para estudos de ecologia florestal (CAPRETZ *et al.*, 2012), conceituado como o arranjo de indivíduos de uma população em uma área ou hábitat específico (COSTA *et al.*, 2019). Esta análise é vital para entender como determinada espécie usa os recursos disponíveis, sua função no sucesso do estabelecimento e reprodução, bem como os mecanismos e processos ecológicos que mantêm a coexistência da mesma (COSTA *et al.*, 2019, HAI *et al.*, 2021), e subsidiam a definição de práticas de conversação (DANTAS *et al.*, 2017, VIEIRA *et al.* 2021).

Neste sentido, considera-se que as distribuições destas vegetações podem apresentar dependência espacial, devido à forte variabilidade edáfica nestes Capões (AQUINO *et al.*, 2016). Desta forma, a compreensão da dinâmica ecológica das populações

que influenciam diretamente na ecologia da comunidade, auxilia no planejamento de futuros manejos e servem para minimizar impactos ambientais negativos.

Este estudo hipotetizou que a distribuição espacial de *R. grandis* nestes Capões de Mata é agregada e existe algum fator ambiental determinante para que esta hiperabundância ocorra. Assim, o presente estudo teve como objetivo: *i)* identificar a estrutura destas populações, a fim de observar a dinâmica das mesmas ali abrigadas; *ii)* compreender o padrão espacial das populações de *R. grandis* em dois Capões de Mata; *iii)* identificar interações entre indivíduos masculinos e femininos desta espécie e avaliar a relação de dependência espacial; e *iv)* identificar possíveis variáveis ambientais e topográficas que favorecem e/ou determinam a presença da espécie em locais determinados.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Caracterização das áreas de estudo

A Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço (RBSE) constitui um complexo mosaico fitofisionômico decorrente de uma elevada heterogeneidade ambiental, resultante de variações climáticas, hidrológicas, edáficas e altitudinais (GONZAGA; MACHADO, 2021). Na RBSE um sistema peculiar de *floresta-campo* merece destaque. Trata-se de “ilhas” de florestas estacionais naturais conhecidas como Capões de Mata, inseridas em áreas úmidas (COELHO *et al.*, 2018; GONÇALVES *et al.*, 2020), devido ao afloramento do lençol freático ou nascentes, circundadas principalmente por vegetações herbáceas.

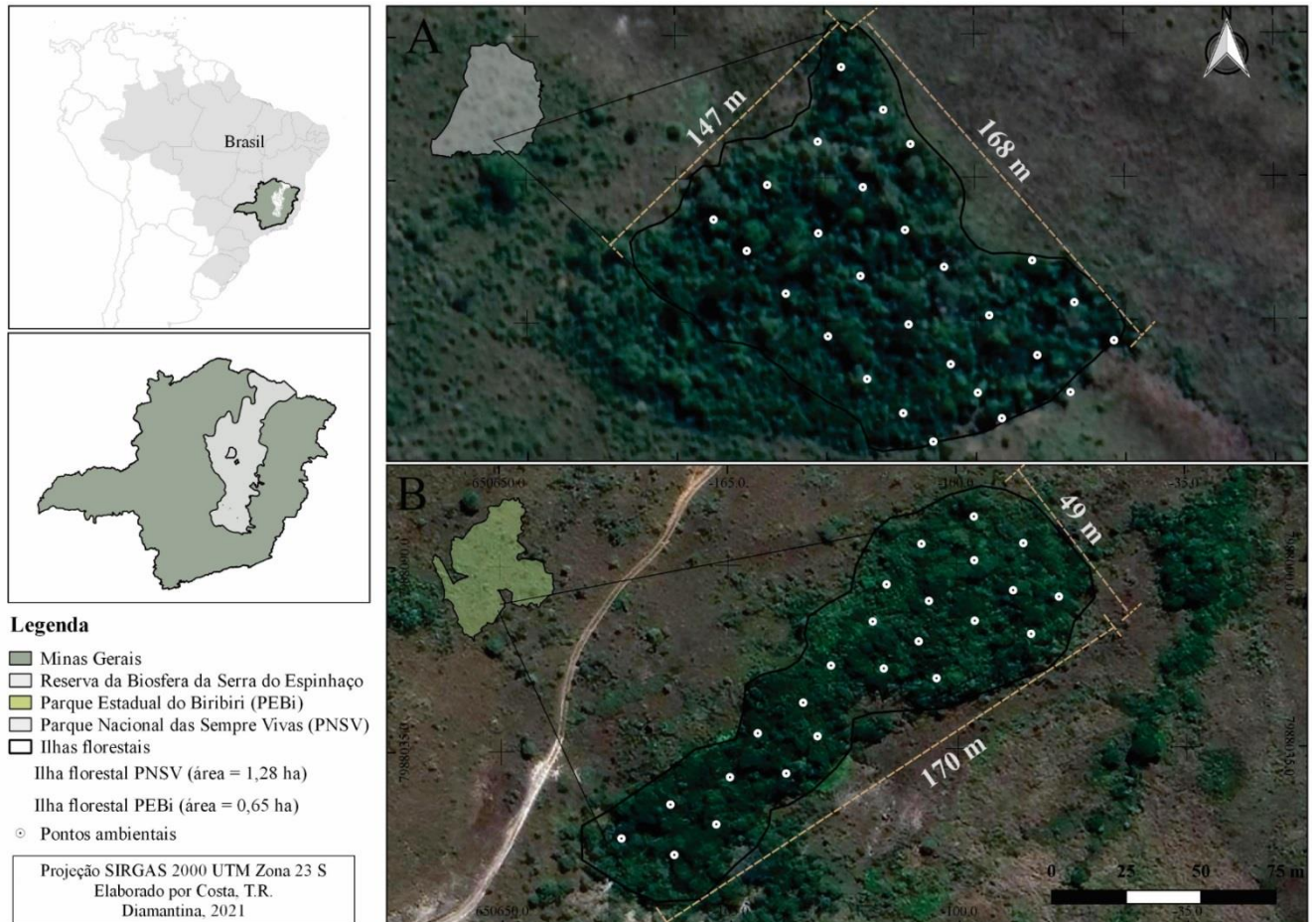
O clima na região é do tipo Cwb, de acordo com a classificação climática de Köppen (1931), apresentando clima temperado, com inverno seco e verão úmido (INMET, 2021). As temperaturas médias anuais são de 20°C e a precipitação média anual varia de 1.250 a 1.500 mm no período chuvoso (VIEIRA *et al.*, 2010; FONSECA, 2020).

Para testar as hipóteses determinadas neste estudo, selecionados dois Capões de Mata preservados em duas unidades de conservação de proteção integral. O primeiro localiza-se no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), em específico, na bacia do Rio São Francisco, sub-bacia do Rio Jequitaiá, próximas ao divisor de águas em uma área denominada “Rancharia” (UTM 629517; 8017618 Datum SIRGAS 2000). Este Capão possui área total de 1,28 hectares e está sob um relevo suave (1321 a 1327m de altitude) (FIG. 1A). Na porção inferior do Capão (*i. e.*, planície) é caracterizado com solo orgânico (*i. e.*, Organossolo) e inundável, ou seja, considerada uma zona de descarga hidrológica, com um regime hídrico do solo definido como hidromórficos, e a vegetação em seu entorno consiste em uma área úmida (*i. e.*, “*turfeira*”) adjacente (*vide*, FONSECA, 2020). Em contrapartida, na porção superior (*i. e.*, região de encosta), caracterizada como zona de recarga hidrológica, é formada por Gleissolos, com regime hídrico do solo não hidromórfico, com presença de vegetação típica de cerrado *stricto sensu* com alta dominância de Candeias (*i. e.*, *Eremanthus erythropappus* (DC.) McLeish), o que caracteriza a transição para fisionomias secas adjacentes na parte superior (FIG. 1A).

O segundo Capão de Mata selecionado encontra-se no Parque Estadual do Biribiri (PEBi) (UTM 650720,54; 7988022,27 Datum SIRGAS 2000), com uma área total de 0,65 hectares (FIG. 1B). Localiza-se na região sudeste do município de Diamantina, Minas Gerais, próximo ao *campus* JK da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) (Rodovia MGT 367, km 583). Apresenta-se com um relevo de encosta (*i. e.*, escarpa) (1347 a 1369 m de altitude), caracterizada por uma cabeceira de drenagem de uma

nascente na parte superior da encosta (1366 m de altitude), formada por Gleissolos, com regime hídrico do solo hidromórficos, acompanhando o fluxo de água da nascente em todo o Capão (região central), e em pequenos trechos não hidromórficos nas periferias do lado Norte. A vegetação no entorno do Capão é composta por cerrado *sensu stricto* e vegetações campestres (MOURA *et al.*, 2021) (FIG. 1B).

Figura 1 - Localização e área demarcada das ilhas florestais alagadas (Capões de Mata) e os pontos de coleta dos dados ambientais amostrados, localizadas no (A) Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), e (B) Parque Estadual do Biribiri (PEBi), município de Diamantina, na porção Meridional da Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil



2.2 Material botânico

O material botânico de *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) coletado foi herborizado seguindo técnicas usuais e posteriormente depositado no Herbário Dendrológico Jeanini Felfili (HDJF) da UFVJM, sob o Voucher de n° HDJF-8335 para os indivíduos encontrados no PNSV e voucher de n° HDJF – 8336 para as coletadas no PEBi.

2.3 Coleta de dados

Devido esta fitocenose possuir naturalmente áreas pequenas, atrelado ao objetivo de conhecer todos os indivíduos vivos de *R. grandis* nesta fitocenose, além de buscar a exatidão dos resultados, a coleta de dados foi realizada por meio de um inventário 100% (*i. e.*, censo). Foi realizado um mapeamento, em coordenadas cartesianas (X, Y), para análise do padrão espacial, e geográfico, georreferenciadas ao sistema UTM, para confecção de mapas, de todos os indivíduos vivos com circunferência a 1,30 m do solo (CAP) > 15,7 cm (ou DAP

> 5 cm). Para facilitar a numeração e o mapeamento dos representantes da espécie nos dois Capões, foi utilizada a metodologia de Vieira *et al.* (2021) com alterações. Neste sentido, foram abertas picadas paralelas na direção norte-sul, equidistantes 10 m, com a respectiva metragem em relação à origem, para posterior registro das coordenadas Y de cada árvore. A coordenada X de cada indivíduo foi obtida por meio do número da picada e da distância de cada árvore em relação a ela (VIEIRA *et al.*, 2021). Para a localização geográfica dos indivíduos foi utilizado o Sistema de Posicionamento Global.

As árvores foram marcadas com placas de identificação com informação de sexo e número para controle. O estudo da distribuição espacial foi realizado no período reprodutivo da espécie (*i. e.*, dezembro-janeiro/2017; *vide*, Capítulo 3 desta Tese), de forma a permitir a identificação quanto ao sexo. As variáveis dendrométricas coletadas foram: circunferência à 1,30 m do solo (CAP) e altura (H).

A coleta de dados ambientais foi realizada a partir de coleta de solos, mensuração do teor de umidade e altitude, como variável topográfica, em pontos determinados e georreferenciados ao sistema UTM contemplando toda a área dos Capões, sendo 27 e 24 pontos amostrais para o PNSV e PEBi, respectivamente (FIG. 1).

O teor de água do solo foi avaliado em outubro/2020 por meio da obtenção de três medidas do teor de umidade entre 0-10cm da camada superficial do solo, utilizando o sensor de capacitância Soil Moisture (Delta-T Devices Cambridge/England, modelo ML3 Theta Probe). Para a análise do pH em água, foram coletadas amostras simples, entre 0-20cm de profundidade na camada superficial do solo com um trado de rosca com marcação para a profundidade correta. As amostras foram analisadas no LIPENVALE: Laboratório multiusuário (CTINFRA-FINEP) da UFVJM, seguindo o protocolo descrito no manual da Empresa Nacional de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2017).

2.4 Análise de dados

2.4.1 Estrutura populacional

Utilizou-se para análise dos dados estruturais a estatística descritiva, área basal e densidade de indivíduos totais por área. O procedimento para construção das estruturas diamétrica e altimétrica foram realizadas a partir de uma distribuição de frequência dos indivíduos separados por sexo e totais em cada classe. As árvores foram organizadas em seis classes com amplitude de 11 cm e 1,8 m para diâmetro e altura, respectivamente, em ordem crescente.

Para verificar se o crescimento em altura e diâmetro se dá proporcionalmente ou se o investimento em crescimento está direcionado a apenas um sentido, foi realizada a

correlação de Pearson (r) ($p < 0,05$) entre altura e diâmetro das populações. O coeficiente de correlação de Pearson foi utilizado para indicar a relação entre duas variáveis sendo o grau determinado entre os valores de -1 e 1. Quanto mais próximo dos extremos, mais forte será a correlação, e quanto mais próximo de zero mais fraca será a mesma.

Ainda, foi aplicado o Teste de Qui-Quadrado (χ^2) para tabelas de contingência (ZAR, 2010), de modo a constatar se a distribuição das frequências de indivíduos arbóreos de *R. grandis* nos sexos são proporcionais ao esperado (1:1 – H_0).

2.4.2 Padrão espacial das populações de *R. grandis*

A descrição quantitativa da distribuição horizontal (*i. e.*, arranjo espacial) de indivíduos de *R. grandis*, por sexo, nos dois Capões foi obtida por meio da Função $K(s)$ de Ripley univariada, com o objetivo de identificar o padrão em diferentes escalas de distância simultaneamente. Esta função foi obtida por meio de um círculo com raio s de cinco metros centrado em cada árvore, em que o número de vizinhos presentes na área deste círculo foi contado, assim como descrito em Rodrigues *et al.* (2021). A escala da janela de distância $s(m)$ utilizado nesta pesquisa foi a metade do maior eixo de distância (FIG. 1) para as áreas estudadas.

Para confecção dos gráficos, foram construídos envelopes de confiança por meio de 1000 simulações Monte Carlo, realizadas com o modelo de completa aleatoriedade espacial (CAE = H_0). Posteriormente, foi calculada a função $K(s)$ para os resultados das simulações, armazenando-se os valores mínimos e máximos da estimativa de $K(s)$, utilizados para gerar intervalos de confiança a 99,8% de probabilidade (VIEIRA *et al.*, 2021; RODRIGUES *et al.*, 2021). Para facilitar a análise, os valores da função $K(s)$ foram transformados para $L(s)$ (VIEIRA *et al.*, 2021), e distribuídos em um gráfico, em que os eixos das abscissas e ordenadas representam, respectivamente, as distâncias s acumuladas e os valores transformados da função K (RIPLEY, 1979).

Como resultado, obtiveram-se envelopes de confiança identificado por duas linhas limites pontilhadas, uma positiva e outra negativa (VIEIRA *et al.*, 2021). Se os valores observados de $L(s)$ estiverem dentro dos envelopes construídos, o padrão espacial é aleatório, caso contrário rejeita-se a hipótese nula e assume-se que o padrão espacial dos indivíduos é agregado, quando passar do limite superior do envelope, e regular, quando passar do limite inferior (RIPLEY, 1979; FONSECA, 2019; VIEIRA *et al.*, 2021).

Para avaliar a relação de independência ou não dos indivíduos masculinos e femininos, foi aplicado a Função K de Ripley bivariada. Neste sentido, os envelopes de confiança para a Completa Independência Espacial (CIE = H_0) foram construídos e

interpretados de forma análoga à função univariada. Para tal, CIE entre os sexos foi analisado usando 500 simulações toroidais (BAROT *et al.*, 1999), para produzir envelopes, com probabilidade de 99,8% (RODRIGUES *et al.*, 2021).

Esta análise também foi definida conforme interpretação gráfica em que: padrão acima do envelope de confiança indicaram atração ou uma associação positiva, enquanto que o padrão abaixo do envelope indica repulsão ou associação negativa e o envelope indica independência espacial (FONSECA, 2019).

Os cálculos foram realizados com o auxílio do software R versão 4.0.2 (R CORE TEAM, 2020), sendo as análises da função K de Ripley obtidas por meio do pacote “splanx” (ROWLINGSON; DIGGLE, 2018).

2.4.3 Modelagem geoespacial e interpolação das variáveis ambientais

Para a compreensão do padrão de ocorrência de *R. grandis* associadas com variáveis ambientais que favorecem e, ou determinam a presença da espécie em locais específicos, foi realizada a sobreposição de imagens georreferenciadas.

Assim, realizaram-se cruzamentos de informações georreferenciadas, por intermédio de interpolações espaciais, fundamentadas nos dados ambientais coletados (*i. e.*, solo, umidade, altitude).

A interpolação espacial utilizada neste estudo foi pelo método da *Inverse Distance Weighting* (IDW) para a superfície de interpolação e geração dos mapas. Os interpoladores são muito utilizados para espacialização de dados pontuais coletados em campo (FIG. 1), classificando-se, em relação às grandezas espaciais, neste caso, como uma modelagem geoestatística, que objetiva estimar valores de diferentes atributos em áreas não amostradas, irradiadas a partir de pontos amostrais (GIACOMIN *et al.*, 2014; CAMARGO *et al.*, 2020).

O tratamento de dados e confecção dos mapas foi desenvolvido no software ArcGIS 10.4.1.

3 RESULTADOS

3.1 Estrutura populacional

O Capão do PNSV abriga 367 indivíduos adultos de *R. grandis*, enquanto que, no Capão do PEBi, 167 indivíduos adultos, com densidade de 287 ind.ha⁻¹ e 257 ind.ha⁻¹, respectivamente. Os resultados referentes às análises descritivas das populações encontram-se na Tabela 1.

Os valores referentes à média, mediana e moda informaram que o comportamento da distribuição das duas populações é assimétrica positiva, ou seja, média > mediana > moda. As populações de *R. grandis* também apresentaram elevados coeficientes de variações nos Capões analisados (TAB. 1).

Tabela 1. Análise descritiva, área basal (m².ha⁻¹), densidade de indivíduos totais (ind.ha⁻¹), correlação de Pearson (*r*) – (*p* < 0,05) entre altura e diâmetro e distribuição das frequências no sexo, através do teste de Qui-Quadrado (*x*²) de duas populações de *R. grandis* localizadas em duas ilhas florestais (Capões de Mata) localizadas no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) e Parque Estadual do Biribiri (PEBi.)

	PNSV		PEBi	
	Diâmetro (cm)	Altura (m)	Diâmetro (cm)	Altura (m)
Número de classes (sturges)	6			
Amplitude por classe	11,00	1,80	11,00	1,80
Dados da população de <i>Richeria grandis</i>				
Mínimo	5,00	1,60	5,00	1,80
Máximo	44,59	12,00	66,24	8,50
Média	12,59	4,67	18,95	4,77
Mediana	11,15	4,00	14,97	4,50
Moda	5,41	3,00	7,32	4,50
Coefficiente de variação (%)	53,27	24,61	35,97	67,94
Correlação de Pearson (<i>r</i>)	0,7195	<i>p</i> < 0,0001	0,3487	<i>p</i> < 0,0001
Área basal	5,86 m².ha⁻¹		6,87 m².ha⁻¹	
Densidade	286,72 ind.ha⁻¹		256,92 ind.ha⁻¹	
Distribuição de Qui-Quadrado				
	PNSV		PEBi	
Indivíduos Femininos	48	Xc² = 200,11	38	Xc² = 49,59
Indivíduos Masculinos	319	<i>Xc² > Xt (0,05)</i>	129	<i>Xc² > Xt (0,05)</i>
Total	367	<i>p</i> < 0,0001	167	<i>p</i> < 0,0001

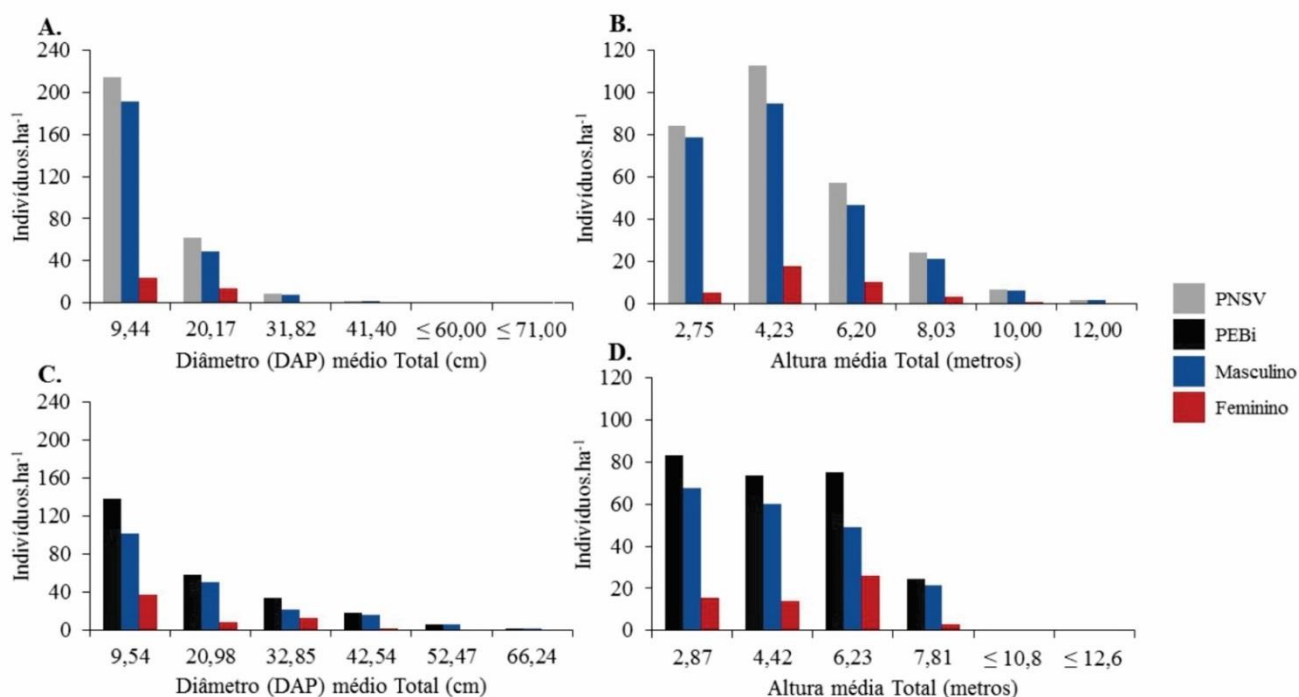
O crescimento em altura e diâmetro mostrou-se diretamente correlacionado (*i. e.*, coeficiente covariado) no PNSV, com uma melhor proporção em detrimento ao PEBi, onde notou-se que árvores mais altas não possuem diâmetros maiores necessariamente (TAB. 1). A proporção de indivíduos observados e esperados, tanto masculinos, quanto femininos, foi significativa (*p* < 0,05) (TAB. 1), em que o número observado de indivíduos masculinos foi

superior ao esperado (*i. e.*, 50%), enquanto que o número observado de femininos foi inferior (TAB. 1).

A desproporcionalidade na frequência entre os sexos, em ambos os Capões também pode ser observado da Figura 2. No que tange a distribuição de frequência, as duas populações seguiram o padrão típico das florestas tropicais, com distribuição de frequência do tipo exponencial negativa (*i. e.*, “*J-invertido*”) para as classes de diâmetros, ou seja, alta concentração de indivíduos nas classes menores e redução acentuada no sentido das classes maiores (FIG. 2).

Assim, 75% e 54% dos indivíduos totais no PNSV e PEBi, respectivamente, encontra-se na primeira classe diamétrica, enquanto que as árvores nas maiores classes de altura possuem baixa frequência no PNSV e no PEBi. Contudo nas três primeiras classes, a frequência encontra-se bem distribuída para ambos os locais (FIG. 2). Foi observado 29,42%, 39,23% e 19,89% dos indivíduos totais nas três primeiras classes, respectivamente, e 12% somando as três classes mais altas (PNSV), e 32,33%, 28,74% e 29,34% de indivíduos totais nas três primeiras classes, 9,6% somando as três classes mais altas determinadas no PEBi.

Figura 2: Distribuição da frequência dos indivíduos por sexo e totais da população de *Richeira grandis* em classes diamétrica e altimétrica na ilha florestal no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) (A-B), e na ilha florestal no Parque Estadual do Biribiri (PEBi) (C-D)

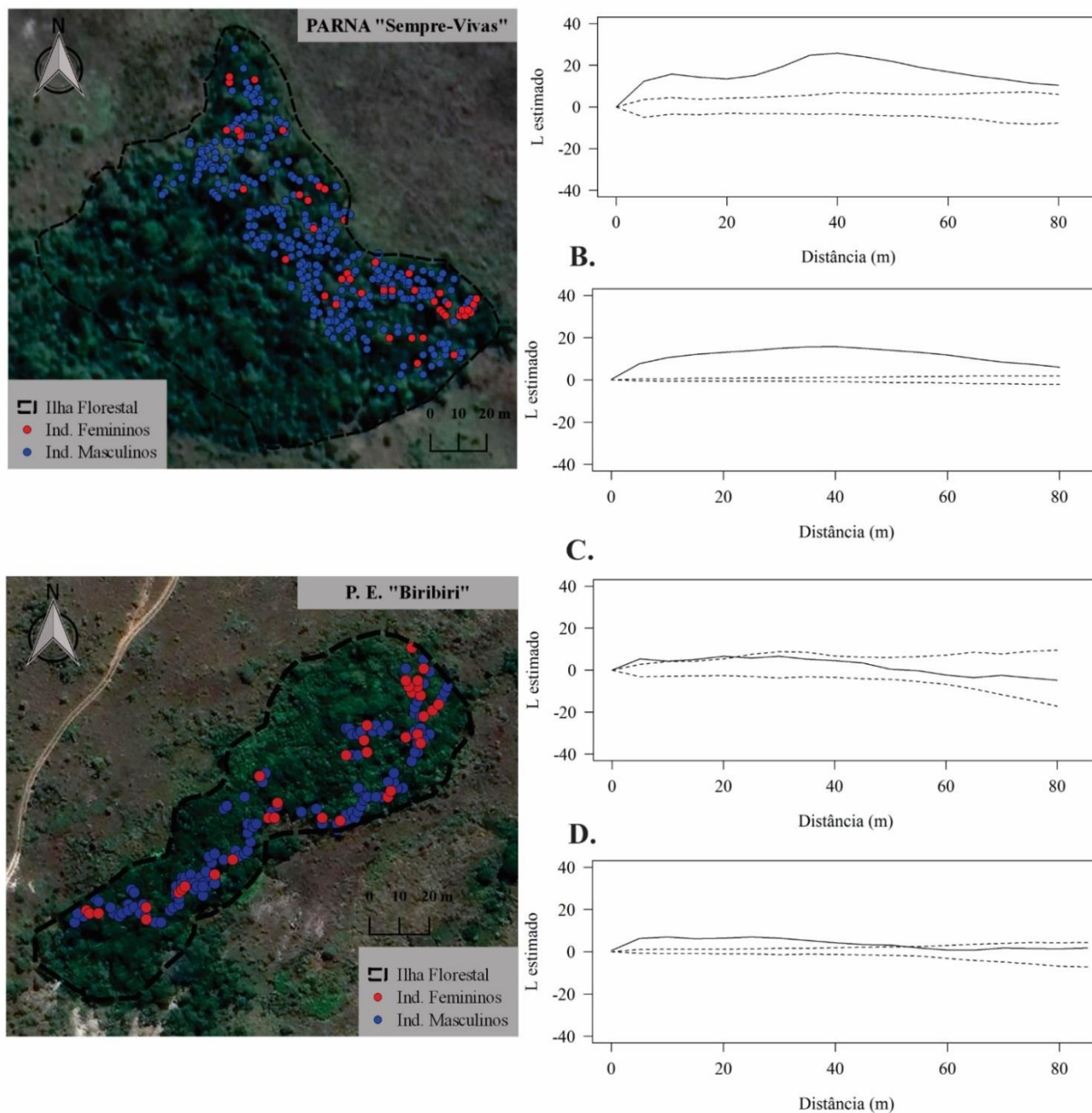


3.2 Padrão espacial das populações de *R. grandis*

O envelope de confiança obtido da função $K(s)$ demonstrou que a espécie *R. grandis* não atende à hipótese de completa aleatoriedade espacial (CAE) e foi distribuída de forma agregada para os dois sexos e em qualquer escala de distância no Capão contido no PNSV (FIG. 3).

Em contrapartida, os indivíduos femininos de *R. grandis* no Capão do PEBi foi distribuída de forma agregada até uma distância de 20 m, e depois atendeu à hipótese de completa aleatoriedade espacial (CAE) e, portanto, foi distribuída aleatoriamente na área. Os indivíduos masculinos, por sua vez, demonstrou assumir um padrão de agregação até uma escala de 55 m, e completa aleatoriedade espacial a partir desta distância (FIG. 3).

Figura 3: Análise univariada do padrão espacial de populações de *Richeria grandis*, determinado pela Função K de Ripley (L estimado). As linhas pontilhadas indicam o envelope de confiança que limita a área determinante da completa aleatoriedade espacial (CAE = H_0). As linhas contínuas acima do envelope indicam padrão espacial agregado e abaixo o padrão uniforme. Em que: A. Indivíduos femininos; B. Indivíduos masculinos localizados no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV); C. Indivíduos femininos; D. Indivíduos masculinos localizados no Parque Estadual do Biribiri (PEBi)

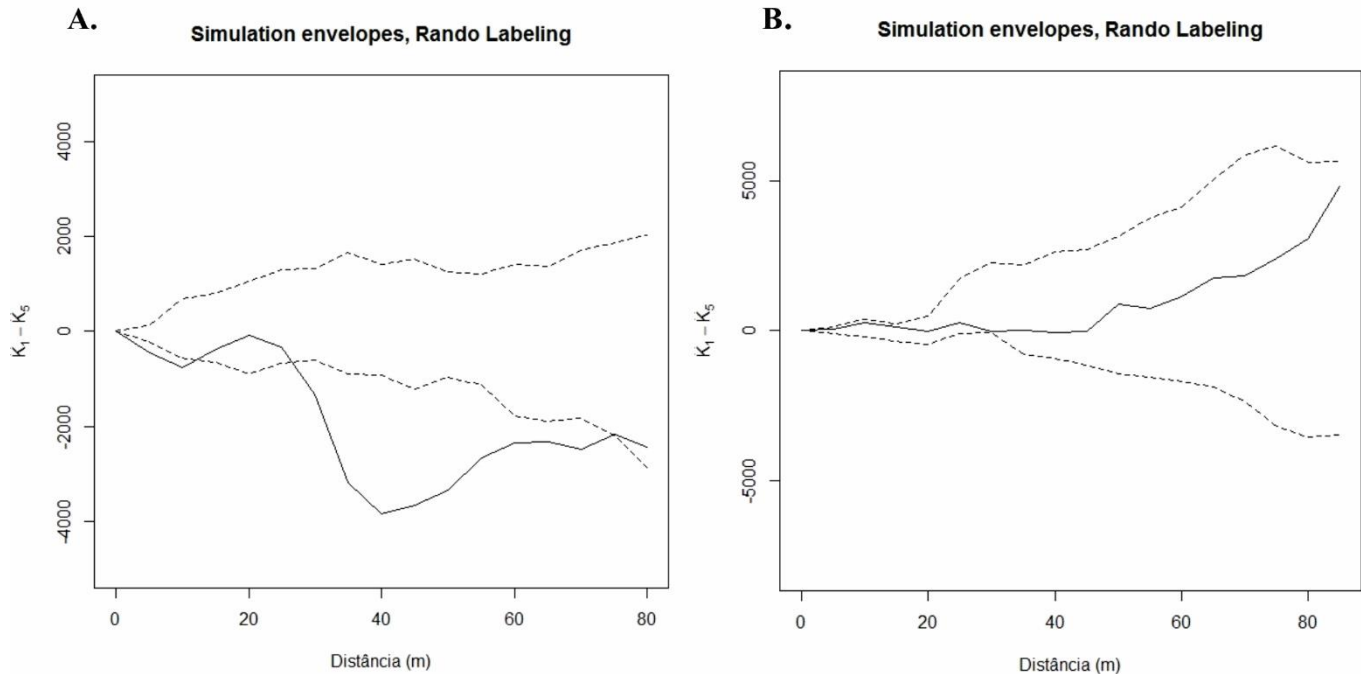


De acordo com a análise bivariada e do envelope de confiança obtido a partir da função K bivariada, houve uma associação negativa ou repulsão entre os sexos de indivíduos

de *R. grandis* no PNSV até uma distância de 10 m e entre 30 a 75 m (FIG. 4A). O que significa que a probabilidade de encontrar um indivíduo de um considerado sexo próximo ao sexo oposto é menor dentre estes intervalos. O intervalo compreendido entre 10 a 30 m e acima de 75 m, a interação dos indivíduos masculinos e femininos assumiram a hipótese para a completa independência espacial no PNSV (FIG. 4A).

O comportamento da interação dos indivíduos de sexos diferentes de *R. grandis* no PEBi foi diferente. Indivíduos masculinos e femininos assumiram a hipótese de nulidade para a completa independência espacial ($CIE = H_0$) independente da distância analisada (FIG. 4B).

Figura 4: Análise bivariada do padrão espacial de populações de *Richeria grandis*, determinado pela Função K de Ripley. As linhas pontilhadas indicam o envelope de confiança que limita a área determinante da completa independência espacial ($CIE = H_0$). As linhas contínuas acima do envelope indicam associação positiva e abaixo associação negativa para interação entre os sexos. Em que: A. população de *R. grandis* localizados no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV); B. população de *R. grandis* localizados no Parque Estadual do Biribiri (PEBi)



3.3 Modelagem geoespacial e interpolação das variáveis ambientais

Nossos resultados apontaram que o padrão agregado da população de *R. grandis* no Capão do PNSV forma ecozonas com um caráter de hiperabundância, e promoveu a agregação conspícua de árvores. Este padrão foi determinado por características ambientais distintas e formou uma zona ecologicamente semelhante (FIG. 5). Assim, locais com elevada umidade, menor altitude e com solos mais ácidos favoreceram a ocorrência da espécie nesta fitocenose do PNSV (FIG. 5). Em contrapartida, o Capão do PEBi apresentou-se com uma heterogeneidade na distribuição tanto da umidade, pH do solo e também altitude. Desta forma, constatou-se que a população de *R. grandis* ocorre apenas nos locais mais úmidos (FIG. 6), e a altitude e a acidez do solo não influenciam sua ocorrência.

Figura 5 - Distribuição média de ocorrência *Richeria grandis* e distribuições da umidade do solo, altitude e pH em água, a partir da interpolação espacial pelo método da *Inverse Distance Weighting* (IDW) na ilha florestal do Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV)

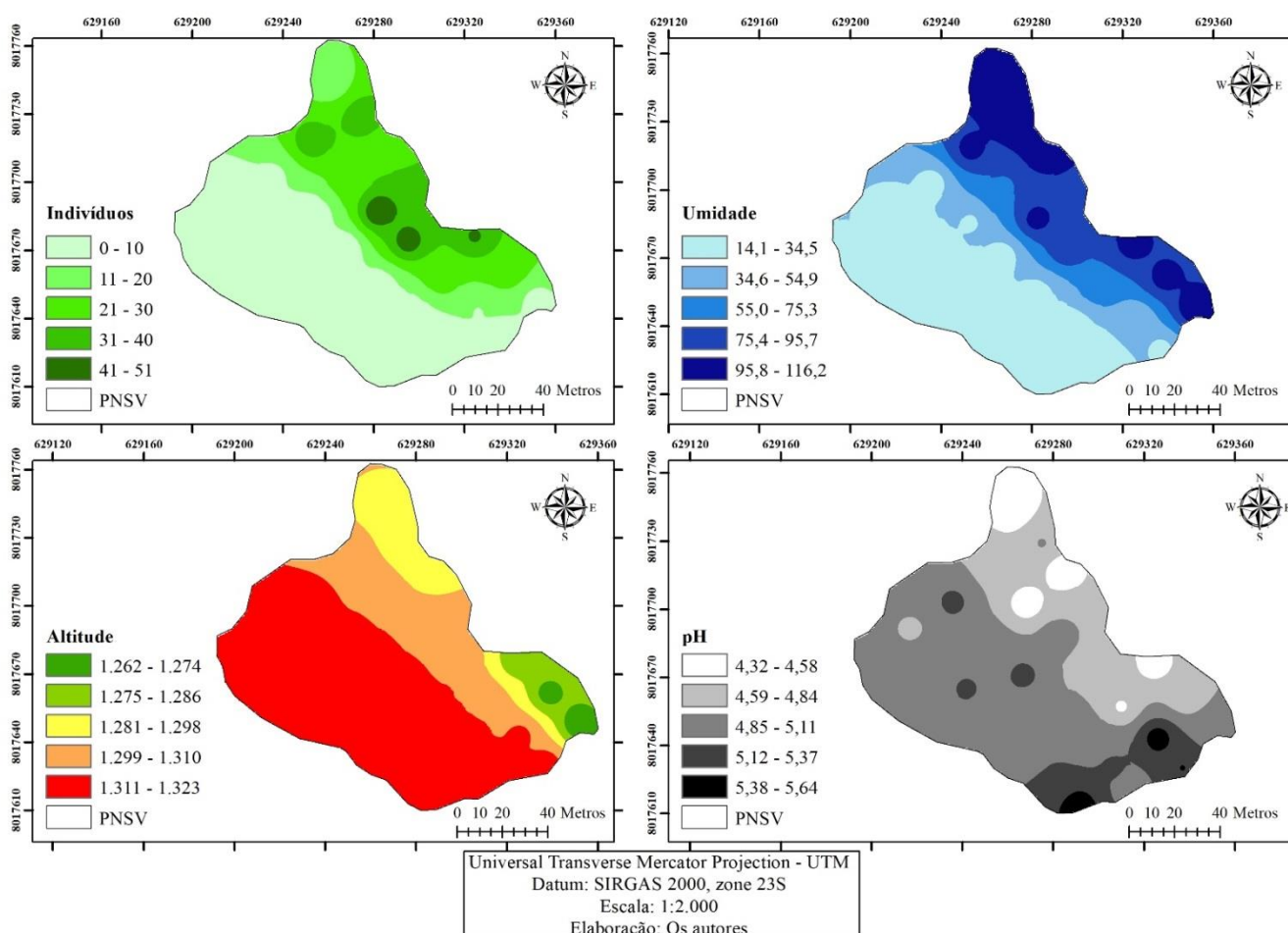
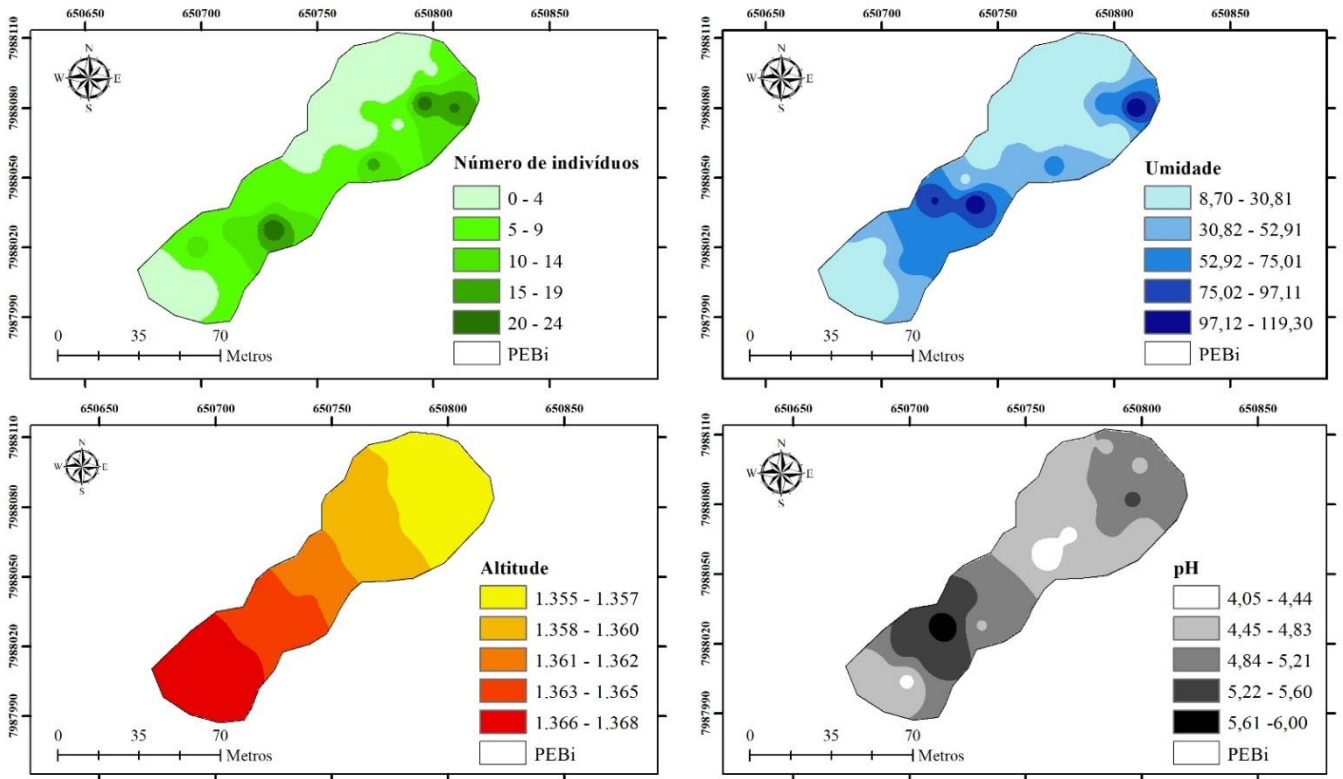


Figura 6 - Distribuição média de ocorrência *Richeria grandis* e distribuições da umidade do solo, altitude e pH em água, a partir da interpolação espacial pelo método da *Inverse Distance Weighting* (IDW) na ilha florestal do Parque Estadual do Biribiri (PEBi)



Universal Transverse Mercator Projection - UTM
 Datum: SIRGAS 2000, zone 23S
 Escala: 1:2.000
 Elaboração: Os autores

4 DISCUSSÃO

4.1 Estrutura populacional

As informações sobre a estrutura de espécies arbóreas tropicais são necessárias para esclarecer padrões ecológicos, de modo a avaliar se as populações estão estáveis ou se estão sendo substituídas por outras.

Existem algumas espécies de árvores (*e. g.*, $> 50 \text{ ind.ha}^{-1}$) que crescem em grandes aglomerados (*e. g.*, regeneração e, ou adultos específicos), o que desafia as expectativas da teoria de codependência de densidade negativa específica (COBO - QUINCHE *et al.*, 2019). Esta teoria propõe que há grande mortalidade de indivíduos devido à competição interespecífica, principalmente em florestas tropicais, devido que, nestas comunidades, a disponibilidade de espaço é um recurso-chave que influencia o funcionamento da comunidade e sua estrutura (COBO - QUINCHE *et al.*, 2019; BASTIAS *et al.*, 2020).

No entanto, Fontes *et al.* (2015) já haviam distinguido uma nítida rotatividade florística entre os estágios da vida das plantas em florestas tropicais pantanosas. Comunidades de regeneração desta tipologia florestal ripária eram mais ricas em composição de espécies do que a comunidade adulta, o que sugere que nem todas as espécies no estágio de plântula podem suportar condições de inundação permanentes, e apenas algumas espécies tolerantes sobrevivem e tornam-se árvores adultas (FONTES *et al.*, 2015) em aglomerados hiperabundantes.

R. grandis demonstra ser este caso particular, caracterizada com uma hiperabundância no ecossistema estudado, ou seja, área basal e densidade muito elevada, e alta capacidade de viver em *clusters* nestes Capões, o que a torna uma espécie competitivamente superior e mais adaptadas às condições ambientais particulares (*e. g.*, elevada umidade e condição de anoxia). Estas interações planta-planta no espaço se tornam mais forte, considerado um mecanismo implícito, pois os indivíduos que interagem são ecologicamente semelhantes em termos de uso de recursos (BASTIAS *et al.*, 2020). Desta forma, esta força, determinada por quão próximos espacialmente os indivíduos estão, bem como seu nicho e diferenças de aptidão, pode afetar a expressão dos processos ecológicos envolvidos na dinâmica das espécies, tais como crescimento, regeneração e mortalidade (BASTIAS *et al.*, 2020).

Ao levar em consideração a quantidade de indivíduos adultos e, em ambas as áreas, intensa regeneração de *R. grandis* (DAP $< 5 \text{ cm}$) (*i. e.*, observações de campo não mensuráveis neste estudo), observa-se, principalmente no PNSV, uma monodominância desta espécie em locais específicos no Capão. Além disso, o comportamento de “*J invertido*” na

distribuição diamétrica serve como um indicativo de que as populações estão estáveis (*i. e.*, populações equilibradas), o que reflete sua regeneração contínua.

Fato interessante foi à elevada quantidade de indivíduos masculinos em detrimento aos femininos em ambas as áreas estudadas. Moura *et al.* (2020) já haviam constatado que esta espécie tem a capacidade de propagação vegetativa muito elevada, o que pode determinar a falta de proporção entre os sexos. Além disso, esta espécie possui um padrão fenológico de bienalidade de frutificação (*vide*, Capítulo 3 desta Tese), e suas sementes são recalcitrantes (MOURA *et al.*, 2020). Em sinergia, estas características podem favorecer o processo de reprodução assexuada de *R. grandis* em detrimento ao sexuado, formando clones por meio de processos estocásticos, rejeitando-se a hipótese de proporcionalidade na quantidade de indivíduos para ambos os sexos, além de acarretar o padrão agregado verificado neste estudo.

Outra hipótese é que, indivíduos femininos tendem a alocar uma proporção maior de recursos para a reprodução sexual do que para o crescimento e manutenção em comparação com os masculinos (SHIN *et al.*, 2017), o que pode influenciar em maior mortalidade de femininos em detrimento aos masculinos, e consequentemente esta desproporcionalidade.

4.2 Padrão espacial das populações de *R. grandis*

Entender o padrão espacial em diferentes escalas pode auxiliar na definição do sistema de amostragem e no desenho amostral a ser utilizado em uma floresta, bem como para estimar a abundância das espécies de forma adequada e os limites de confiança para estas estimativas. Uma vez que, a heterogeneidade abiótica pode afetar as atividades de adaptação e resultar em uma estrutura espacial única de populações (SHIN *et al.*, 2017), bem como características ecológicas próprias de *R. grandis*.

Em florestas ciliares, Durigan *et al.* (2004) relataram que as espécies podem ser reunidas em padrões diferenciados, de acordo com a sua densidade e a amplitude de sua ocorrência. Neste sentido, *R. grandis* é classificada com um padrão de alta densidade (TAB. 1) e distribuição restrita referindo-se ao hábitat (*i. e.*, Capões de mata) e ainda, com um padrão espacial agregado, em sua maioria, dentro destes Capões.

Espécies dioicas (*i. e.*, espécies em quais indivíduos produzem apenas flores femininas ou masculinas), em geral, apresentam menores densidades de fontes de sementes quando em comparação com as hermafroditas (*i. e.*, espécies em que os indivíduos produzem os dois sexos na mesma flor) ou monoicas (*i. e.*, espécies em que um indivíduo produz flores

femininas e masculinas) e tendem a ser mais agregados do que qualquer um destes (MARTINS *et al.*, 2018).

As árvores agrupadas podem criar um conjunto de estratégias ecológicas (*e. g.*, tolerância, fuga, defesa) com base nas limitações de cada espécie e as restrições fisiológicas para a sobrevivência e seu estabelecimento (COBO - QUINCHE *et al.*, 2019). Outros mecanismos, como os relacionados com a eficiência de exploração de nutrientes do solo, compostos orgânicos voláteis, e os mecanismos de dispersão de sementes também devem ser avaliados para entender a coexistência conspecífica de algumas florestas (COBO - QUINCHE *et al.*, 2019).

Constatou-se por Houdanon *et al.* (2019) que árvores da espécie *Uapaca togoensis* (Phyllanthaceae), ocorrentes em Ilhas florestais inundáveis (*i. e.*, Capões), que é relacionada filogeneticamente com a *R. grandis*, foram distribuídas em agregados, e concluíram que este padrão é devido à associação com uma diversidade de fungos ectomicorrízicos (EcM), de modo a afetar diretamente a sobrevivência e crescimento destas árvores EcM e, portanto, a estruturação espacial ao compartilhar nutrientes através desta rede (HOUDANON *et al.*, 2019). Esta associação de fungos micorrízicos, que promove o estabelecimento da hiperabundância de espécies arbóreas, deve ser considerada para futuras pesquisas com *R. grandis*, e caso haja, podem também justificar os resultados de agregação desta espécie. Ressalta-se ainda que foi constatado por Aguiar (2019) a presença de uma diversidade de microrganismos do Reino fungi na rizosfera desta espécie desenvolvidas em Latossolos contaminados por herbicidas lixiviáveis.

Além disso, características físicas foliares, que promove a defesa, pode ser uma estratégia crucial para explicar a sobrevivência de espécies agrupadas (COBO - QUINCHE *et al.*, 2019). Para tal, a espécie em estudo é considerada alta produtora de fitólitos em suas folhas (*vide*, Capítulo 1 e 5 desta Tese) que influencia muitos aspectos da biologia, dentre eles, a melhoria da aptidão destas plantas na natureza (NAWAS *et al.*, 2019). Uma das diversas vantagens sobre a produção fitolítica é justamente servir de barreira física para herbívoros e aumentar a resistência às doenças e patógenos (SAHEBI *et al.*, 2015), sendo assim, *R. grandis* apresenta maior repercussão à resistência física sobre danos, em suas folhas.

Outro fator relacionado à agregação é a história de vida específica da espécie, como a fenologia de dispersão de sementes, o tempo de amadurecimento, a morfologia de propágulos que, por sua vez, são evolutivamente controladas e estreitamente relacionadas à síndrome de dispersão (RAMÓN *et al.*, 2018; COBO - QUINCHE *et al.*, 2019), reconhecida como um fator chave para explicar estruturas espaciais de florestas tropicais.

A dispersão destas sementes nas proximidades das árvores-mãe desempenha um papel importante nas florestas tropicais, não apenas para determinar padrões espaciais conspecíficos, mas para promover a coexistência de espécies induzindo segregação heteroespecífica e limitação da exclusão competitiva dos concorrentes menos adaptados (RAMÓN *et al.*, 2018).

Espécies com síndrome de dispersão zoocórica geralmente apresentam padrão agregado até 15 m, e aleatório em distâncias superiores (SILVA *et al.*, 2019), no entanto fatores mais complexos, como a ecologia dos dispersores, relações interespecíficas e características ambientais, podem definir a distribuição de algumas espécies (RAMÓN *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2019). *R. grandis* é dispersa por aves (*i. e.*, probabilidade de dispersar para longas distâncias) (MOURA *et al.*, 2021), porém, indivíduos de *Tangara cayana*, espécie de pássaro responsável pelo beneficiamento e dispersão das sementes de *R. grandis*, forçam a abertura de frutos com seus bicos para coletar a sarcotesta e descartam as sementes logo abaixo da planta-mãe (DAROSCI *et al.*, 2017), o que acarreta a agregação dos indivíduos. Assim, a agregação espacial induzida pela limitação da dispersão pode ser reforçada por associações de habitat específicos em escalas relativamente pequenas (RAMÓN *et al.*, 2018). Ademais, o padrão agregado de *R. grandis* em sua maioria neste estudo, pode estar relacionado com a capacidade de propagação assexuada supracitado.

Contudo, o arranjo espacial das plantas em uma população reflete interações complexas de natureza ecológica e processos evolutivos, seja pela existência de microhabitats ou por processos estocásticos de sobrevivência e a mortalidade das árvores (SHIN *et al.*, 2017), desta forma, por meio de efeitos sinérgicos (MARTINS *et al.*, 2018).

Em plantas dioicas, as diferenças no custo de reprodução entre os sexos e tamanhos podem afetar sua distribuição, de acordo com Shin *et al.* (2017). Estes mesmos autores observaram que a ocorrência de machos e fêmeas foram espacialmente independentes em todas as escalas em seu trabalho (SHIN *et al.*, 2017), o que corrobora para o resultado deste estudo.

Em geral, indivíduos femininos ocorrerão em condições mais favoráveis ou menos estressantes em relação à disponibilidade de água e, ou fertilidade do solo, devido aos altos custos reprodutivos (SHIN *et al.*, 2017), o que pode ocasionar a repulsão dos sexos em determinado local. O Capão do PEBi possui estas características mais distribuídas em toda a área (FIG. 5A), o que favorece a independência espacial entre os sexos. Em contrapartida, a segregação espacial de sexos desta população (*i. e.*, repulsão) foi detectada no Capão do PNSV, que apresenta os indivíduos em maior densidade e espaço reduzido. Esta repulsão,

mais evidente ao considerar uma distância de 40 m (FIG. 4A), significa que a probabilidade de encontrar um indivíduo do sexo oposto é menor dentre estes intervalos.

Ao contrastar a distribuição dos indivíduos femininos no PNSV (FIG. 3) com as características ambientais (FIG. 5), pode-se atribuir para indivíduos do sexo feminino respostas específicas a microambientes, ou seja, fatores determinísticos, como a alta disponibilidade e água, menor altitude e pH menos ácido (FIG. 5). Desta forma, induz que os sexos opostos de *R. grandis* estão sob competição intraespecífica, o que acarreta esta repulsão, uma vez que, indivíduos com estratégias de uso de recursos semelhantes não podem coexistir de forma estável (BASTIAS *et al.*, 2020). Ainda, pequenas diferenças de nicho operam como um fator estabilizador que promove a coexistência (BASTIAS *et al.*, 2020), onde indivíduos femininos se limitam mais do que os masculinos.

A distribuição espacial de plantas dioicas é crucial para a sobrevivência da população, uma vez que elas só se reproduzem por cruzamentos (*i. e.*, alógamas) (SHIN *et al.*, 2017). A polinização cruzada da *R. grandis* (*vide*, Capítulo 3 desta Tese) ocorre principalmente por insetos que se movimentam, principalmente, por voo (*e. g.*, abelhas, moscas, besouros e mariposas) (observações de campo). Capões de Mata, de forma geral, ocupam pequena extensão territorial (FONSECA *et al.*, 2018) quando comparado com outras florestas tropicais, e a completa independência espacial e, ou caráter repulsivo entre os sexos, não afeta a eficácia da polinização de *R. grandis*.

Poderá também, neste aspecto, ocorrer processos estocásticos já citados (*i. e.*, clones), principalmente no que se refere ao caráter de repulsão a uma distância menor de 10 m para a ilha do PNSV. Ao aceitar esta hipótese, indivíduos do mesmo sexo sempre ocorrerão mais próximos e aglomerados e com repulsão dos indivíduos do sexo oposto.

4.3 Modelagem geoespacial e interpolação das variáveis ambientais

Discutimos que os processos que contribuem para o padrão espacial podem ser considerados intrínsecos à espécie (*e. g.*, reprodutivo e social) ou extrínsecos (*e. g.*, vetorial). Os fatores vetoriais neste estudo são resultantes da ação de forças ambientais externas, como as condições edáficas de cada Capão em específico, como características edáficas e posições topográficas (*i. e.*, altitude, pH e umidade). Estas características, consorciadas com técnicas de sensoriamento remoto, têm sido cada vez mais usadas para um melhor e maior auxílio à tomada decisão (CAMARGO *et al.*, 2020) em projetos de conservação de espécies nativas.

De todos os fatores geradores destes padrões encontrados nos Capões, a distribuição da elevada umidade similar na ilha do PEBi em detrimento à sua desuniformidade na ilha do PNSV parece ser o que mais influencia a maneira como *R. grandis* distribuem-se nestas áreas. Os

recursos do hábitat raramente são dispostos de maneira regular e equivalente em todas as formações similares, por isso, as árvores tendem a seguir um padrão distinto conforme o habitat em que se encontra. Concluímos então, que o principal fator extrínseco à *R. grandis* sobre a definição de seu arranjo espacial foi a umidade do solo.

Sabe-se que a distribuição de uma população florestal é inerentemente muito sensível e fortemente limitada pela sub-heterogeneidade espacial das condições do local, dentre elas a umidade do solo e a inclinação (YANG *et al.*, 2018). No PNSV a elevada umidade por exemplo, se dá por conta da altitude e afloramento do lenço freático na região inferior da ilha, próximos às formações de campos úmidos (*i. e.*, “*turfeiras*”) adjacente (FIG. 1), determinando um caráter agregado da *R. grandis*, em locais específicos da ilha que se apresenta com características edáficas bem distintas, ou seja, heterogênea (FIG. 3A-B). Shin *et al.* (2017) também constataram que o padrão aglomerado mais frequentemente observado em populações é interpretado principalmente no que se refere à distribuição dos recursos.

Ademais, Ramón *et al.* (2018), estudando populações em uma floresta tropical úmida semidecidual, também encontraram agregação em um longo intervalo de distâncias, para muitas espécies, e estes autores sugerem que não é apenas devido ao efeito das interações planta-planta ou limite de dispersão seminal, mas à heterogeneidade ambiental em ampla gama de escalas espaciais. Assim, nossos resultados apontam para uma alta importância da heterogeneidade ambiental na determinação da estrutura espacial de populações individuais em Ilhas florestais inundáveis.

Enquanto que, no PEBi a elevada umidade se dá pela nascente dentro da ilha, ao qual distribui a umidade de forma homogênea, independente da altitude. Desta forma, a população de *R. grandis* no PEBi, encontra-se com um padrão aleatório a partir de uma determinada distância, diferenciando-se na ilha florestal do PNSV (FIG. 3C-D). Neste sentido, as variações topográficas e diferenciação de microhabitats e associação microhabitat-espécie também existem em pequenas escalas (HAI *et al.*, 2021), e ambientes homogêneos apresentam condições semelhantes de ocupação em qualquer ponto do habitat, o que permite o estabelecimento aleatório dos indivíduos (COSTA *et al.*, 2019).

Houdanon *et al.* (2019) afirmam que fatores como distribuição de água, falta de perturbação exógena, decomposição lenta de serapilheira, solos e tolerância à sombra são a base para a distribuição de Phyllanthaceas, o que reforça os resultados deste estudo. Além disso, populações em florestas tropicais semidecíduas úmidas são determinadas por sua sensibilidade à seca em relação à disponibilidade local de água, além de serem fortemente associadas às mudanças nas propriedades químicas do solo, reforçando a ideia que a heterogeneidade ambiental

desempenha um papel crucial para determinar os padrões espaciais de espécies, que provavelmente opera por meio de respostas específicas da mesma (RAMÓN *et al.*, 2018).

Neste estudo observou-se que, embora a *R. grandis* apresente elevada tendência a uma reprodução vegetativa e dispersão de sementes em curta ou nula distância (*i. e.*, processos intrínsecos), estes processos tendem a ocorrer em uma escala menor de padrão do que as causas extrínsecas. Os indivíduos estão agrupados devido a partes mais favoráveis de um hábitat (*i. e.*, elevada umidade).

Contudo, o nível de organização espacial das árvores em uma floresta é influenciado, de forma genérica, por diversos processos ecológicos e características próprias de cada ambiente (CAPRETZ *et al.*, 2012). Entre as variáveis abióticas estão o relevo, a disponibilidade de nutrientes e água e a caracterização do solo. Entre as principais bióticas estão a fenologia, dispersão de sementes e propagação da espécie, e os processos dependentes da densidade, como competição intraespecífica e interespecífica.

Salienta-se que, além do atual e cenário de desmatamento não otimista, as Ilhas florestais inundáveis têm uma distribuição fragmentada e confinada, tornando as populações de plantas ainda mais vulneráveis à extinção (FONTES *et al.*, 2015), sobretudo para aquelas, neste estudo a *R. grandis*, que vivem em *clusters* dentro destas ilhas.

5 CONCLUSÃO

- i) Populações de *R. grandis* apresentam-se hiperabundantes nos Capões, com desproporcionalidade na frequência entre os sexos, e equilibradas, o que reflete regeneração contínua dos indivíduos;
- ii) *R. grandis* vivem agrupadas independente da escala de distância analisada e do sexo no Capão do PNSV. Indivíduos do sexo masculino, no Capão do PEBi, vivem agrupados até uma escala de 55m, e assumem padrão aleatório após esta distância, enquanto que indivíduos femininos vivem agrupadas a uma distância de até 20 m, e em escalas superiores, aleatória.
- iii) Indivíduos de *R. grandis* possuem uma interação repulsiva entre os sexos no Capão do PNSV até uma distância de 10 m e entre 30 a 75 m. O intervalo compreendido entre 10 a 30 m e acima de 75 m, a interação entre os sexos assumem a completa independência espacial. Enquanto que, no Capão do PEBi, indivíduos masculinos e femininos assumem a completa independência espacial independente da distância analisada
- iv) De todos os fatores geradores destes padrões encontrados nesta fitocenose, a distribuição da elevada umidade similar no Capão do PEBi em detrimento à sua desuniformidade no Capão do PNSV é o que mais influencia a maneira como populações de *R. grandis* estão distribuídas.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AQUINO, P. S. R.; NAPPO, M. E.; RODRIGUES, M. S.; PEREIRA, I. M.; MATRICARDI, E. A. T.; PELÁ, G. D. M. Análise espacial da produtividade de serapilheira em uma Mata de Galeria. **Ciência florestal**, v.26, p.489-500, 2016. Doi: [10.5902/1980509822749](https://doi.org/10.5902/1980509822749)
- BAROT, S.; GIGNOUX, J.; MENAUT, J. C. Demography of savanna palm tree: predictions from comprehensive spatial pattern analyzes. **Ecology**, v.80, n.6, p.1987-2005, 1999. Doi: [10.2307/176673](https://doi.org/10.2307/176673)
- BASTIAS, C. C.; TRUCHADO, D. A.; VALLADARES, F.; BENAVIDES, R.; BOURIAUD, O.; BRUELHEIDE, H.; DE LA CRUZ, M. Species richness influences the spatial distribution of trees in European forests. **Oikos**, v.129, n.3, p.380-390, 2020. Doi: [10.1111/oik.06776](https://doi.org/10.1111/oik.06776).
- BOZELLI, R. L.; FARIAS, D. S.; LIMA, S. K. F.; LIRA, R. T. S.; NOVA, C. C.; SETUBAL, R. B.; SODRÉ, E. O. Pequenas áreas úmidas: importância para a conservação e gestão da biodiversidade brasileira. Volume Especial: Conservação *in situ* e *ex situ* da Biodiversidade Brasileira. **Diversidade e Gestão**, v.2, n.2, p.122-138. 2018.
- CALDERÓN, C. D. C.; REZENDE, R. S.; CALOR, A. R.; DAHORA, J. S.; ARAGÃO, L. N.; GUEDES, M. L.; CAIFA, A. N.; MEDEIROS, A. O. Temporal dynamics of organic matter, hyphomycetes and invertebrate communities in a brazilian savanna stream. **Community ecology**, v.20, p.301-313, 2019. Doi: [10.1556/168.2019.20.3.10](https://doi.org/10.1556/168.2019.20.3.10)
- CAMARGO, P. L. T.; JUNIOR, P. P. M.; TEIXEIRA, M. B.; MADEIRA, F. A.; BESERRA, R. K. P. Mapeamento por interpolação das ocorrências do Pequi (*Caryocar brasiliense* Cambess) na margem noroeste do município de São Francisco, bacia do São Francisco, MG. **Tecnia**, v.5, n.1, p.180-197, 2020. Disponível em: <http://revistas.ifg.edu.br/tecnia/article/view/789>
- CAPRETZ, R. L.; BATISTA, J. L. F.; SOTOMAYOR, J. F. M.; CUNHA, C. R. D.; NICOLETTI, M. F.; RODRIGUES, R. R. Padrão espacial de quatro formações florestais do estado de São Paulo, através da função K de Ripley. **Ciência Florestal**, v.22, p.551-565, 2012. Doi: [10.5902/198050986622](https://doi.org/10.5902/198050986622)
- COBO-QUINCHE, J.; ENDARA, M. J.; VALENCIA, R.; MUÑOZ-UPEGUI, D.; CÁRDENAS, R. E. Physical, but not chemical, antiherbivore defense expression is related to the clustered spatial distribution of tropical trees in an Amazonian forest. **Ecology and evolution**, v.9, n.4, p.1750-1763, 2019. Doi: [10.1002/ece3.4859](https://doi.org/10.1002/ece3.4859)
- COELHO, M. S.; NEVES, F. S.; PERILLO, L. N.; MORELLATO, L. P. C.; FERNANDES, G. W. Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v.238, p.244-249, 2018. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/178803>.
- COSTA, J. S.; LIMA, L. C.; LIMA, I. R. S. D. Estrutura e distribuição espacial de *Bowdichia virgilioides* Kunth.(Leguminosae–Papilionoideae) em um fragmento de Floresta Atlântica, Bahia, Brasil. **Revista da Biologia**, v.19, p.01-07, 2019. Doi: [10.7594/revbio.19.01.01](https://doi.org/10.7594/revbio.19.01.01)
- COSTA, T. R.; MOURA, C. C.; GONZAGA, A. P. D.; SILVA, L. S.; MACHADO, E. L. M. Funcionalidade de ilhas florestais na reserva da biosfera da Serra do Espinhaço. **Pesquisa e**

desenvolvimento de abordagens para o ensino de ciências biológicas, Cap.8, p.93. Doi: 10.51859/AMPLLA.PDA351.1121-8.

DANTAS, A. R.; MARANGON, L. C.; GUEDES, M. C.; FELICIANO, A. L. P.; LIRA-GUEDES, A. C. Spatial distribution of a population of *Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze in a floodplain forest of the Amazon Estuary. **Revista Árvore**, v.41, n.4, p.1-11, 2017. Doi: 10.1590/1806-90882017000400006

DAROSCI, A. A. B.; BRUNA, E. M.; MOTTA-JUNIOR, J. C.; SILVA FERREIRA, C.; BLAKE, J. G.; MUNHOZ, C. B. R. Seasonality, diaspore traits and the structure of plant-frugivore networks in Neotropical savanna forest. **Acta Oecologica**, v.84, p.15-22, 2017. Doi: 10.1016/j.actao.2017.08.003

DING, J.; ZHAO, W.; DARYANTO, S.; WANG, L.; FAN, H.; FENG, Q.; WANG, Y. The spatial distribution and temporal variation of desert riparian forests and their influencing factors in the downstream Heihe River basin, China. **Hydrology and Earth System Sciences**, v.21, n.5, p.2405-2419, 2017. Doi: 10.5194/hess-21-2405-2017

DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUS/FAPESP, 2004. p.159-167.

FEITOSA, K. K. A.; VALE, J. F. D.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SOUSA, M. I. L. D.; NASCIMENTO, P. P. R. R. Relações solo-vegetação em "ilhas" florestais e savanas adjacentes, no nordeste de Roraima. **Ciência Florestal**, v.26, p.135-146, 2016. Doi: 10.5902/1980509821098

FLORES, B. M.; DE SA DECHOUM, M.; SCHMIDT, I. B.; HIROTA, M.; ABRAHÃO, A.; VERONA, L.; OLIVEIRA, R. S. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. **Journal of Applied Ecology**, v.58, n.2, p.419-430, 2021. Doi: 10.1111/1365-2664.13794

FONSECA, Darliana da Costa. **O conceito de raridade em populações dioicas: uma abordagem ecológica**. 189 f. 2019. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. 2019. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/2395>.

FONSECA, Simone Nunes. **Efeitos do fogo em campos úmidos do Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG**. 93f. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. 2020. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/2516>

FONTES, C. G.; WALTER, B. M.; PINTO, J. R. R.; DAMASCO, G. Species turnover across different life stages from seedlings to canopy trees in swamp forests of Central Brazil. **International Journal of Ecology**, v.2015, id.124851, p.1-8, 2015. Doi: 10.1155/2015/124851

GIACOMIN, G.; DE CARVALHO, M. B.; DE PAULA SANTOS, A.; DAS GRAÇAS MEDEIROS, N.; FERRAZ, A. S. Análise comparativa entre métodos interpoladores de modelos de superfícies. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.6, n.6, p.1315-1329, 2014. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44716>

GONÇALVES, T. S.; SILVA, A. C.; MENDONÇA FILHO, C. V.; COSTA, C. R.; BRAGA, I. L. The Capões of Seasonal Semi-deciduous Forest in the Cerrados and Rupestrian Fields of the Espinhaço Chain. **International Journal of Geoscience, Engineering and Technology**, v.1, n.1, p.43-48, 2020.

GONZAGA, A. P. D.; MACHADO, E. L. M. Paisagens e vegetação da região do Espinhaço Meridional. **Regnellea Scientia**, v.7, n.4, p.162-187, 2021.

HAI, N. H.; ERFANIFARD, Y.; BUI, V. B.; MAI, T. H.; PETRITAN, A. M.; PETRITAN, I. C. Topographic effects on the spatial species associations in diverse heterogeneous Tropical Evergreen Forests. **Sustainability**, v.13, n.5, p.2468, 2021. Doi: 10.3390/su13052468

HOUDANON, R. D.; TCHAN, I. K.; LAOUROU, G. A.; CODJIA, J. E. I.; BADOU, S. A.; AIGNON, L. H.; YOROU, N. S. Spatial structure of ectomycorrhizal trees in wooded savannas of guineo-sudanian ecozone in West Africa. **Journal of Tropical Forest Science**, v.31, n.1, p.1-11, 2019. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/26565755>

HUYLENBROECK, L.; LATTE, N.; LEJEUNE, P.; GEORGES, B.; CLAESSENS, H.; MICHEZ, A. What factors shape spatial distribution of biomass in Riparian Forests? Insights from a LiDAR survey over a large area. **Forests**, v.12, n.3, p.371, 2021. Doi: 10.3390/f12030371

INMET – **Instituto Nacional de Meteorologia**. 2021. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em Janeiro de 2021.

KOPPEN, W. **Grundriss der Klimakunde**. Berlin: Walter de Gruyter, 1931. 390p.

MARTINS, V. F.; SEGER, G. D. D. S.; WIEGAND, T.; SANTOS, F. A. M. D. Phylogeny contributes more than site characteristics and traits to the spatial distribution pattern of tropical tree populations. **Oikos**, v.127, n.9, p.1368-1379, 2018. Doi: 10.1111/oik.05142

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Morpho-physiological classification of seeds and morphology of fruits and seedlings of *Richeria grandis*. **Rodriguésia**, v.71, p.e02732018, 2020a. Doi: 10.1590/2175-7860202071098.

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; MOURA, L. C.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Vegetative propagation of *Richeria grandis* Vahl. by mini-cutting. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.15, n.4, p.e7930, 2020b. Doi: 10.5039/agraria.v15i4a7930

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; OLIVEIRA, P. A.; FONSECA, D. C.; MACHADO, E. L. M. Como é a estrutura e a diversidade *alpha* e *beta* de matas de galeria inundáveis? **Diversitas Journal**, v.6, n.2, p.1920-1945, 2021. Doi: 10.17648/diversitas-journal-v6i2-1496

NAWAZ, M. A.; ZAKHARENKO, A. M.; ZEMCHENKO, I. V.; HAIDER, M. S.; ALI, M. A.; IMTIAZ, M.; CHUNG, G.; TSATSAKIS, A.; SUN, S.; GOLOKHVAST, K. S. Review: Phytolith Formation in Plants: From Soil to Cell. **Plants**, v.8, n.249, 2019. Doi: 10.3390/plants8080249

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. 2020. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RABINOWITZ, D. Seven forms of rarity. In: SYNGE, H. **The biological aspects of rare plant conservation**. New York, Wiley. p.205-217, 1981.

RAMÓN, P.; VELÁZQUEZ, E.; ESCUDERO, A.; DE LA CRUZ, M. Environmental heterogeneity blurs the signature of dispersal syndromes on spatial patterns of woody species in a moist tropical forest. **PLoS one**, v.13, n.2, p.e0192341, 2018. Doi: 10.1371/journal.pone.0192341

REZENDE, R. S.; LEITE, G. F. M.; RAMOS, K.; TORRES, I.; TONIN, A. M.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F. Effects of litter size and quality on processing by decomposers in a tropical savannah stream. **Biotropica**, v.50, n.4, p.578-585, 2018. Doi: 10.1111/btp.12547

REZENDE, R. S.; MEDEIROS, A. O.; GONÇALVES, J. F.; FEIO, M. J.; GUSMÃO, E. P.; GOMES, V. Â. A.; ALMEIDA, J. D. S. D. Patterns of litter inputs, hyphomycetes and invertebrates in a Brazilian savanna stream: a process of degradative succession. **Journal of Tropical Ecology**, v.35, n.6, p.297-307, 2019. Doi: 10.1017/S0266467419000269

RIPLEY, B. D. Tests of 'Randomness' for spatial point patterns. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B. Methodological*, v.41, n.3, p.368-374, 1979. Doi: 10.1111/j.2517-6161.1979.tb01091.x.

RODRIGUES, B. L.; BRUZINGA, J. S. C.; RIBEIRO, R. B. D. S.; GAMA, J. R. V.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA, M. L. R. D. Pattern and spatial associations of commercial trees in the Amazon. **Ciência Rural**, v.51, n.6, p. e20200367, 2021. Doi: 10.1590/0103-8478cr20200367

ROWLINGSON, B.; DIGGLE, P. **Splancs: spatial and space-time point pattern analysis**. 2018. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <https://CRAN.Rproject.org/package=splancs>

SAHEBI, M.; HANAFI, M. M.; AKMAR, A. S. N.; RAFII, M. Y.; AZIZI, P.; TENGOUA, F. F.; AZWA, J. N. M.; SHABANIMOFRAD, M. Importance of Silicon and Mechanisms of Biosilica Formation in Plants. **BioMed International**, v.2015, id.396010, p.1-16, 2015. Doi: 10.1155/2015/396010

SHIN, S.; LEE, S. G.; KANG, H. Spatial distribution patterns of old-growth forest of dioecious tree *Torreya nucifera* in rocky Gotjawal terrain of Jeju Island, South Korea. **Journal of Ecology and Environment**, v.41, n.1, p.1-12, 2017. Doi: 10.1186/s41610-017-0050-3.

SILVA, R. A.; MAZON, J. A.; WATZLAWICK, L. F. Distribuição espacial de táxons anemocóricos e zoocóricos em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.39, n.1, p.1-10, 2019. Doi: 10.4336/2019.pfb.39e201801700

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3ed. EMBRAPA. 2017. Brasília, DF, Brasil. 2017. 574 p.

VIEIRA, D. S.; GOMES, K. M. A.; DOS SANTOS, L. E.; DE OLIVEIRA, M. L. R.; GAMA, J. R. V.; MENDONÇA, E. L. M.; LAFETÁ, B. O.; MOURA, C. C.; FIGUEIREDO, A. E. S. Estrutura diamétrica e espacial de espécies madeireiras de importância econômica na Amazônia. **Scientia Forestalis**, v.49, n.129, p.e3438, 2021. Doi: 10.18671/scifor.v49n129.21

VIEIRA, J. P. G.; SOUZA, M. J. H.; TEIXEIRA, J. M.; CARVALHO, F. P. Estudo da precipitação mensal durante a estação chuvosa em Diamantina, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.7, p.762-767, 2010. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br>

YANG, W.; WANG, Y.; WEBB, A. A.; LI, Z.; TIAN, X.; HAN, Z.; YU, P. Influence of climatic and geographic factors on the spatial distribution of Qinghai spruce forests in the dryland Qilian Mountains of Northwest China. **Science of the Total Environment**, v.612, p.1007-1017, 2018. Doi: 10.1038/s41598-017-05701-6

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5ed. Prentice Hall, New Jersey. 2010. 944p.

CAPÍTULO II - FENOLOGIA DE *Richeria grandis* - ESPÉCIE DIOICA COM DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA AMPLA E UMA ESPECIFICIDADE AMBIENTAL ÚNICA

RESUMO

A fenologia expressa estratégias relacionadas a uso de recursos e à dinâmica dos ecossistemas, onde gera informações que auxiliam na gestão e conservação de espécies. O presente estudo investigou a fenologia reprodutiva e vegetativa de *Richeria grandis* em duas localizações, porém o mesmo hábitat, ambas localizadas na Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Sudeste do Brasil. O monitoramento fenológico mensal das populações selecionadas foi realizado ao longo de 24 meses, com a intensidade de cada fenofase sendo avaliada pelo Índice de Fournier. A análise estatística circular foi usada para avaliar o grau de sincronia e a significância da sazonalidade nas fenofases. *R. grandis* apresentou floração por um período de 5 a 6 meses anual, regular, sincrônica entre os sexos e alta sazonalidade. A fenofase de frutificação, em geral, apresentou comportamento semelhante à floração, apresentando picos de intensidade em intervalos de tempo curtos e alta sazonalidade. A frutificação foi caracterizada por apresentar variação de anos com alta e baixa produção de frutos, denominado como sendo uma produção supra-anual. Foi observado o hábito vegetativo da *R. grandis* como sempre verde e renovação anual da folhagem, e os resultados da análise circular indicaram baixa sazonalidade para todos os eventos vegetativos.

Palavras-chave: Conservação. Fenofase. Fisiologia vegetal. Ilhas Florestais.

CHAPTER II - PHENOLOGY OF *Richeria grandis* - A DIOIC SPECIES WITH WIDE GEOGRAPHICAL DISTRIBUTION AND A UNIQUE ENVIRONMENTAL SPECIFICITY

ABSTRACT

Phenology expresses strategies related to the use of resources and the dynamics of ecosystems, where it generates information that helps in the management and conservation of species. The present study investigated the reproductive and vegetative phenology of *Richeria grandis* in two locations, but the same habitat, both located in Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais, Southeast Brazil. Monthly phenological monitoring of the selected populations was carried out over 24 months, with the intensity of each phenophase being evaluated by the Fournier Index. Circular statistical analysis was used to assess the degree of synchrony and the significance of seasonality in the phenophases. *R. grandis* flowered for a period of 5 to 6 months, annual, regular, synchronous between sexes and high seasonality. Fruiting phenophase, in general, showed similar behavior to flowering, with intensity peaks in short time intervals and high seasonality. Fruiting was characterized by presenting a variation of years with high and low fruit production, called a supra-annual production. The vegetative habit of *R. grandis* as evergreen and annual renewal of foliage was observed, and the results of the circular analysis indicated low seasonality for all vegetative events.

Keywords: Conservation. Phenophase. Plant physiology. Forest Islands.

1 INTRODUÇÃO

A fenologia de plantas compreende o estudo de uma sequência de eventos fisiológicos como o desempenho vegetativo, floração e frutificação (SANTANA *et al.*, 2020) aliado ao tempo de mudança em seu ciclo de vida (*e. g.*, período e duração), influenciados ou não por fatores bióticos e abióticos, que garantem o sucesso da espécie na ocupação geográfica (LIETH, 1974; MILLER-RUSHING *et al.*, 2010; FERRERA *et al.*, 2017; FONSECA, 2019; TRES *et al.*, 2020). Desta forma, ajudam a compreender a dinâmica dos ecossistemas, o que gera informações que auxiliam na gestão e conservação de espécies (CASTRO *et al.*, 2020; TRES *et al.*, 2020) e restauração da comunidade (MORELLATO *et al.*, 2016; BUISSON *et al.*, 2017), uma vez que uma população está inter-relacionada com as demais populações de uma determinada área ou região.

As variações ou adaptações fenológicas de uma espécie possuem estreita relação com o tipo de habitat e as condições ambientais próprias de cada local (CHUINE, 2010; MILLER-RUSHING *et al.*, 2010; BELO *et al.*, 2013; FERRERA *et al.*, 2017; HUANG *et al.*, 2019; SEMENSATO *et al.*, 2020) o que inclui o ataque de pragas, disponibilidade de nutrientes no solo e outros (SANTANA *et al.*, 2020) ou por fatores evolutivos (*i. e.*, genéticos), como o tempo da floração que determina em quais condições a maturação da semente deverá ocorrer de modo a evitar possíveis prejuízos para o indivíduo (ARROYO, 1990; CHUINE, 2010; ESPELAND; EMAM, 2011; FONSECA, 2019).

Além disso, outro fator que regula a fenologia em plantas tropicais, considerado o principal por muitos pesquisadores, é o clima (TAIZ *et al.*, 2017; DARU *et al.*, 2019; TRES *et al.*, 2020; SEMENSATO *et al.*, 2020), que possui maior influência nas fenofases de floração e frutificação, com destaque para as oscilações das precipitações (SEMENSATO *et al.*, 2020). No entanto, como resposta às características intrínsecas de uma fitocenose, as espécies podem apresentar diferenças sutis nas fenofases reprodutivas e vegetativas (HEGAZY *et al.*, 2018) ou demonstrar uma plasticidade fenológica como resposta às variações locais de temperatura, umidade e fotoperíodo (CHUINE, 2010). Assim, podem surgir espécies restritas ou adaptadas a estas barreiras abióticas, impostas pelo habitat, à dispersão para outros ambientes, o que gera isolamento reprodutivo (ARROYO, 1990; MILLER-RUSHING *et al.*, 2010; HEGAZY *et al.*, 2018).

A época, duração e o sincronismo das fenofases afetam a estrutura e persistência das espécies em um determinado local (AUGSPURGER, 1983; HEGAZY *et al.*, 2018, FONSECA, 2019), principalmente em plantas dioicas, e influencia a abundância e a distribuição geográfica de seus indivíduos (CHAURASIA; SHUKLA, 2016). Em espécies

dioicas, a fenologia está associada à expressão sexual dos indivíduos (ESPIRITO-SANTO *et al.*, 2003; FONSECA, 2019), que podem apresentar variação em seu comportamento fenológico (BENEVIDES *et al.*, 2015; CHAURASIA; SHUKLA, 2016), reduzindo a eficiência da fecundação, uma vez que indivíduos femininos possuem alto gasto energético para a produção das sementes (ESPIRITO-SANTO *et al.* 2003; FONSECA, 2019), em detrimento aos masculinos.

O conhecimento da fenologia de espécies nativas e suas respostas aos fatores climáticos são importantes para o desenvolvimento de ações para a sua preservação em áreas adequadas (FERRERA *et al.*, 2017) e também para otimizar o planejamento e gestão sobre a época de coleta de sementes maduras em matrizes selecionadas, em especial para a produção de mudas de forma sexuada (*i. e.*, aumento da diversidade genética) com o objetivo de restauração de ecossistemas degradados. Ainda que pesquisas fenológicas possuam grande valor científico e econômico, estes estudos ainda são pouco realizados. Sob esse viés, é importante que as determinações fenológicas em espécies nativas arbóreas sejam permanentes e ampliadas, principalmente naquelas que possuem perspectivas de recuperação de ecossistemas degradados (FERRERA *et al.*, 2017). Isto constitui um acúmulo de conhecimento inestimável para planejamentos na área ecológica e florestal (FERRERA *et al.*, 2017).

Assim, o objetivo deste trabalho foi informar sobre a fenologia reprodutiva e vegetativa de *Richeria grandis*, espécie dioica com distribuição geográfica ampla, e uma especificidade ambiental única e que apresenta grande potencial para uso em ecossistemas úmidos degradados, e melhorar a eficiência do planejamento para a coleta de sementes e produção de mudas sexuada.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Espécie estudada

A espécie estudada foi *Richeria grandis* Vahl (Phyllanthaceae), árvore perenifólia, não pioneira (MOURA *et al.*, 2020; COSTA *et al.*, 2021) e dioica, com distribuição geográfica ampla, e uma especificidade ambiental única (RABINOWITZ, 1981). Uma vez que esta espécie ocorre em diversas formações florestais, desde a América Central ou norte da América do Sul ao sudeste do Brasil ou nordeste da Argentina (FUNCH *et al.*, 2008), e é considerada uma das espécies mais representativa e exclusiva de ambientes ripários (HUBER; RULL, 2019), principalmente Florestas Ciliares e de Galeria (COSTA, 2017; MOURA *et al.*, 2021; COSTA *et al.*, 2021), classificando-a como espécie especialista e indicadora de Ilhas florestais inundáveis (*i. e.*, Capões de Mata) (SOUZA *et al.*, 2018; LÚCIO, 2019). Muitas vezes apresenta-se com hiperabundância em algumas matas analisadas (DAROSCI, 2016), além de ser uma espécie que constituem tanto o dossel, quanto os regenerantes sob dossel destas ilhas florestais (FUNCH *et al.*, 2002).

R. grandis possui adaptações morfofisiológicas para suportar as condições físicas e a baixa oxigenação do solo nestes locais (BAMBI *et al.*, 2016). É incluída no grupo funcional das hidrófilas (*i. e.*, adaptadas a locais com regime hídrico do solo hidromófico) e também higrófila (*i. e.*, locais com regime hídrico do solo semi-hidromórfico), e é responsável por contribuir com mais de 45% da biomassa da serapilheira determinante para a estabilidade destes ecossistemas (CALDERÓN *et al.*, 2019). Possui síndrome de dispersão zoocórica, em específico por meio de aves (Ornitocoria) por ação direta (DAROSCI, 2016) e polinização biótica (entomofilia), cuja recompensa oferecida ao polinizador é o grão de pólen. Ressalta-se que *R. grandis* tem sementes recalcitrantes com presença de sarcotesta (MOURA *et al.*, 2020), no entanto sua semente não é rígida, sendo que, possíveis aves podem comprometer a viabilidade do embrião após ingestão.

2.2 Áreas do estudo

As avaliações fenológicas foram realizadas em duas Ilhas florestais inundáveis, inseridas no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) e no Parque Estadual do Biribiri (PEBi), localizados no município de Diamantina, na porção Meridional da Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil (FIG. 1).

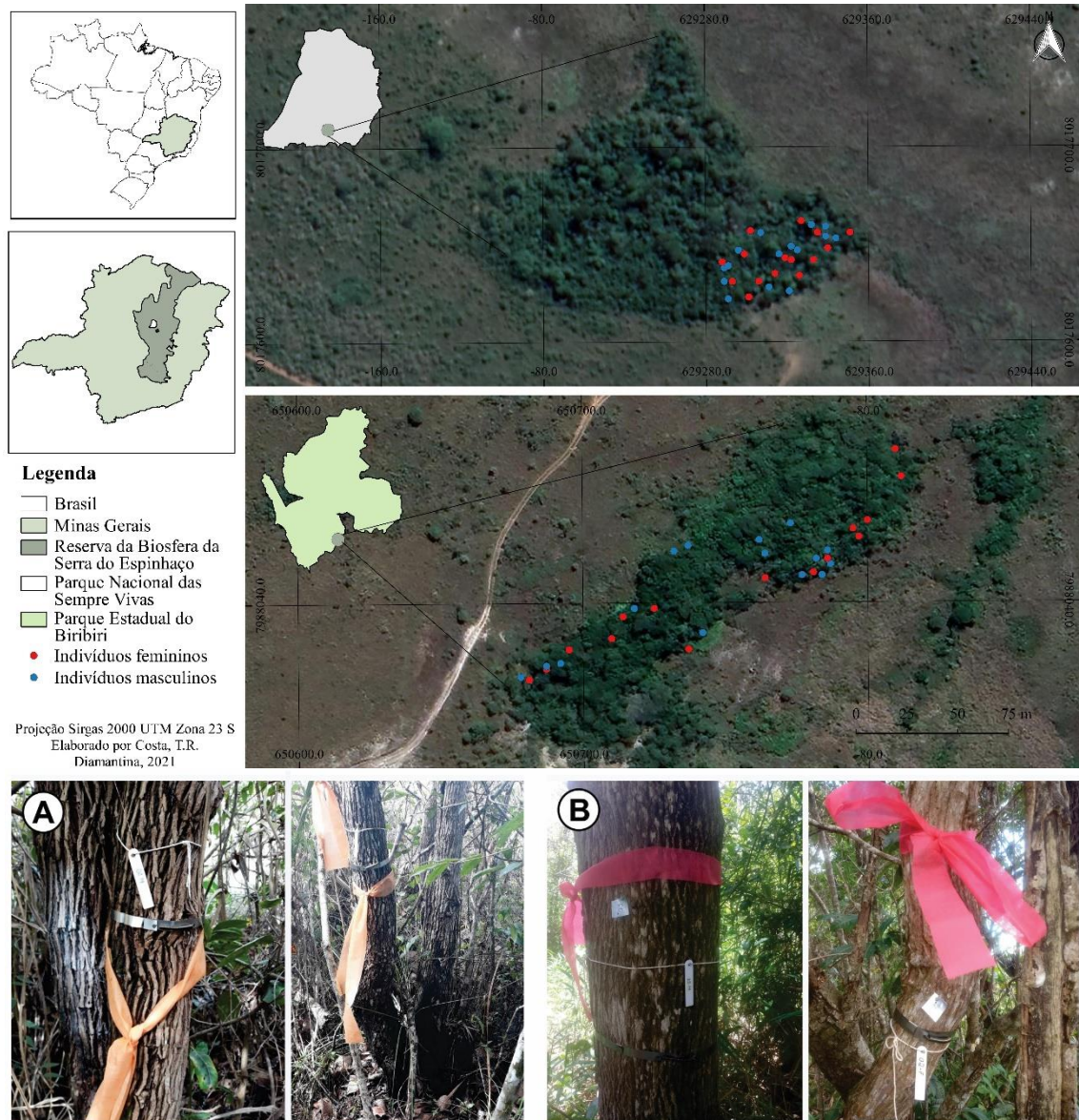
Ilhas naturais de florestas estacionais associadas às nascentes (*i. e.*, afloração do lençol freático acima da superfície terrestre), também conhecidas como “Capões de Mata” ou “Matas de Galeria Inundável” são determinadas pelas características edofoclimáticas e possuem influência dos domínios Atlântico e Cerrado (COELHO *et al.*, 2017; RIBEIRO,

2018; COELHO *et al.*, 2018; COSTA *et al.*, 2021). De acordo com Costa (2017), estes Capões não possuem a capacidade de retração e expansão ao longo do tempo, devido a um gradiente de fertilidade e umidade entre estas e as formações adjacentes, que são, em sua maioria, de vegetações campestres (*e. g.*, áreas úmidas) (FONSECA, 2020), rupestres e fisionomias de Cerrado *stricto sensu* (MOURA *et al.*, 2021). Não devem ser confundidas com fragmentos florestais, que são produtos do desmatamento que leva à conversão de florestas contínuas em remanescentes isolados em uma matriz não florestal (RIBEIRO, 2018).

Esta fitocenose funciona como refúgio para algumas espécies, diante das atuais e previstas mudanças climáticas, por manterem elevada umidade e temperaturas amenas durante todo o ano (DAVIS *et al.*, 2019). Apesar da reconhecida importância de preservação destes Capões de mata, recentes mudanças no Código Florestal (Lei nº12.651 – 2012) reduzem as faixas de florestas que devem ser preservadas (SILVEIRA, 2020), além de estarem entre as fitofisionomias que mais sofrem ameaças em decorrência da crescente pressão antrópica (SILVEIRA, 2020). Em geral, são bastante danificadas pelo fogo (FONSECA, 2020), apresentando alta vulnerabilidade, onde são destruídas e, ou, perdem a sua capacidade de regeneração (*i. e.*, não são resilientes) (FLORES *et al.* 2021). Neste sentido, a recuperação natural destas matas ao estado primário pode não ocorrer ou ser bastante lenta (SILVEIRA, 2020).

O Capão de Mata selecionado no PNSV localiza-se, em específico, na bacia do Rio São Francisco, sub-bacia do Rio Jequitaí, próximas ao divisor de águas em uma área denominada “Rancharia” (UTM 629517; 8017618, Datum SIRGAS 2000) (FIG. 1A). O Capão está sob um relevo suave (*i. e.*, 1321 a 1327m de altitude) onde, na porção inferior da mata (planície) apresenta solo orgânico (*i. e.*, Organossolo) e inundável, com um regime hídrico dos solos hidromórficos. A distribuição espacial dos indivíduos de *R. grandis* encontra-se restrita apenas à parte de planície do Capão, apresentando um padrão agregado e uma associação negativa (*i. e.*, repulsiva) entre os sexos (*vide*, capítulo 1 desta tese).

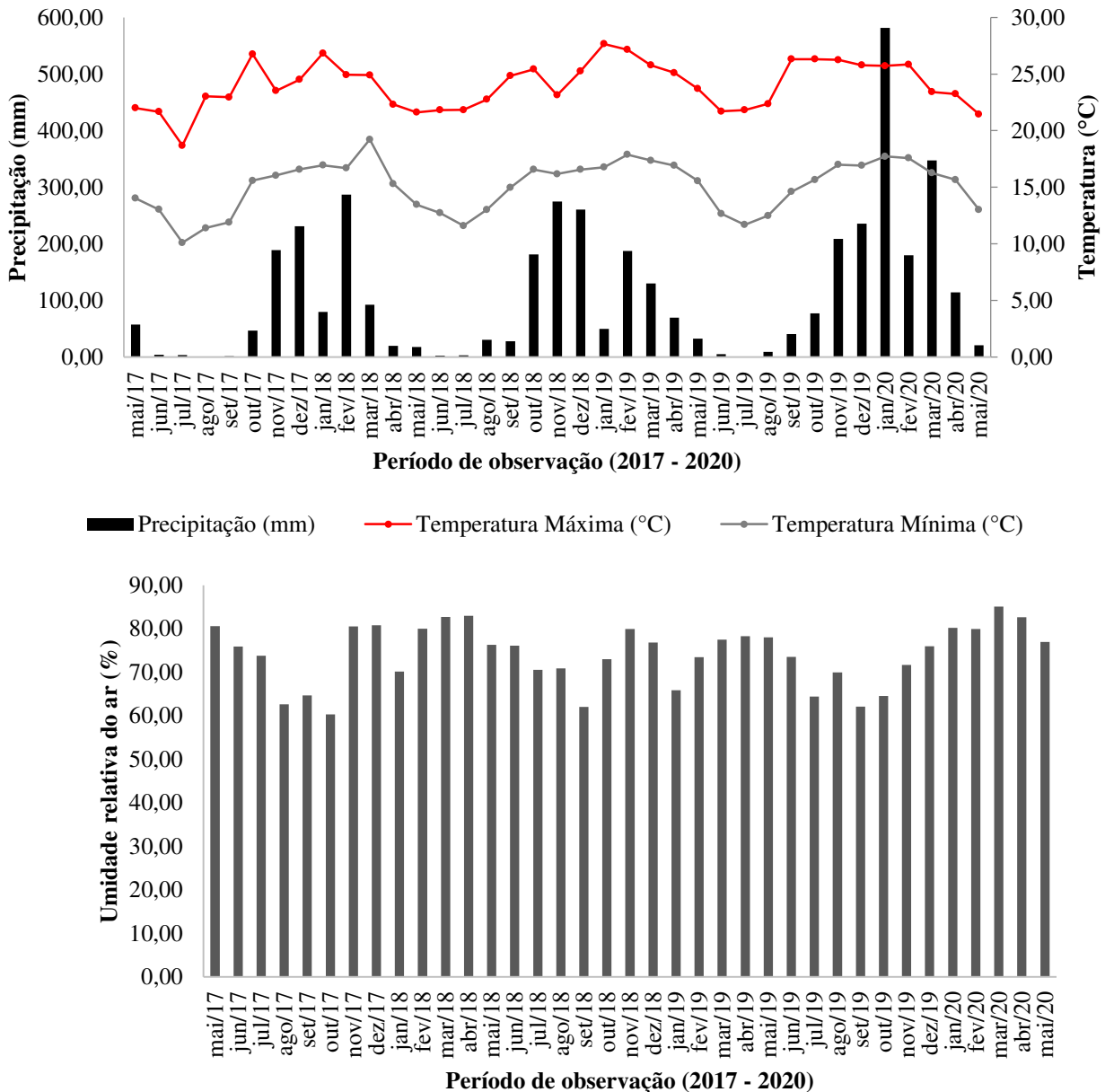
Figura 1 - Localização das Ilhas naturais de florestas inundáveis (Capões de Mata), localizadas no (A) Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), e (B) Parque Estadual do Biribiri (PEBi), município de Diamantina, na porção Meridional da Serra do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil, para estudo fenológico da *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae)



Em contrapartida, o Capão de Mata selecionado no PEBi (UTM 650720,54; 7988022,27, Datum SIRGAS 2000) localiza-se na região sudeste do município de Diamantina, Minas Gerais, próximo ao *campus* JK da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) (Rodovia MGT 367, km 583). Apresenta-se com um relevo de encosta (*i. e.*, escarpa) (1347 a 1369m de altitude), caracterizada por uma cabeceira de drenagem de uma nascente na parte superior da encosta (1366 m de altitude) com regime hídrico dos solos hidromórficos, acompanhando o fluxo de água da nascente em todo o Capão (região central). O padrão espacial de *R. grandis* neste local, mostra-se aleatório à distâncias acima de 50 m e completa independência espacial entre os sexos (*vide*, Capítulo 1 desta tese).

O clima na região é do tipo Cwb, de acordo com a classificação climática de Köppen (1931), apresentando clima temperado, com inverno seco, que vai de junho a agosto, e verão úmido, de novembro a março, ocorrendo períodos de transição entre abril e outubro (INMET, 2021) (FIG. 2). As temperaturas médias anuais são de 20°C e a precipitação média anual varia de 1.250 a 1.500 mm o período chuvoso, com cinco meses de duração, ocorrentes de outubro a março, e representa 88% do total precipitado durante o ano (VIEIRA *et al.*, 2010; FONSECA, 2020) (FIG. 2).

Figura 2 - Gráficos de precipitação (barras verticais), temperaturas máxima e mínima (acima) e umidade relativa do ar (%) (barras verticais) (abaixo) para o município de Diamantina/MG, registradas para o período de maio/2017 a maio/2020



Fonte: INMET, 2021.

2.3 Material botânico

O material coletado foi herborizado seguindo técnicas usuais e posteriormente depositado no Herbário Dendrológico Jeanini Felfili (HDJF) da UFVJM, sob o Voucher de nº HDJF-8335 para os indivíduos encontrados no PNSV e voucher de nº HDJF – 8336 para as coletadas no PEBi.

2.4 Coleta de dados

A avaliação do padrão fenológico de *R. grandis* foi conduzida com 30 indivíduos em cada Capão selecionado, sendo 15 árvores para cada sexo, totalizando 60 indivíduos amostrados. Para isso, foi realizado anteriormente, a distribuição espacial de todos os indivíduos (*sensu*), com diâmetro altura do peito acima de 5 cm ($DAP \geq 5$), de *R. grandis* nos dois Capões do presente estudo, sendo mapeados os indivíduos em estágio reprodutivo (*i. e.*, femininos e masculinos) (*vide*, capítulo 1 desta tese).

A partir do mapeamento, foram selecionadas apenas as árvores adultas de acordo com as condições fitossanitárias. Plantas aparentemente desgastadas, com ramos secos, quebradiços e com poucas folhas, com indícios de intensa predação ou que aparentavam doentes foram evitadas durante a seleção para não comprometer a continuidade dos estudos fenológicos. Posteriormente, os indivíduos que se enquadravam no critério acima, foram selecionados de forma aleatória para as análises fenológicas. Ressalta-se que a seleção não pode adotar um padrão de distanciamento devido os mesmos, em fase reprodutiva, estarem muito concentrados apenas em uma parte do Capão localizado no PNSV, principalmente os indivíduos femininos (FIG. 1A). No entanto, para evitar clones oriundos de expansões de raízes, o critério de amostragem exigiu que os indivíduos estivessem a pelo menos cinco metros do vizinho coespecífico e do mesmo sexo mais próximo.

Para análise da fenologia foi empregado o método semi-quantitativo de Fournier (1974), no qual foram observadas as fenofases reprodutivas (*i. e.*, floração e frutificação) e vegetativas (*i. e.*, folhas velhas, novas, queda de folhas (deciduidade) e brotamento). O Índice de Fournier (FOURNIER, 1974) possibilita estimar a intensidade das fenofases e foi quantificado subjetivamente, a partir de observações visuais, atribuindo-se os valores 0 (ausência de fenofase), 1 (até 25%), 2 (até 50%), 3 (até 75%) e 4 (até 100%) de intensidade da fenofase. Os valores obtidos em campo com a utilização da escala intervalar semiquantitativa de cinco categorias (0 a 4) permitiram estimar a porcentagem de intensidade da fenofase em cada indivíduo (D'EÇA-NEVES; MORELLATO, 2004). As avaliações de forma metodológica para este estudo foram realizadas mensalmente entre dezembro/2017 a fevereiro/2020. No entanto, ressalta-se que expedições contínuas a estas áreas e observações dos eventos reprodutivos em indivíduos de *R. grandis* ocorrem desde 2014.

As fenofases reprodutivas avaliadas foram pré-antese (*i. e.*, flores totalmente protegidas pelas brácteas e/ou flores visíveis, mas sem a exposição dos órgãos reprodutivos) (FIG. 3A-C); pós-antese (*i. e.*, flores abertas, estames e estigmas expostos a flores femininas fecundadas) (FIG. 3D-G); frutos imaturos (*i. e.*, flores senescentes, frutos em forma de

cápsula septífraga oblonga com os septos fechados de coloração verde claro a escuro com sementes imaturas, sem formação da sarcotesta) (FIG. 3H-I); frutos maduros (*i. e.*, frutos em forma de cápsula com os septos ainda fechados de coloração verde escuro e as sementes apresentam a sarcotesta de coloração vermelho alaranjado) (FIG. 3J) e frutos pré-dispersão (*i. e.*, frutos totalmente maduros, abrem-se quando maduros, acarretando a ruptura dos septos paralela ao eixo das sementes, classificando-se como deiscentes longitudinal, apresenta a coluna central seminífera que permanece íntegra depois da deiscência do fruto, onde a semente fica presa, classificando-se como frutos esquizocarpos) (FIG. 3K) (MOURA *et al.*, 2020).

As fenofases vegetativas avaliadas foram: folhas velhas (*i. e.*, folhas simples completamente expandidas, saudas, de coloração verde escuro, rígidas, com margem lisa, e formato oblongo com ápice arredondado) (FIG. 3L), folhas novas (*i. e.*, folhas simples totalmente expandidas, de coloração verde claro, tenras e margem lisa, de forma elíptica (ápice acuminado e base cuneada)) (FIG. 3M), brotamento (*i. e.*, emissão de brotos no ápice ou nas laterais dos ramos, folhas apresentando margem serreada, caracterizado como folha simples, simétrica, com nervura principal bastante evidente, de forma elíptica (ápice acuminado e base cuneada)) (FIG. 3N) e queda de folhas (deciduidade) (*i. e.*, folhas de coloração amarelas ou marrons em processo de senescência, muitas vezes apresentando muitas galhas) (FIG. 3O) (MOURA *et al.*, 2020). *R. grandis* foi classificada em relação à deciduidade de acordo com Williams *et al.* (1997): i) “*Evergreen*” (sempre verde) retém 75 a 100% da folhagem ao longo do ano; ii) Semi-decídua - senescência de cerca de 50% do dossel durante uma estação definida; e iii) Caduca - perda total de folhas durante uma estação definida.

Foram utilizados dados meteorológicos de precipitação (mm), temperatura máxima e mínima (°C) e umidade relativa do ar (%), para o período de maio/2017 a maio/2020, registrados pela Estação Climatológica Principal de Diamantina (18°15’S, 43°36’W, altitude de 1296 m), fornecidos pelo INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). As informações de precipitação foram obtidas a partir da soma das observações, enquanto que os dados de temperatura, e umidade foram obtidos pela média dos valores registrados para cada período de estudo da fenologia (FIG. 2).

2.5 Análise de dados

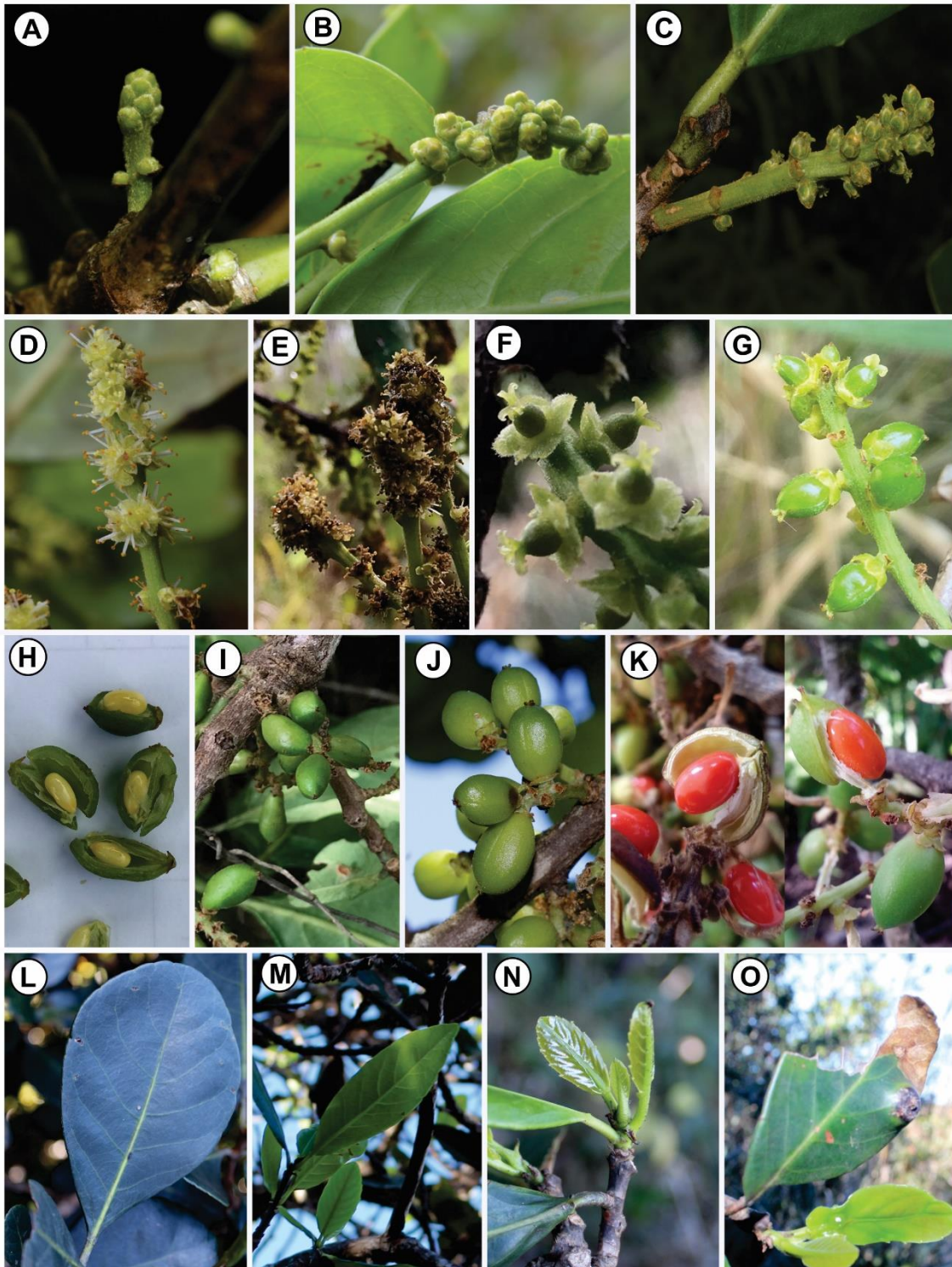
O padrão fenológico de *R. grandis* foi avaliado pelo índice de intensidade de Fournier (1974) para cada área estudada, separadamente. Este índice é calculado pela soma dos valores observados (*i. e.*, 15 indivíduos para cada sexo (repetição); valor de Fournier de 0

a 4) para cada período de observação (FONSECA, 2019). Posteriormente, este somatório foi dividido pelo número de indivíduos amostrados de cada sexo (repetição; 15) e multiplicado pelo maior valor possível de intensidade (4). Como a intensidade é medida em porcentagem, o valor do índice foi multiplicado por 100 obtendo assim a intensidade da fenofase para cada evento avaliado (FONSECA *et al.*, 2017; FONSECA, 2019).

A avaliação do período em que ocorreu maior frequência das fenofases reprodutivas e vegetativas foi realizada por meio da aplicação da análise circular, sendo definido o ângulo médio e a data média em que o evento ocorreu com maior intensidade, dentro do intervalo de observação (MORELLATO *et al.*, 2000). A análise circular indica a sazonalidade dos eventos que caracterizam as fenofases, sendo determinada pelo teste de Rayleigh (Z) e o coeficiente r, que indica o grau de sazonalidade (MORELLATO *et al.*, 2000; TALORA; MORELLATO, 2000). A avaliação da análise circular foi realizada no programa ORIANA, versão 4.02 (KOVACK, 2013).

A associação positiva ou negativa das fenofases em relação às condições climáticas foi avaliada por meio da correlação de Spearman (r) a 5% de significância para dados não paramétricos, de modo a avaliar a intensidade das fenofases reprodutivas e vegetativas com os dados de precipitação, umidade, e temperatura média. As análises foram realizadas utilizando-se o programa R (2020).

Figura 3 - Fenofases de *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae) em que: fenofases reprodutivas de pré-antese (a-c); pós-antese (d-g); frutos imaturos (h-i); frutos maduros (j) e frutos pré-dispersão (k); fenofases vegetativas de folhas velhas (l), folhas novas (m), brotamento (n) e queda de folhas (o)



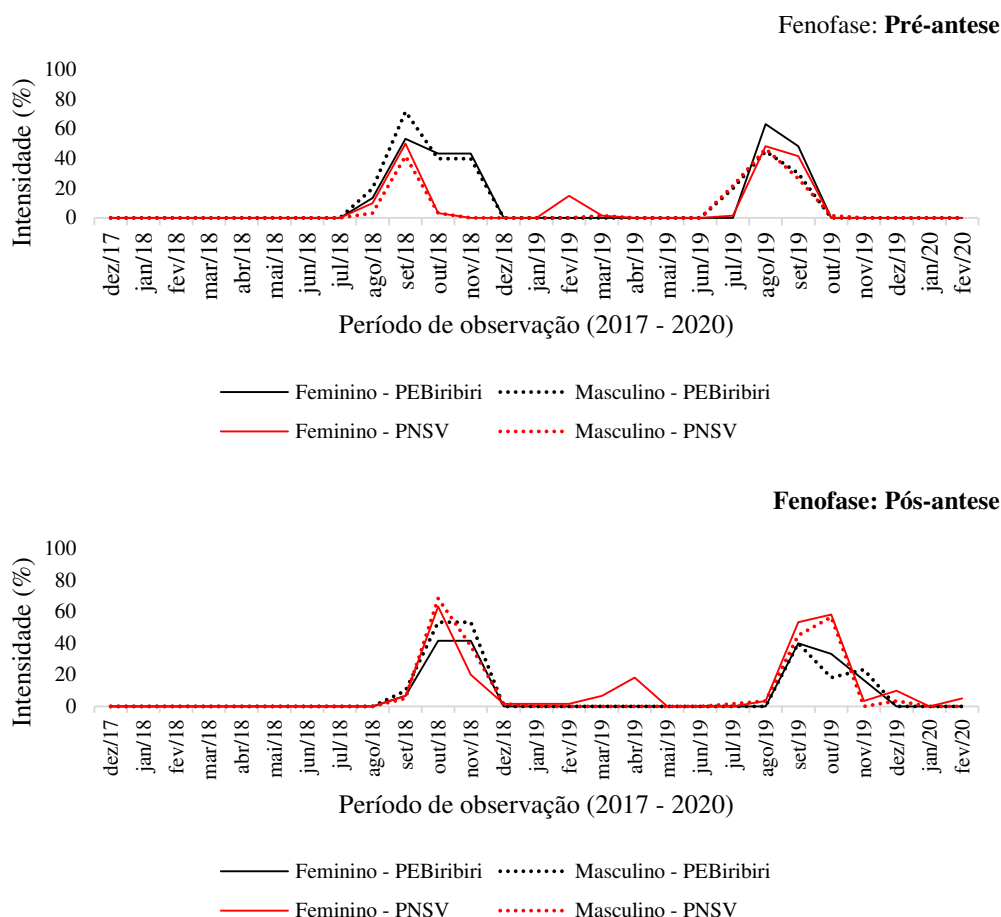
3 RESULTADOS

3.1 Fenologia reprodutiva

R. grandis apresentou o estágio de floração (*i. e.*, pré e pós-antese) por um período de 5 a 6 meses anual de forma sincrônica entre os sexos nos dois Capões estudados, em relação à intensidade e duração das fenofases, com alta sazonalidade ($p < 0,05$) (TAB. 1; 2).

A fenofase de pré-antese, no ciclo (2017-2018), apresentou-se com maior intensidade do evento no mês de setembro em ambos os Capões estudados, sendo outubro o mês médio de ocorrência do evento dos indivíduos masculinos e femininos no PEBi, e setembro o mês médio do evento para os indivíduos do PNSV, de ambos os sexos (FIG. 4, TAB 1; 2). Para o ciclo (2019-2020), o mês de agosto foi o que apresentou a maior intensidade do evento, sendo que, o mês médio para os indivíduos femininos do PEBi e do PNSV foi setembro e masculinos, agosto (TAB. 1; 2, FIG. 4). Observa-se que a intensidade deste evento foi maior para os indivíduos masculinos no ciclo (2017-2018) quando comparado ao ciclo (2019-2020) no PEBi. Ademais, considera-se similar a intensidade deste evento nos dois ciclos analisados para o PNSV, e inferior ao PEBi, considerando o primeiro ciclo de análise.

Figura 4 - Intensidade e sincronismo da fenologia reprodutiva, fenofases de floração pré-antese e pós-antese de indivíduos femininos e masculinos de *Richeria grandis* Vahl (Phyllanthaceae) localizados no Parque Estadual do Biribiri (PEBi) e Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil, avaliada entre dezembro/2017 a fevereiro/2020, utilizando o método semiquantitativo de Fournier (1974)



Em relação à fenofase de pós-antese, de outubro a novembro (2018), houve o pico de intensidade do evento similar para o PEBi, para os dois sexos, e outubro (2018), em específico, no PNSV (FIG. 4). O mês médio de ocorrência deste evento, pela análise circular (TAB. 1) para o PEBi, foi outubro, em ambos os sexos para os dois ciclos analisados. Já no PNSV, o mês médio de ocorrência deste evento para os indivíduos de *R. grandis* femininos foi em outubro, e os masculinos em novembro (ciclo 2017-2018) (TAB. 2). No ciclo (2019-2020), o mês médio foi outubro para os dois sexos (TAB. 2). A intensidade deste evento foi contrária à pré-antese entre as áreas estudadas (FIG. 4). A intensidade deste evento foi maior no PNSV nos dois ciclos analisados e para os dois sexos (FIG. 4).

Houve correlação negativa ($p \leq 0,05$) em relação à precipitação, temperatura média e umidade relativa do ar com a fenofase de pré-antese, e umidade relativa do ar com o evento de pós-antese apenas no ciclo (2019-2020) no PEBi (TAB. 3). No PNSV, no ciclo

(2017-2018), apenas o evento de pré-antese correlacionou-se negativamente ($p \leq 0,05$) com a umidade relativa do ar (TAB. 4). Durante o ciclo (2019-2020), verificou-se que os eventos de pré e pós-antese possuem correlações negativas ($p \leq 0,05$) com a umidade relativa do ar (TAB. 4).

A fenofase de frutificação de *R. grandis*, em geral, apresentou comportamento semelhante à floração, apresentando picos de intensidade em intervalos de tempo curtos (FIG. 5) e alta sazonalidade ($p < 0,05$) (TAB. 1; 2).

No entanto, a produção de frutos no ano de 2018 não foi efetivada. Houve uma variação de anos com alta e baixa produção de frutos o que determina a característica de produção supra-anual. Neste sentido, *R. grandis* apresentou os eventos de floração em 2018 para ambas as áreas estudadas semelhante à 2019, entretanto a produção de frutos imaturos e maduros, no PNSV, foi com baixa intensidade ($\leq 30\%$), apresentando a fenofase de dispersão com intensidade $\leq 10\%$ (FIG. 5). Enquanto que, no PEBi, os indivíduos femininos apresentou o evento de frutos imaturos com intensidade menor ou igual a 20% e não foi constatado presença dos eventos de fruto maduro e pré-dispersão nesta área para o ano em questão (FIG. 5).

Ressaltamos que esta variação supra-anual, principalmente para a fenofase de frutos pré-dispersão, foi identificada desde 2014 até o presente, por meio de observações de campo contínuas nas mesmas áreas do estudo, e nos mesmos indivíduos, porém sem um caráter metodológico pré-determinado. Desta forma, inferimos que a espécie estudada possui característica de produção de frutos com padrão bienal, produzindo frutos com alternância, elevada intensidade em 2017, baixa a nula em 2018 e, novamente, elevada em 2019 (FIG. 5). Em dezembro de 2017 houve o pico de intensidade dos frutos imaturos, $\geq 60\%$ e $\geq 80\%$ para os indivíduos femininos presentes no Capão do PNSV e PEBi, respectivamente (FIG. 5). Para a fenofase de frutos maduros, o pico de intensidade foi em janeiro e frutos pré-dispersão em fevereiro de 2018, em ambas as áreas (FIG. 5).

No ciclo (2019-2020), o pico de intensidade para frutos imaturos, considerada igual nas das áreas amostras foi em novembro, e frutos maduros em dezembro de 2019 (FIG. 5). No entanto, os frutos em pré-dispersão de sementes no PNSV o pico de intensidade se deu apenas no mês de janeiro de 2020, enquanto que no PEBi foi constatado frutos em pré-dispersão com a mesma intensidade nos meses de janeiro e fevereiro de 2019 (FIG. 5).

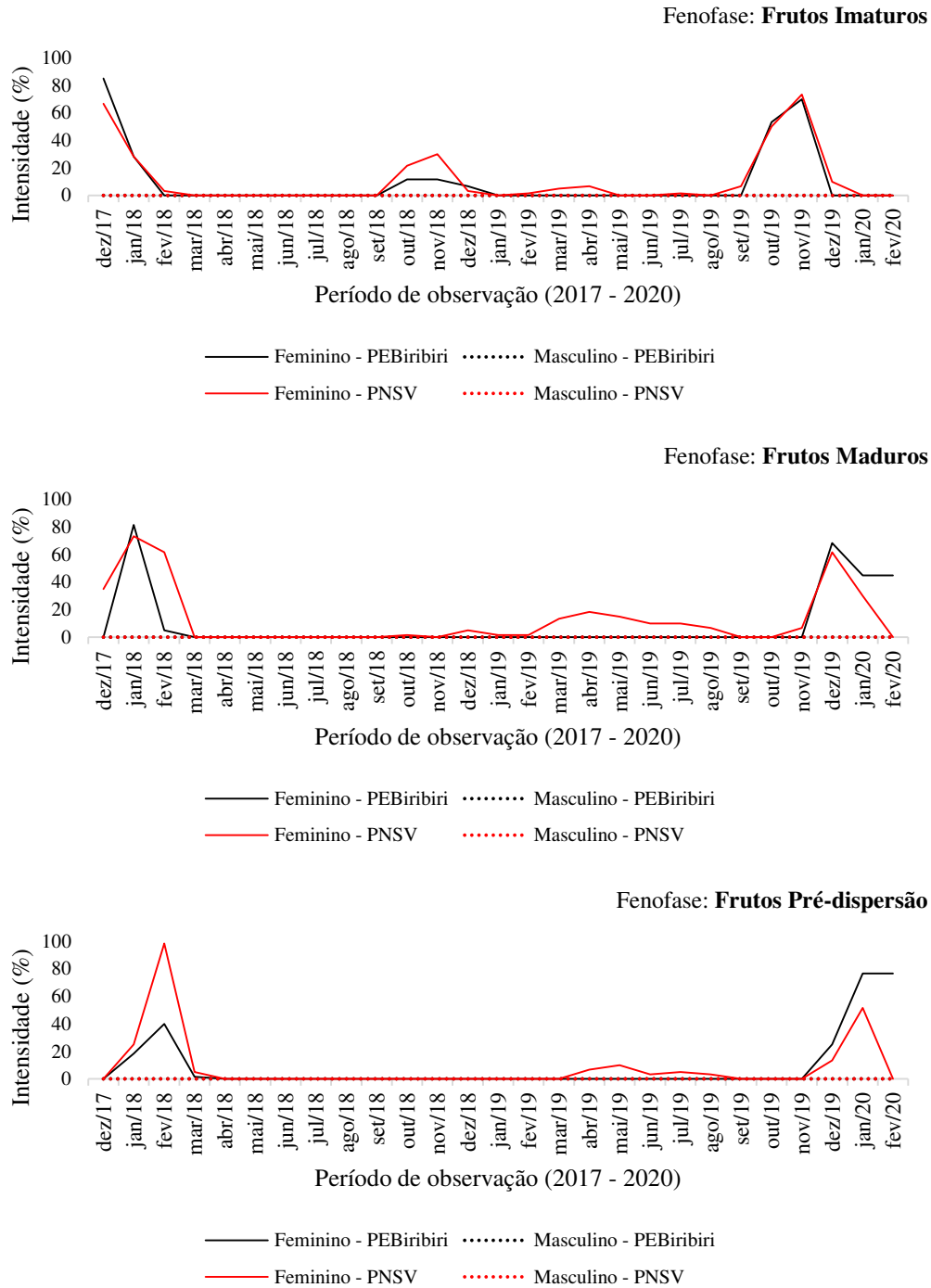
Ressalta-se também que a intensidade do evento frutos pré-dispersão de *R. grandis* varia. Em 2017 houve maior intensidade dos frutos em pré-dispersão para os indivíduos localizados no PNSV (90%) quando se comparado aos indivíduos do PEBi (40%)

(FIG. 5). Em contrapartida, em 2019, houve maior intensidade desta fenofase no PEBi (80%), quando comparado ao PNSV ($\leq 50\%$) (FIG. 5).

Para a análise circular (TAB. 1; 2), no ciclo (2017-2018), o mês médio para a ocorrência do evento foi dezembro, janeiro e fevereiro, para frutos imaturos, maduros e em pré-dispersão, respectivamente, nas duas áreas. Em contrapartida, no ciclo (2019-2020), a ocorrência de frutos imaturos se deu no mês de novembro nas duas áreas. Para o PEBi, o mês médio da fenofase de frutos maduros foi em dezembro e a pré-dispersão em janeiro de 2020 (TAB. 1). Enquanto que, no PNSV as fenofases de frutos maduros e em pré-dispersão se deram no mês de fevereiro (TAB. 2).

Salienta-se também que ocorreu alta correlação positiva ($p \leq 0,05$) para os eventos de frutificação com dos dados climáticos de precipitação, temperatura média e umidade relativa do ar nas duas áreas estudadas (TAB. 3; 4). No PEBi, no ciclo (2017-2018) em específico, houve uma correlação positiva dos frutos em pré-dispersão com a temperatura. No ciclo (2019-2020), também nesta área, observa-se uma correlação positiva ($p \leq 0,05$) de frutos maduros e pré-dispersão com a precipitação. Já no PNSV, no primeiro ciclo, os frutos imaturos e maduros foram correlacionados de forma positiva ($p \leq 0,05$) com a precipitação e a temperatura média, enquanto que os frutos em pré-dispersão apenas com a temperatura média. No segundo ciclo, a ocorrência dos eventos de frutos maduros e em pré-dispersão dos indivíduos femininos da *R. grandis* localizados no PNSV, correlacionaram-se de forma positiva ($p \leq 0,05$) apenas com a umidade relativa do ar (TAB. 4).

Figura 5 - Intensidade e sincronismo da fenologia reprodutiva, fenofases de frutos imaturos, maduros e em dispersão de indivíduos femininos de *Richeria grandis* Vahl (Phyllanthaceae) localizados no Parque Estadual do Biribiri (PEBi) e Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil, avaliada entre dezembro/2017 a fevereiro/2020, utilizando o método semiquantitativo de Fournier (1974)



3.2 Fenologia vegetativa

O hábito vegetativo encontrado para *R. grandis* foi sempre verde (*i. e.*, perenifólia) com renovação de folhas anual, e os resultados da análise circular indicaram baixa sazonalidade ($p \leq 0,05$) para todos os eventos vegetativos (TAB. 1; 2).

Observa-se que, no ano de 2018, onde se observou a baixa produção de frutos da *R. grandis*, foi o ano que ocorreu uma queda abrupta na intensidade de folhas velhas (40%) e expressiva intensidade de folhas novas ($\geq 70\%$) para todos os sexos, nas duas áreas analisadas (FIG. 6). Para as fenofases vegetativas de brotações e queda de folhas, não foram evidenciados nenhum pico de intensidade considerável em nenhum ciclo analisado (FIG. 6).

Embora as ocorrências das fenofases tenham apresentado baixa sazonalidade ($p \leq 0,05$) observou-se para os indivíduos localizados no PEBi, no ciclo (2017-2018), uma correlação negativa ($p \leq 0,05$) do evento de ocorrência de folhas velhas em função da precipitação e temperatura média (FIG. 2, TAB. 3), e positiva ($p \leq 0,05$) para a ocorrência de folhas novas para os mesmos dados climáticos. Em contrapartida, no ciclo (2019-2020), houve correlação negativa ($p \leq 0,05$) para ocorrência de folhas novas em relação à temperatura média. No segundo ciclo também foram constatadas correlações negativas ($p \leq 0,05$) dos eventos de queda de folhas e brotamento com a precipitação e temperatura média, e umidade relativa do ar e temperatura média, respectivamente (TAB. 3).

Em referência aos resultados dos indivíduos localizados no PNSV, estes foram semelhantes ao PEBi. No ciclo (2017-2018), verifica-se uma correlação negativa ($p \leq 0,05$) do evento de ocorrência de folhas velhas em função apenas da precipitação (FIG. 2, TAB. 4), e positiva ($p \leq 0,05$) para a ocorrência de folhas novas para precipitação e temperatura média (TAB. 4). Diferindo-se dos resultados encontrados para o PEBi, no ciclo (2019-2020), houve uma correlação positiva ($p \leq 0,05$) de ocorrência de folhas velhas em função da umidade relativa do ar (FIG. 2) e negativa ($p \leq 0,05$) para a ocorrência de folhas novas para o mesmo dado climático (TAB. 4). As fenofases de queda foliar e brotamento, no ciclo (2019-2020) correlacionaram-se de forma negativa com a temperatura média (TAB. 4).

Figura 6 - Intensidade e sincronismo da fenologia vegetativa, fenofases de folhas velhas, brotações foliares, folhas novas e queda de folhas de indivíduos femininos e masculinos de *Richeria grandis* Vahl (Phyllanthaceae) localizados no Parque Estadual do Biribiri (PEBi) e Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil, avaliada entre dezembro/2017 a fevereiro/2020, utilizando o método semiquantitativo de Fournier (1974)

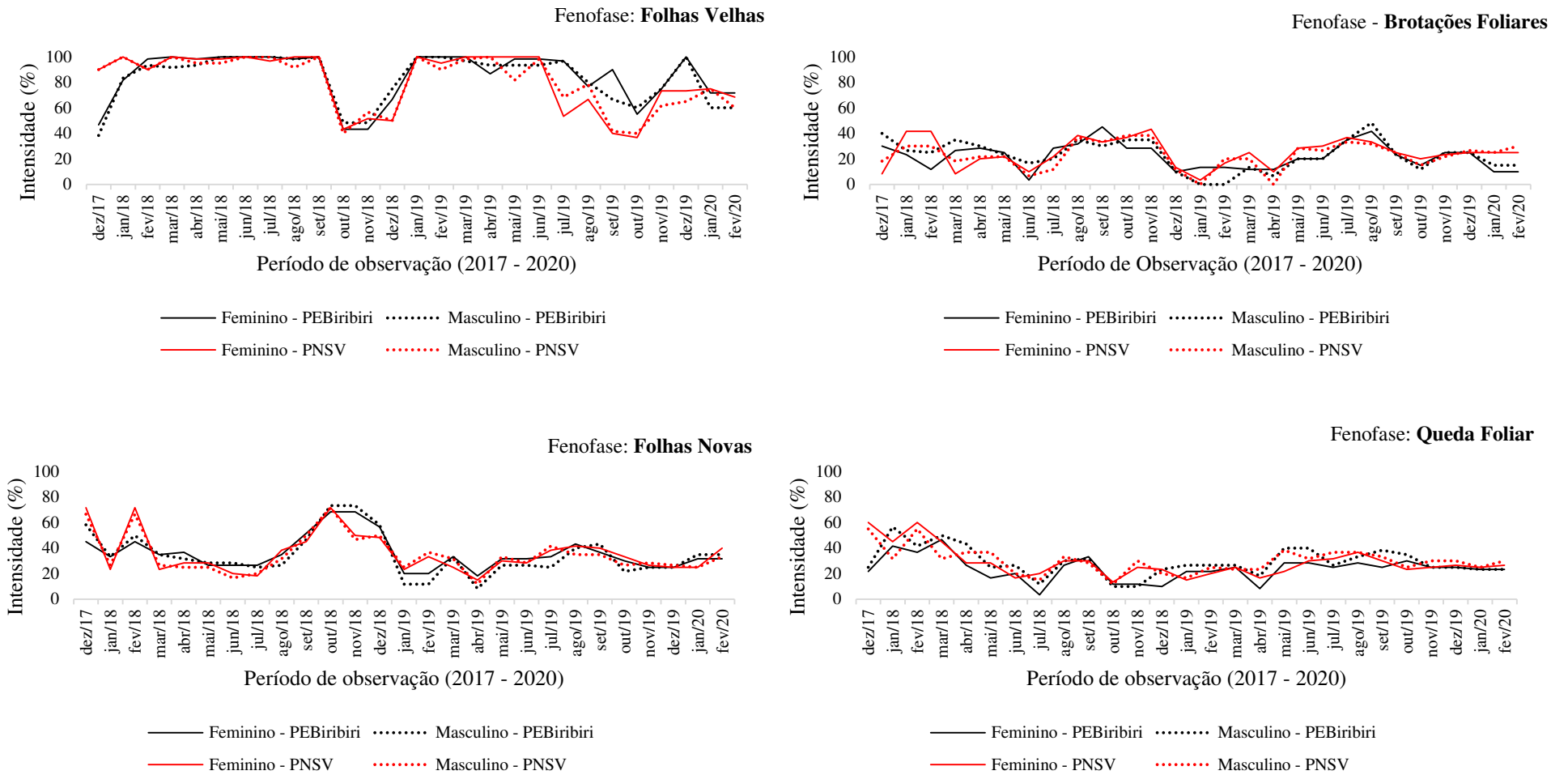


Tabela 1 - Análise circular para determinação do grau de sazonalidade da fenologia reprodutiva e vegetativa de indivíduos femininos (♀) e masculinos (♂) de *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae), localizados no Parque Estadual do Biribiri (PEBi), município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil, amostrados entre dezembro/2017 a fevereiro/2020. Foram determinados o ângulo médio, o mês médio, o coeficiente de concentração (*r*) e o teste de Rayleigh a 5% de significância (*Z*). ^{ns} – não significativo em destaque

Parque Estadual do Biribiri - PEBi												
	Fenofases	Sexo	Ano 1 (Dez/2017 - Dez/2018)					Ano 2 (Jan/2019 - Jan/2020)				
			Ângulo Médio	Mês	<i>r</i>	<i>Z</i>	<i>p</i> < 0,05	Ângulo Médio	Mês	<i>r</i>	<i>Z</i>	<i>p</i> < 0,05
REPRODUTIVA	Pré-antese	♀	295,866°	OUT	0,890	120,527	*	232,365°	SET	0,976	105,782	*
		♂	291,412°	OUT	0,894	137,419	*	221,710°	AGO	0,924	81,138	*
	Pós-antese	♀	310,857°	OUT	0,913	75,879	*	273,209°	OUT	0,901	73,011	*
		♂	310,531°	OUT	0,913	96,605	*	273,831°	OUT	0,876	62,180	*
	Frutos Imaturos	♀	1,951°	DEZ	0,879	111,231	*	301,323°	NOV	0,970	115,782	*
	Frutos Maduros	♀	48,399°	JAN	0,990	85,219	*	340,440°	DEZ	0,962	104,589	*
Frutos pré-dispersão	♀	72,756°	FEV	0,951	54,228	*	352,234°	JAN	0,971	96,138	*	
VEGETATIVA	Folhas Velhas	♀	187,109°	JUN	0,153	25,193	*	15,389°	FEV	0,115	15,129	*
		♂	195,484°	JUN	0,146	22,918	*	20,051°	FEV	0,123	16,818	*
	Folhas Novas	♀	323,485°	NOV	0,220	26,993	*	281,682°	OUT	0,086	2,821	ns
		♂	332,724°	NOV	0,247	34,587	*	280,315°	OUT	0,145	7,005	*
	Queda de Folhas	♀	92,100°	MAR	0,156	7,534	*	311,243°	NOV	0,130	5,307	*
		♂	100,341°	MAR	0,187	13,502	*	292,348°	NOV	0,063	1,514	ns
	Brotamento	♀	309,029°	OUT	0,165	9,176	*	243,171°	SET	0,189	9,446	*
		♂	308,104°	OUT	0,176	9,819	*	230,899°	SET	0,301	21,966	*

Tabela 2 - Análise circular para determinação do grau de sazonalidade da fenologia reprodutiva e vegetativa de indivíduos femininos (♀) e masculinos (♂) de *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae), localizados no Parque Nacional das Sempre-Vivas, município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil, amostrados entre dezembro/2017 a fevereiro/2020. Foram determinados o ângulo médio, o mês médio, o coeficiente de concentração (*r*) e o teste de Rayleigh a 5% de significância (*Z*). ^{ns} – não significativo em destaque

Parque Nacional das Sempre-Vivas - PNSV												
Fenofases	Sexo	Ano 1 (Dez/2017 - Dez/2018)					Ano 2 (Jan/2019 - Jan/2020)					
		Ângulo Médio	Mês	r	Z	<i>p</i> < 0,05	Ângulo Médio	Mês	r	Z	<i>p</i> < 0,05	
REPRODUTIVA	Pré-antese	♀	274,989°	SET	0,979	60,415	*	243,572°	SET	0,644	45,155	*
		♂	277,912°	SET	0,987	46,729	*	224,774°	AGO	0,859	73,728	*
	Pós-antese	♀	310,692°	OUT	0,954	83,648	*	284,016°	OUT	0,604	56,929	*
		♂	315,284°	NOV	0,951	102,192	*	273,989°	OUT	0,940	97,286	*
	Frutos Imaturos	♀	354,956°	DEZ	0,886	120,208	*	306,615°	NOV	0,794	98,460	*
	Frutos Maduros	♀	35,514°	JAN	0,906	145,155	*	8,349°	FEV	0,382	25,722	*
	Frutos pré-dispersão	♀	58,714°	FEV	0,969	120,157	*	9,360°	FEV	0,516	24,744	*
VEGETATIVA	Folhas Velhas	♀	86,020°	MAR	0,022	0,541	ns	39,847°	MAR	0,209	44,177	*
		♂	71,632°	MAR	0,026	0,738	ns	40,460°	MAR	0,174	30,201	*
	Folhas Novas	♀	347,091°	DEZ	0,341	62,540	*	290,087°	OUT	0,138	7,334	*
		♂	346,979°	DEZ	0,354	66,056	*	313,681°	NOV	0,107	4,449	*
	Queda de Folhas	♀	32,326°	JAN	0,271	31,201	*	286,901°	OUT	0,109	3,925	*
		♂	35,156°	JAN	0,208	17,630	*	282,178°	NOV	0,070	1,819	ns
	Brotamento	♀	331,131°	NOV	0,243	20,035	*	244,613°	SET	0,098	2,878	ns
♂		332,725°	NOV	0,249	19,617	*	258,151°	SET	0,129	4,545	*	

Tabela 3 - Coeficientes de correlação de Spearman (rs) entre as fenofases reprodutivas e vegetativas de *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae) e as variáveis climáticas de precipitação (PP - mm), temperatura média (T - °C) e umidade (U - %) de indivíduos femininos (♀) e masculinos (♂) localizados no Parque Estadual do Biribiri (PEBi), município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil, no período de dezembro/2017 a fevereiro/2020. *significativo a 5% em destaque

		Parque Estadual do Biribiri - PEBi									
Fenofases	Sexo	Ano 1 (Dez/2017 - Dez/2018)			Ano 2 (Jan/2019 - Jan/2020)						
		PP (mm)	T (°C)	U(%)	PP (mm)	T (°C)	U(%)				
REPRODUTIVA	Pré Antese	♀	0,1650 ^{ns}	-0,0583 ^{ns}	-0,4209 ^{ns}	-0,3494 ^{ns}	-0,4487 ^{ns}	-0,4392 ^{ns}			
		♂	0,1650 ^{ns}	-0,0583 ^{ns}	-0,4209 ^{ns}	-0,5648 [*]	-0,6202 [*]	-0,6090 [*]			
	Pós Antese	♀	0,2835 ^{ns}	0,0855 ^{ns}	-0,2210 ^{ns}	0,1003 ^{ns}	0,0038 ^{ns}	-0,5716 [*]			
		♂	0,2835 ^{ns}	0,0855 ^{ns}	-0,2210 ^{ns}	0,1226 ^{ns}	0,0305 ^{ns}	-0,5492 [*]			
	Frutos Imaturos	♀	0,5373 [*]	0,5488 [*]	0,0252 ^{ns}	0,2970 ^{ns}	0,2198 ^{ns}	-0,2723 ^{ns}			
	Frutos Maduros	♀	0,3149 ^{ns}	0,4766 ^{ns}	-0,1757 ^{ns}	0,6202 [*]	0,1884 ^{ns}	0,4392 ^{ns}			
Frutos pré-dispersão	♀	0,3758 ^{ns}	0,6423 [*]	0,1233 ^{ns}	0,6290 [*]	0,2198 ^{ns}	0,4743 ^{ns}				
VEGETATIVA	Folhas Velhas	♀	-0,7212 [*]	-0,4500 ^{ns}	-0,1818 ^{ns}	-0,0530 ^{ns}	0,1906 ^{ns}	0,1290 ^{ns}			
		♂	-0,7805 [*]	-0,6966 [*]	-0,4214 ^{ns}	-0,0529 ^{ns}	0,1946 ^{ns}	0,0700 ^{ns}			
	Folhas Novas	♀	0,7611 [*]	0,4526 ^{ns}	0,1841 ^{ns}	-0,4577 ^{ns}	-0,5884 [*]	-0,2427 ^{ns}			
		♂	0,8301 [*]	0,6386 [*]	0,3065 ^{ns}	-0,1607 ^{ns}	-0,3870 ^{ns}	0,0167 ^{ns}			
	Queda de Folhas	♀	0,1103 ^{ns}	0,4874 ^{ns}	0,1039 ^{ns}	-0,3929 ^{ns}	-0,6038 [*]	-0,2319 ^{ns}			
		♂	-0,1159 ^{ns}	0,3399 ^{ns}	0,0803 ^{ns}	-0,6565 [*]	-0,5452 [*]	-0,3820 ^{ns}			
Brotamento	♀	-0,0628 ^{ns}	-0,1321 ^{ns}	-0,1975 ^{ns}	-0,4503 ^{ns}	-0,6356 [*]	-0,5750 [*]				
	♂	0,3660 ^{ns}	0,3542 ^{ns}	0,2497 ^{ns}	-0,3007 ^{ns}	-0,6475 [*]	-0,2469 ^{ns}				

Tabela 4 - Coeficientes de correlação de Spearman (rs) entre as fenofases reprodutivas e vegetativas de *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae) e as variáveis climáticas de precipitação (PP - mm), temperatura média (T - °C) e umidade (U - %) de indivíduos femininos (♀) e masculinos (♂) localizados no Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil, no período de dezembro/2017 a fevereiro/2020. *significativo a 5% em destaque

Parque Nacional das Sempre-Vivas - PNSV											
	Fenofases	Sexo	Ano 1 (Dez/2017 - Dez/2018)			Ano 2 (Jan/2019 - Jan/2020)					
			PP (mm)	T (°C)	U (%)	PP (mm)	T (°C)	U (%)			
REPRODUTIVA	Pré Antese	♀	-0,0781 ^{ns}	-0,0966 ^{ns}	-0,5884 [*]	-0,3107 ^{ns}	-0,0192 ^{ns}	-0,4228 ^{ns}			
		♂	-0,0671 ^{ns}	-0,0741 ^{ns}	-0,5843 [*]	-0,4581 ^{ns}	-0,4915 ^{ns}	-0,5964 [*]			
	Pós Antese	♀	0,3965 ^{ns}	0,1779 ^{ns}	-0,1991 ^{ns}	0,2682 ^{ns}	0,1148 ^{ns}	-0,2697 ^{ns}			
		♂	0,3965 ^{ns}	0,1779 ^{ns}	-0,1991 ^{ns}	-0,1726 ^{ns}	-0,4593 ^{ns}	-0,6405 [*]			
	Frutos Imaturos	♀	0,7429 [*]	0,5766 [*]	0,1489 ^{ns}	0,4280 ^{ns}	0,2314 ^{ns}	-0,2308 ^{ns}			
	Frutos Maduros	♀	0,5991 [*]	0,6820 [*]	-0,0079 ^{ns}	0,2652 ^{ns}	-0,0298 ^{ns}	0,8111 [*]			
	Frutos pré-dispersão	♀	0,3758 ^{ns}	0,6423 [*]	0,1233 ^{ns}	0,0463 ^{ns}	-0,3151 ^{ns}	0,5733 [*]			
VEGETATIVA	Folhas Velhas	♀	-0,5818 [*]	-0,1691 ^{ns}	-0,2921 ^{ns}	0,0085 ^{ns}	0,2689 ^{ns}	0,6745 [*]			
		♂	-0,7095 [*]	-0,2269 ^{ns}	-0,2921 ^{ns}	-0,1873 ^{ns}	0,1613 ^{ns}	0,4598 ^{ns}			
	Folhas Novas	♀	0,7961 [*]	0,3997 ^{ns}	0,2242 ^{ns}	-0,4924 ^{ns}	-0,5228 ^{ns}	-0,6231 [*]			
		♂	0,8078 [*]	0,5930 [*]	0,0528 ^{ns}	-0,4586 ^{ns}	-0,3320 ^{ns}	-0,4361 ^{ns}			
	Queda de Folhas	♀	0,3734 ^{ns}	0,5113 ^{ns}	0,2292 ^{ns}	-0,3735 ^{ns}	-0,6748 [*]	-0,3143 ^{ns}			
		♂	0,2393 ^{ns}	0,1761 ^{ns}	0,4653 ^{ns}	-0,5409 ^{ns}	-0,7494 [*]	-0,2510 ^{ns}			
	Brotamento	♀	0,3025 ^{ns}	0,0338 ^{ns}	-0,4383 ^{ns}	-0,5377 ^{ns}	-0,7569 [*]	-0,0504 ^{ns}			
♂		0,3920 ^{ns}	0,2074 ^{ns}	-0,2503 ^{ns}	-0,4475 ^{ns}	-0,7009 [*]	-0,0833 ^{ns}				

4 DISCUSSÃO

A distribuição temporal dos eventos fenológicos como floração, frutificação, sementes prontas para serem dispersas, produção e queda de folhas, afetam o desempenho dos indivíduos e a sobrevivência e manutenção das populações na comunidade (SOARES *et al.*, 2021), sendo determinante na regeneração de populações porque influencia o grau de renascimento natural e a disponibilidade temporal de recursos nas comunidades de plantas (MORELLATO *et al.*, 2016).

Os estudos fenológicos devem considerar o contexto ambiental da população e a ecofisiologia dos indivíduos, sendo difícil compreender os mecanismos que desencadeiam os processos fenológicos sem entender a associação entre variáveis ambientais, variação genética e fatores extrínsecos ao ambiente (ABERNETHY *et al.*, 2018).

4.1 Fenologia Reprodutiva

Em relação à floração, todas as espécies consideradas de grande importância em Capões de Mata, estudadas por Antunes e Ribeiro (1999), apresentaram seus picos de floração no início da estação chuvosa e restringida, corroborando com o presente resultado para *R. grandis*. Funch *et al.* (2002) também relataram a *R. grandis* com florescimento entre novembro a março em um período avaliado entre 1976 a 1998, com floração anual, regular e duração intermediária.

Observa-se, com ênfase nos indivíduos localizados no PEBi, em ambos os ciclos analisados, que houve uma redução na intensidade de flores pós-antese quando comparado à intensidade de pré-antese. Arelado a isto, houve produção de flores e ausência ou baixo desenvolvimento de frutos no ano de 2018 para ambos locais analisados.

Uma possível causa pode ser devido ao aborto das estruturas reprodutivas como botões florais e flores, que ocorre de forma natural no ambiente (TRES *et al.*, 2020; ORSI *et al.*, 2021), porém algumas espécies podem ter mais facilidade em abortar estruturas reprodutivas do que outras (CASTRO *et al.*, 2020), influenciadas tanto pelo genótipo quanto pelas condições ambientais. Semensato *et al.* (2020) também relatam considerável abscisão de flores em uma espécie arbórea tropical, característica natural da espécie. Esta abscisão é considerada um processo geneticamente controlado por meio da morte celular programada de um grupo específico de células, criando a zona de abscisão (OSRI *et al.*, 2021).

Silva e Reis (2018) descobriram que flores abortadas podem estar relacionadas ao vigor dos indivíduos. Isto pode ser devido durante a fase de floração, que favorecem a produção elevada de flores, porém aceleram as taxas respiratórias o que causa elevada demanda por carboidratos (TAIZ *et al.*, 2017). No entanto a planta tem o potencial de

escolher a preferência (*i. e.*, dominância) na utilização destes carboidratos disponíveis, o que estabelece elevada competição por carboidratos entre os diversos pontos de crescimento da planta. Ressalta-se ainda que a abscisão possa ocorrer mesmo em flores polinizadas e fertilizadas (OSRI *et al.*, 2021).

Entre os fatores que influenciam diretamente os padrões fenológicos das espécies de plantas tropicais, a disponibilidade de água, relacionada à alternância entre as estações seca e chuvosa, é de particular importância nos ecossistemas sazonais (ROCHA *et al.*, 2016; ARRUDA *et al.*, 2021), em que, o início da floração estaria condicionado com a transição entre o final da estação seca e o início da estação úmida (NUCCI; ALVES-JUNIOR, 2017; CASTRO *et al.*, 2020). A maior concentração de espécies florindo nesta época do ano em Capões pode estar relacionada não só com o índice de pluviosidade e umidade relativa do ar, mas também com temperaturas mais altas e fotoperíodos mais longos (ANTUNES; RIBEIRO, 1999; FUNCH *et al.*, 2002).

No entanto, nossos resultados apontaram correlações negativas significativas com a precipitação, temperatura e, principalmente umidade relativa do ar com a produção de flores. Embora não analisado neste estudo, sabe-se que na primavera (*i. e.*, estação ocorrente a partir do mês de setembro no Brasil) começa a incidência solar crescente. Os dias passam a ter, gradualmente, mais horas de luz, e pode ter relação com o início de produção de flores, visto que a luz é um importante fator regulador da fenologia de plantas tropicais, onde o fotoperíodo é o fator responsável pelo comportamento sazonal da fenologia de algumas plantas (ANDREACCI *et al.*, 2017).

Ao analisar as características edáficas local nos Capões, observa-se que, pelo fato de ser uma fitocenose com disponibilidade hídrica contínua e uma umidade relativa alta ao longo de todo o ano devido à ocorrência de mata adensada, promove um microclima com temperaturas amenas independente da estação. Além disso, *R. grandis* é uma espécie que domina o dossel desta fitocenose e não precisa competir por luz incidida. Ainda que estatisticamente correlacionado com estas variações climáticas regionais, os fatores genéticos e fisiológicos podem exercer a função primordial para ocorrência das fenofases em detrimento à influência da sazonalidade mencionada acima.

Ainda, Arruda *et al.* (2021) afirmam que, em geral, as espécies lenhosas, com raízes profundas e pivotantes exibem comportamento fenológico independente de restrições sazonais, quando se comparado a plantas do estrato herbáceo, onde a disponibilidade de água é determinante do comportamento fenológico, restringindo a estação de reprodução e crescimento.

Darosci *et al.* (2017) também verificaram que o pico de frutificação, por meio de um índice de previsibilidade fenológica, foi o mês de outubro para o início da frutificação de *R. grandis*, e pico na estação chuvosa, o que reforça os resultados encontrados. Janzen, em 1967, já havia sugerido que as espécies zoocóricas produziram frutos na estação chuvosa, como foi observado neste estudo para *R. grandis* e por outras seis espécies de Capões de mata estudadas por Antunes e Ribeiro (1999).

Vochysia pyramidalis, *Talauma ovata*, *Tapirira guianensis* e *Miconia chamissois*, estudados por Antunes e Ribeiro (1999) assim como a *R. grandis*, também apresentam-se com curto período de formação, e maturação dos frutos com alta sazonalidade e, na maioria, com dispersão de padrão zoocórico, assim como relatado por Darosci *et al.* (2017), onde afirma o mesmo padrão para a espécie em estudo.

A fenofase de frutificação em espécies arbóreas, em sua maioria, responde à sazonalidade pluviométrica, concentrando no período chuvoso (REYS *et al.*, 2005; DAROSCI, 2016; FERRERA *et al.*, 2017) e também correlacionado com a temperatura do ar (REYS *et al.*, 2005). A temperatura determina a taxa ou a velocidade da biossíntese e dos processos metabólicos vegetais, onde oscilações afetam todas as reações bioquímicas da fotossíntese (OTEROS *et al.*, 2013; TAIZ *et al.*, 2017; SANTANA *et al.*, 2020), controlando a resposta fenológica das espécies vegetais (FONTANA *et al.*, 2018; RICHARDSON *et al.*, 2018; SANTANA *et al.*, 2020). Temperaturas mais elevadas aceleram sua taxa de reações fisiológicas enquanto que, temperaturas amenas, provocam efeito inverso (SANTANA *et al.*, 2020). Ainda, o período de maturação de frutos e sementes em uma determinada espécie parece estar relacionado não só com fatores fisiológicos como também com fatores ecológicos ligados à dispersão, germinação e estabelecimento de plântulas.

A sazonalidade da frutificação, assim como a existência de sincronismo de maturação de frutos e sementes, serve de evidência de que o período de maturação foi evolutivamente ajustado (JANZEN, 1983), entre outros fatores, para funcionar como estratégia para a sobrevivência das sementes e plântulas, ao evitar predadores (JANSEN, 1970), ou utilizar das características sazonais do ambiente para melhorar a eficácia da dispersão, germinação e estabelecimento inicial das plântulas (JANZEN, 1975; WAINWRIGHT, 2012).

A dispersão contribui para que a germinação tenha maiores chances de ocorrer e para que a competição com a planta-mãe, e com outras plântulas, seja reduzida, além de favorecer a distribuição e a sobrevivência de novos indivíduos (JANSEN, 1970), e a colonização de novos ambientes (WENNY, 2000). No entanto, Darosci (2016) apontou *R.*

grandis sendo uma das espécies indicadoras desta fitocenose e que possuem hiperabundância em alguns Capões estudados.

A cor vermelha da sarcotesta presente na semente de *R. grandis* chama a atenção de variados tipos de pássaros, além de, muitos indivíduos desta espécie estarem na borda na mata facilitando o voo, a visualização e dispersão das mesmas. Indivíduos de *Tangara cayana*, espécie de pássaro, foram vistos forçando a abertura de frutas com seus bicos para coletar a sarcotesta e descartando a semente logo abaixo da planta-mãe (DAROSCI *et al.*, 2017). Portanto, uma vez que pequenas diferenças no tratamento de sementes podem levar a grandes diferenças na eficácia da dispersão (SCHUPP *et al.*, 2010), a frequência de visitas por si só não pode ser um indicativo de dispersores eficazes. Estas limitações muitas vezes resultam em locais díspares em diversidade de espécies arbóreas (MURPHY *et al.*, 2015).

Ao levar em consideração que esta espécie é recalcitrante, dispersa com alta porcentagem de água e com rápida germinação (MOURA *et al.*, 2020), a ingestão da semente pode causar algum dano ao embrião, causando a perda de viabilidade. Neste caso, evidencia a possibilidade destes pássaros consumirem a sarcotesta das sementes promovendo o beneficiamento natural das mesmas, mas não dispersando a semente para longas distâncias ou até mesmo sob nenhuma, originando indivíduos no próprio local, não tendo sofrido transporte (*i. e.*, autóctones). Este argumento justifica a hiperabundância desta espécie em alguns Capões. Ademais, foi observado no campo um grande número de sementes germinadas que poderia originar bancos de plântulas sob o dossel da mata (FIG. 7).

Figura 7: Plântulas de *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) desenvolvendo embaixo da planta mãe em Capões de mata localizados no Parque Estadual do Biribiri e Parque Nacional das Sempre Vivas, Minas Gerais, Brasil



A característica de bienalidade de uma espécie, ou seja, aquela que demora 24 meses para completar o seu ciclo biológico (GOBI *et al.*, 2020), pode ser entendida como a espécie que, da própria natureza fisiológica, necessita vegetar, ou produzir de forma irrisória em um ano para produzir bem no ano seguinte. Podemos discutir também, no sentido fisiológico que, pelo fato de a *R. grandis* ter tido uma boa produção de flores em 2017 e, conseqüentemente elevada produção de frutos em 2018, no mesmo ano, a espécie chega no período de um novo ciclo de floração depauperadas nas suas reservas e as flores são de pior qualidade, inviabilizando a produção de frutos sadios no mesmo ano. Funch *et al.* (2002) também relatou a frutificação sendo anual, no entanto irregular e duração intermediária.

A produção de frutos viáveis em uma espécie, principalmente no que se refere à polinização cruzada, que é o caso da *R. grandis* por ser dioica, é comandada principalmente pela formação de aminoácidos essenciais para a produção de hormônios, que por sua vez são formadas a partir de nutrientes, principalmente aqueles envolvidos para a produção de energia, que exige alta demanda (GOBI *et al.*, 2020). Neste sentido, a baixa fertilidade de um grão de pólen pode ocasionar a baixa fecundação e conseqüentemente ausência ou até mesmo nula produção de frutos (GOBI *et al.*, 2020), uma vez que, a quantidade e a qualidade das reservas influenciam a fertilidade das gemas florais (SEMENSATO *et al.*, 2020). Existem neste caso, aminoácidos-chave, como o ácido glutâmico para a frutificação e a prolina e hidroxiprolina responsáveis pela fertilidade do grão de pólen (GOBI *et al.*, 2020).

Estudos mostram a base genética da abscisão de órgãos durante o desenvolvimento das sementes, onde baixos níveis de fertilidade em algumas espécies foram observados devido ao aborto geneticamente programado de embriões jovens (OSRI *et al.*, 2021).

4.2 Fenologia Vegetativa

Similiar aos resultados do presente estudo, Funch *et al.* (2002) concluíram que Capões de mata são compostos por espécies predominantemente perenes, como *R. grandis*, que têm uma produção contínua de novas folhas, mas nenhum período definido de queda de folhas. *R. grandis* apresentou baixa sazonalidade em relação às suas fenofases vegetativas. A periodicidade destes eventos pode ser causada mais por ritmos endógenos, onde o clima pouco esteja influenciando para a ocorrência dos eventos.

A não evidência de desfolha para *R. grandis*, o que geralmente ocorre em espécies tropicais nos períodos de seca, pode ser devido ao suprimento de água durante todo o ano, seja pela característica de elevada umidade nesta fitocenose, outrora por apresentarem raízes pivotantes e profundas, até mesmo onde não ocorre precipitações frequentes. A desfolha está

principalmente associada a uma adaptação das plantas para o controle do déficit hídrico, ocorrendo o fechamento dos estômatos e a abscisão foliar durante esse período para a economia de água (TAIZ *et al.*, 2017; SILVA; REIS, 2018; CASTRO *et al.*, 2020), e ocorrência da renovação foliar após a época de estiagem e retorno das chuvas (*i. e.*, brotações e folhas novas) (RODRIGUES, 2018).

Atrelado a isto, Funch (2002) discutiu sobre a fenologia vegetativa de espécies características nos Capões de mata estudados, onde há pouca variação anual na radiação solar ou média temperatura em seu interior, por isso são espécies geralmente perenes (*i. e.*, sempre verdes). Este tipo de estratégia pode ser vantajoso porque permite que as plantas utilizem suas folhas maduras até que folhas novas sejam produzidas. Além disso, a maioria das espécies estudadas nesta fitocenose apresentou rubor foliar durante todos os meses do ano, com uma renovação contínua das folhas, o que influencia tanto na disponibilidade de novos tecidos vegetativos para os herbívoros quanto na contribuição da serapilheira para o ecossistema (ARRUDA *et al.*, 2021).

Antunes e Ribeiro (1999) pesquisaram a fenologia de seis espécies florestais de Capões de mata (*i. e.*, *Vochysia pyramidalis*, *Tapirira guianensis*, *Talauma ovata*, *Tococa formicaria*, *Miconia pseudonervosa* e *Miconia chamissois*). e também observaram que todas apresentam-se como perenifólia, assim com a espécie do presente estudo, sugerindo relação com a presença de água no solo.

5 CONCLUSÃO

R. grandis apresentou floração por um período de 5 a 6 meses anual (agosto a dezembro), regular, sincrônica entre os sexos e alta sazonalidade;

Não foi encontrada diferenças no comportamento fenológico para a fenofase de floração entre os sexos da espécie estudada;

As fenofases relacionadas à produção de frutos apresentaram picos de intensidade em intervalos de tempo curtos e alta sazonalidade. Houve uma variação de anos com alta (final de 2017 – início de 2018; final de 2019 – início de 2020) e baixa (final de 2018 – início de 2019) produção de frutos, e a fenofase em que as sementes estão prontas para serem dispersas ocorre entre dezembro a fevereiro;

O hábito vegetativo da *R. grandis* é sempre verde com renovação anual de folhas, e os resultados da análise circular indicaram baixa sazonalidade para todos os eventos vegetativos.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABERNETHY, K.; BUSH, E. R.; FORGET, P.; MENDOZA, I.; MORELLATO, L. P. C. Current issues in tropical phenology: a synthesis. **Biotropica**, v.50, n.3, p.477–482, 2018. Doi: 10.1111/btp.12558.
- ANDREACCI, F.; BOTOSSO, P. C.; GALVÃO, F. Fenologia vegetativa e crescimento de *Cedrela fissilis* na Floresta Atlântica, Paraná, Brasil. **Floresta e Ambiente (Floram)**, v.24, p.e20150241, 2017. Doi: 10.1590/2179-8087.024115.
- ANTUNES, N. B.; RIBEIRO, J. F. Aspectos fenológicos de seis espécies vegetais em Matas de Galeria do Distrito Federal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.34, n.9, p.1517-1527, 1999. Doi: 10.1590/S0100-204X1999000900001.
- ARROYO, J. Geographic Variation of Flowering Phenology in Twenty-six Common Shrubs in SW Spain. **Flora**, v.184, n.1, p.43–49, 1990. Doi: 10.1016/S0367-2530(17)31585-2.
- ARRUDA, L. J.; RANIERI, B. D.; CHEIB, A. L.; MORELLATO, L. P. C.; FERNANDES, G. W.; NEGREIROS, D. Phenological behavior of herbaceous and woody species in the highly threatened Ironstone Rupestrian Grasslands. **South African Journal of Botany**, v.140, p.135-142, 2021. Doi:10.1016/j.sajb.2021.02.013.
- AUGSPURGER, C. K. Phenology, Flowering Synchrony, and Fruit Set of Six Neotropical Shrubs. **Biotropica**, v.15, n.4, p.257–267, 1983. Doi: 10.2307/2387650.
- BAMBI, P.; REZENDE, R. S.; CRUZ, T. M. S.; BATISTA, J. E. A.; MIRANDA, F. G. G.; SANTOS, L. V.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F. Diversidade da flora fanerogâmica de três Matas de Galeria no bioma Cerrado. **Heringeriana**, v.10, p.147-167. Doi: 10.17648/heringeriana.v10i2.224.
- BELO, R. M.; NEGREIROS, D.; FERNANDES, G. W.; SILVEIRA, F. A.; RANIERI, B. D.; MORELLATO, P. C. Fenologia reprodutiva e vegetativa de arbustos endêmicos de Campo Rupestre na Serra do Cipó, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v.64, n.4, p.817–828, 2013. Doi: 10.1590/S2175-78602013000400011.
- BENEVIDES, C. R.; RODARTE, A. T. A.; DE LIMA, H. A. Strategies of flowering in dioecious plants in tropical coastal vegetation, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v.38, n.3, p.585–595, 2015. Doi: 10.1007/s40415-015-0164-8.
- BUISSON, E.; ALVARADO, S. T.; LE STRADIC, S.; MORELLATO, L. P. C. Plant phenological research enhances ecological restoration. **Restoration Ecology**, v.25, n.2, p.164-171, 2017. Doi: 10.1111/rec.12471.
- CALDERÓN, C. D. C.; REZENDE, R. S.; CALOR, A. R.; DAHORA, J. S.; ARAGÃO, L. N.; GUEDES, M. L.; CAIFA, A. N.; MEDEIROS, A. O. Temporal dynamics of organic matter, hyphomycetes and invertebrate communities in a brazilian savanna stream. **Community ecology**, v.20, p.301-313. 2019. Doi: 10.1556/168.2019.20.3.10.
- CASTRO, M. A.; PINHEIRO, L. F.; LUCENA, E. M. P. Fenologia Vegetativa e Reprodutiva da *Eugenia sellowiana* DC.(Myrtaceae) ocorrente no Jardim Botânico de São Gonçalo-Ceará.

Revista Brasileira de Geografia Física, v.13, n.06, p.2760-2776, 2020. Doi: 10.26848/rbgf.v13.6.p2760-2776.

CHAURASIA, B.; SHUKLA, R. P. Changes in reproductive phenology and sex ratio of *Trewia nudiflora* Linn. growing in sal forest of north-eastern Uttar Pradesh, India. *Tropical Ecology*, v.57, n.1, p.89-99, 2016. Disponível em: https://tropecol.com/pdf/open/PDF_57_1/9%20Chaurasia%20&%20Shukla.pdf

CHUINE, I. Why does phenology drive species distribution? **Philosophical Transactions: Biological Sciences**, v.365, n.1555, p.3149–3160, 2010. Doi: 10.1098 / rstb.2010.0142.

COELHO, M. S.; CARLOS, P. P.; PINTO, V. D.; MEIRELES A.; NEGREIROS D.; MORELLATO, L. P. C.; FERNANDES, G. W. Connection between tree functional traits and environmental parameters in an archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands. **Flora**, v.238, p.51–59, 2018. Doi: 10.1016/j.flora.2017.04.003.

COELHO, M. S.; SIQUEIRA, F. N.; PERILLO, L. N.; MORELLATO, L. P. C.; FERNANDES, G. W. Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire. **Flora**, v.238, p.244–249, 2017. Doi: 10.1016/j.flora.2017.03.013.

COSTA, Thaís Ribeiro. **Análise florístico-estrutural, relação vegetação-ambiente e transição floresta-campo das Matas de Galeria do Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), MG**. 136f. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. 2017. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/1744>

COSTA, T. R.; MOURA, C.C.; GONZAGA, A. P. D.; SILVA, L.S.; MACHADO, E.L.M. Funcionalidade de ilhas florestais na reserva da biosfera da Serra do Espinhaço. **Pesquisa e desenvolvimento de abordagens para o ensino de ciências biológicas**, Cap.8, p.93. 2021. Doi: 10.51859/AMPLLA. PDA351.1121-8.

D’EÇA-NEVES, F. F.; MORELLATO, L. P. C. Métodos de amostragem e avaliação utilizados em estudos fenológicos de florestas tropicais. **Acta Botanica Brasilica**, v.18, n.1, p.99–108, 2004. Doi: 10.1590/S0102-33062004000100009.

DAROSCI, A. A. B.; BRUNA, E. M.; MOTTA-JUNIOR, J. C.; FERREIRA, C. S.; BLAKE, J. G.; MUNHOZ, C. B. R. Seasonality, diaspora traits and the structure of plant-frugivore networks in Neotropical savanna forest. **Acta Oecologica**, v.84, p.15-22, 2017. Doi: 10.1016/j.actao. 2017.08.003.

DAROSCI, A. A. B. **Matas ripárias no Cerrado: variação sazonal e espacial na diversidade de espécies zoocóricas e na oferta de recursos para a fauna**. 156 f. 2016. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/22720>.

DARU, B. H.; KLING, M. M.; MEINEKE, E. K.; VAN WYK, A. E. Temperature controls phenology in continuously flowering Protea species of subtropical Africa. **Applications in Plant Sciences**, v.7, n.3, p.e01232, 2019. Doi: 10.1002 / aps3.1232.

DAVIS, K. T.; DOBROWSKI, S. Z.; HOLDEN, Z. A.; HIGUERA, P. E.; ABATZOGLOU, J. T. Microclimatic buffering in forests of the future: the role of local water balance. **Ecography**, v.42, n.1, p.1-11, 2019. Doi: 10.1111/ecog.03836.

ESPELAND, E. K.; EMAM, T. M. The value of structuring rarity: the seven types and links to reproductive ecology. **Biodiversity and Conservation**, v.20, n.5, p.963–985, 2011. Doi: 10.1007/s10531-011-0007-2.

ESPÍRITO-SANTO, M. M.; MADEIRA, B. G.; NEVES, F. S.; FARIA, M. L.; FAGUNDES, M.; FERNANDES, G. W. Sexual Differences in Reproductive Phenology and their Consequences for the Demography of *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae), a Dioecious Tropical Shrub. **Annals of Botany**, v.91, n.1, p.13–19, 2003. Doi: 10.1093 / aob / mcg001.

FERRERA, T. S.; PELISSARO, T. M.; EISINGER, S. M.; RIGHI, E. Z.; BURIOL, G. A. Fenologia de espécies nativas arbóreas na região central do estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v.27, n.3, p.753-766, 2017. Doi: 10.5902/1980509828608.

FLORES, B. M.; DECHOUM, M. S.; SCHMIDT, I. B.; HIROTA, M.; ABRAHÃO, A.; VERONA, L.; OLIVEIRA, R. S. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. **Journal of Applied Ecology**, v.58, n.2, p.419-430, 2021. Doi: 10.1111/1365-2664.13794.

FONSECA, D. C.; OLIVEIRA, M. L. R.; PEREIRA, I. M.; CABRAL, C. M.; MOURA, C. C.; MACHADO, E. L. M. Phenological strategies of dioecious species in response to the environmental variations of rupestrian grasslands. **Cerne**, v.23, n.4, p.517–527, 2017. Doi: 10.1590/01047760201723042388.

FONSECA, Darliana da Costa. **O conceito de raridade em populações dioicas: uma abordagem ecológica**. 196f. 2019. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. 2019. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/2395>

FONSECA, Simone Nunes. **Efeitos do fogo em campos úmidos do Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG**. 93f. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. 2020. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br:8080/jspui/handle/1/2516>

FONTANA, D. C.; CARON, B. O.; SCHMIDT, D.; MEIRA, D.; ZANATTA, T. P.; BREZOLIN, P.; WERNER, C. J. Growth of escarole in different seasons of year, RS, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, v.39, n.2, p.455-466, 2018. Doi: 10.5433/1679-0359.2018v39n2p455

FOURNIER, L. A. Un metodo cuantitativo para la medición de características fenológicas em arboles. **Turrialba**, v.24, p.422-423, 1974.

FUNCH, L. S.; PUNCH, R.; BARROSO, G. M. Phenology of Gallery and Montane Forest in the Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. **Biotropica**, v.34, n.1, p.40-50, 2002. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2002.tb00240.x

FUNCH, L. S.; RODAL, M. J. N.; FUNCH, R. R. Floristic aspects of forests of the Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. **The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil**, New York, p.193-220, 2008.

GOBI, S. F.; KOHN, R. A. G.; HUBER, A. C. K. Eficiência de aminoácidos para fixação de frutos na cultura da oliveira *Olea europaea* L. **Brazilian Journal of Development**, v.6, n.9, p.68338-68345, 2020. Doi: 10.34117/bjdv6n9-320

HEGAZY, A. K.; KABIEL, H. F.; HOSNI, H. A.; BADAWI, E. S. M.; LOVETT-DOUST, L. Spatial and temporal variation in plant community phenology in the Jebel Marra region of Darfur. **Folia Geobotanica**, v.53, n.4, p.389–403, 2018. Doi: 10.1007/s12224-018-9333-4

HUANG, L.; XUE, W.; HERBEN, T. Temporal niche differentiation among species changes with habitat productivity and light conditions. **Journal of Vegetation Science**, p.jvs.12741, 2019. Doi: 10.1111/jvs.12741

HUBER, O.; RULL, V. Biodiversity of Pantepui: the pristine “lost world” of the neotropical Guiana Highlands. **Plant communities**, p.149-164, 2019. Doi: 10.1016/B978-0-12-815591-2.00007-0

INMET – **Instituto Nacional de Meteorologia**. 2021. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em Janeiro 2021.

JANSEN, D.H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist**, v.104, p.501-528, 1970. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2459010>
 JANZEN, D. H. Dispersal of seeds by vertebrate guts. In: FUTUYMA, D.; SLATKIN, M. (Eds.). **Coevolution**. Sunderland: Sinauer, p.232-262, 1983.

JANZEN, D. H. **Ecology of plants in the tropics**. 66f. London: Edward Arnold, 1975.

JANZEN, D. H. Synchronization of sexual reproduction of trees during the season in Central America. **Oecologia**, v.67, p.40-43, 1967. Doi: 10.2307/2406621

KOPPEN, W. **Grundriss der Klimakunde**. 390f. Berlin: Walter de Gruyter, 1931.

KOVACH, W. L. Oriana for Windows 3. Kovach Computing Services, Wales, 2013.
 LIETH, H. Purposes of a Phenology Book. In: LIETH, H. (Ed.). **Phenology and Seasonality Modeling. Ecological Studies**. p.3–19. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1974.

LÚCIO, Sílvia Laine Borges. **Foice, machado, fogo e enxada: práticas de cultivo e sucessão secundária em matas de galeria inundáveis do Cerrado após agricultura itinerante**. 156f. 2019. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil. 2019. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/36144>

RICHARDSON, A. D.; HUFKENS, K.; MILLIMAN, T.; AUBRECHT, D. M.; FURZE, M. E.; SEYEDNASROLLAH, B.; HANSON, P. J. Ecosystem warming extends vegetation activity but heightens vulnerability to cold temperatures. **Nature**, v.560, n.7718, p.368-371, 2018. Doi: 10.1038/s41586-018-0399-1

- MILLER-RUSHING, A. J.; HØYE, T. T.; INOUE, D. W.; POST, E. The effects of phenological mismatches on demography. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.365, n.1555, p.3177–3186, 2010. Doi: 10.1098/rstb.2010.0148
- MORELLATO, L. P. C.; ALBERTON, B.; ALVARADO, S. T.; BORGES, B.; BUISSON, E.; CAMARGO, M. G. G.; PERES, C. A. Linking plant phenology to conservation biology. **Biological Conservation**, v.195, p.60-72, 2016. Doi: 10.1016/j.biocon.2015.12.033
- MORELLATO, L. P. C.; TALORA, D. C.; TAKAHASI, A.; BENCKE, C. C.; ROMERA, E. C.; ZIPPARRO, V. B. Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study. **Biotropica**, v.32, n.4b, p.811–823, 2000. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2000.tb00620.x
- MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Morpho-physiological classification of seeds and morphology of fruits and seedlings of *Richeria grandis*. **Rodriguésia**, v.71, p. e02732018, 2020. Doi: 10.1590/2175-7860202071098
- MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; OLIVEIRA, P. A.; FONSECA, D. C.; MACHADO, E. L. M. Como é a estrutura e a diversidade *alpha* e *beta* de matas de galeria inundáveis? **Diversitas Journal**, v.6, n.2, p.1920-1945, 2021. Doi: 10.17648/diversitas-journal-v6i2-1496
- MURPHY, S. J.; AUDINO, L. D.; WHITACRE, J.; ECK, J. L.; WENZEL, J. W.; QUEENBOROUGH, S. A.; COMITA, L.S. Species associations structured by environment and land-use history promote beta-diversity in a temperate forest. **Ecology**, v.96, n.3, p.705-715, 2015. Doi: 10.1890/14-0695.1
- NUCCI, M.; ALVES-JUNIOR, V. V. Biologia floral e sistema reprodutivo de *Campomanesia adamantium* (Cambess.) O.Berg – Myrtaceae em área de Cerrado no sul do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Interciência**, v.42, n.2, p.127-131. Disponível em: <https://www.redalyc.org/jatsRepo/339/33949912009/html/index.html>
- ORSI, N.; MORAES, C.; LARA-FIOREZE, A. C.; FIOREZE, S. L. Dynamics of abscission of reproductive structures in common bean access. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.20, n.1, p.010-018, 2021. Doi: 10.5965/223811712012021010
- OTEROS, J.; GARCÍA-MOZO, H.; VÁZQUEZ, L.; MESTRE, A.; DOMÍNGUEZ-VILCHES, E.; GALÁN, C. Modelling olive phenological response to weather and topography. **Agriculture, ecosystems & environment**, v.179, p.62-68, 2013. Doi:10.1016/j.agee.2013.07.008
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. 2020. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- RABINOWITZ, D. Seven forms of rarity. p.205-2017. In: SYNGE, H. **The biological aspects of rare plant conservation**. New York, Wiley. 1981. Disponível em: https://www.esf.edu/efb/parry/Invert_Cons_14_Readings/Rabinowitz_1981.pdf

REYS, P.; GALETTI, M.; MORELLATO, L. P. C.; SABINO, J. Fenologia reprodutiva e disponibilidade de frutos de espécies arbóreas em mata ciliar no rio Formoso, Mato Grosso do Sul. **Biota Neotropica**, v.5, n.2, p.309-318, 2005. Doi:10.1590/S1676-06032005000300021

RIBEIRO, José Hugo Campos. **Capões de floresta nebular no Parque Estadual da Serra do Papagaio, Minas Gerais: composição, estrutura e heterogeneidade ambiental**. 115f. 2018. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufjf.br/jspui/handle/ufjf/6883>

ROCHA, N. M. W. B.; CARSTENSEN, D. W.; FERNANDES, G. W.; LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; MORELLATO, L. P. C. Phenology patterns across a rupestrian grassland altitudinal gradient. In: **Ecology and conservation of mountaintop grasslands in Brazil**. Springer, Cham, p.275-289, 2016. Doi: 10.1007/978-3-319-29808-5_12

RODRIGUES, Angélica Lino. **Respostas fisiológicas e estruturais em plantas submetidas a estresse hídrico recorrente em diferentes condições de luz**. 114f. 2018. Tese (Doutorado em Botânica) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil. 2018. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/153380>

SANTANA, A. S.; GIACOBBO, C. L.; DO PRADO, J.; UBERTI, A.; LOUIS, B.; ALBERTO, C. M. Fenologia e qualidade de frutos de acessos de *Physalis* spp. **Agrarian**, v.13, n.47, p.1-8, 2020. Doi: 10.30612/agrarian.v13i47.8687

SCHUPP, E.W.; JORDANO, P.; GÓMEZ, J.M. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. **New Phytologist**, v.188, n.2, p.333-353, 2010. Doi: 10.1111/j.1469-8137.2010.03402.x

SEMENSATO, L. R.; VENDRUSCOLO, E. P.; SELEGUINI, A.; BATISTA FILHO, P. A.; SILVA, E. C. M.; SILVA, T. P. Fenologia, produtividade e qualidade de frutos de jabuticabeiras de diferentes idades das plantas. **Iheringia**, v.75, 2020. Doi: 10.21826/2446-82312020v75e2020013

SILVA, J. Z. D.; REIS, M. S. D. Fenologia reprodutiva e produção de frutos em *Euterpe edulis* (Martius). **Ciência Florestal**, v.28, n.1, p.295-309, 2018. Doi:10.5902/1980509831655

SILVEIRA, Irving Martins. **Padrões de ocorrência de espécies lenhosas em vertentes de Matas de galeria no Distrito Federal**. 94f. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil. 2020. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/39411>

SOARES, N. C.; MARUYAMA, P. K.; STAGGEMEIER, V. G.; MORELLATO, L. P. C.; ARAÚJO, M. S. The role of individual variation in flowering and pollination in the reproductive success of a crepuscular buzz-pollinated plant. **Annals of Botany**, v.127, n.2, p.213-222, 2021. Doi: 10.1093/aob/mcaa163

SOUZA, V. C.; FLORES, T. B.; COLLETTA, G. D.; COELHO, R. L. G. **Guia das plantas do Cerrado**. Piracicaba, SP: Taxon Brasil. 2018.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6ed. Porto Alegre: Artmed, 2017. 888p.

TALORA, D. C.; MORELLATO, P. C. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.1, 2000. Doi: 10.1590/S0100-84042000000100002

TRES, A.; TETTO, A. F.; MILANI, J. E. F.; SEGER, C. D.; WENDLING, W. T.; PAJEWSKI, F. F.; DICKEL, G. Reproductive phenology of *Euterpe edulis* Mart. in two altitudinal classes in the Brazilian Atlantic forest. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.2, p.23-35, 2020. Doi: 10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0003

VIEIRA, J. P.G.; SOUZA, M. J. H.; TEIXEIRA, J. M.; CARVALHO, F. P. Estudo da precipitação mensal durante a estação chuvosa em Diamantina, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.7, p.762-767, 2010. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br>

WAINWRIGHT, C. E.; WOLKOVICH, E. M.; CLELAND, E. E. Seasonal priority effects: implications for invasion and restoration in a semi-arid system. **Journal of Applied Ecology**, v.49, p.234-241, 2012. Doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02088.x

WENNY, D. G. Seed dispersal, seed predation, and seedling recruitment of a neotropical montane tree. **Ecological Monographs**, v.70, n.2, p.331-351, 2000. Doi: 10.2307/2657180

WILLIAMS, R. J.; MYERS, B. A.; MULLER, W. J.; DUFF, G. A.; EAMUS, D. Leaf phenology of woody species in a north Australian tropical savanna. **Ecology**, v.78, n.8, p.2542-2558, 1997. Doi: 10.2307/2265913

CAPÍTULO III - CONSERVADORISMO DE NICHOS CLIMÁTICOS EM POPULAÇÕES DE UMA ESPÉCIE AUTÓCTONE HIPERABUNDANTE EM ILHAS FLORESTAIS INUNDADAS

RESUMO

Mecanismos como a capacidade de acumular fitólitos em células das folhas aliado à plasticidade ecofisiológica em populações de uma espécie autóctone de Capões de Mata, são recursos plausíveis capazes de assegurar a sobrevivência de populações em situações climáticas adversas e possíveis estresses ambientais. Este estudo objetivou compreender o comportamento ecofisiológico de *Richeria grandis* e sua capacidade em produzir fitólitos. As avaliações foram realizadas em duas populações, contendo indivíduos masculinos e femininos, em Capões de Mata inseridos na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. Foram avaliados dados da biomassa, porcentagem de umidade foliares, e variáveis ecofisiológicas (*i. e.*, fluorescência inicial, fluorescência máxima, rendimento quântico fotoquímico efetivo e clorofila total), em quatro períodos sazonais determinados compreendidos entre 2018 a 2021, além da quantificação e classificação dos morfotipos de fitólitos. Análises estatísticas foram realizadas de forma a auxiliar na tomada de decisão, somado à aplicação do teste de correlação de Pearson para avaliar a relação entre as variáveis coletadas com os dados climáticos considerados neste estudo. Posteriormente, foram coletadas folhas completamente expandidas dos exemplares de cada sexo, por Capão, para extração e quantificação do teor de fitólitos. Não foram observadas diferenças entre os sexos e os períodos sazonais no que diz respeito à turgescência celular, biomassa seca foliar e variáveis ecofisiológicas. *R. grandis* possui baixa plasticidade ecofisiológica e permaneceu sob níveis ótimos fisiológicos, em que demonstra ausência de estresses ambientais. Ainda, nenhuma variável morfofisiológica coletada correlacionou com os dados climáticos. *R. grandis* é caracterizada por ser alta produtora de fitólitos em seu hábitat natural. Característica esta, que pode atenuar possíveis estresses ambientais.

Palavras-chave: Conservação. Ecofisiologia. Plasticidade fisiológica. *Richeria grandis*.

CHAPTER III - CLIMATE NICHE CONSERVATIVEISM IN POPULATIONS OF AN HYPER ABUNDANT NATIVE SPECIES IN FLOODED FOREST ISLANDS

ABSTRACT

Mechanisms such as the ability to accumulate phytoliths in leaf cells, combined with ecophysiological plasticity in populations of an autochthonous species of Forest Islands, are plausible resources capable of ensuring the survival of populations in adverse climatic situations and possible environmental stresses. This study aimed to understand the ecophysiological behavior of *Richeria grandis*. The evaluations were carried out in two populations, containing male and female specimens, in Forest Islands inserted in the Serra do Espinhaço Biosphere Reserve. Data on leaf biomass and moisture content, and ecophysiological variables (*i. e.*, initial fluorescence, maximum fluorescence, effective photochemical quantum yield and total chlorophyll) were evaluated in four determined seasonal periods from 2018 to 2021. Statistical analyzes were performed in order to assist in decision making, added to the application of the Pearson correlation test to assess the relationship between the variables collected and the climate data considered in this study. Afterwards, completely expanded leaves were collected from the specimens of each sex, by Forest Islands, for extraction and quantification of the phytolith content. There were no differences between sexes and seasonal periods with regard to cell turgor, leaf dry biomass and ecophysiological variables. *R. grandis* has low ecophysiological plasticity and remained under optimal physiological levels, which demonstrates the absence of environmental stresses. Still, no morphophysiological variable collected correlated with climate data. *R. grandis* is characterized by being a high producer of phytoliths in its natural habitat. This characteristic can mitigate possible environmental stresses.

Keywords: Conservation. Ecophysiology. Physiological plasticity. *Richeria grandis*.

1 INTRODUÇÃO

Evidências de modificações climáticas para os próximos anos, marcadas por possibilidades de extremos de temperatura e agravadas por secas prolongadas (*vide*; IPCC, 2021), podem afetar a estrutura e o funcionamento de ecossistemas tropicais (NASCIMENTO *et al.*, 2020b). Ainda, espécies florestais serão desfavorecidas diante deste cenário sobre o aquecimento global, ao levar em consideração as projeções futuras (SILVA, 2021). Logo, uma atenção especial deve ser dada às ilhas naturais de florestas estacionais aluviais (HORÁK-TERRA *et al.*, 2020), também conhecidas como “Capões”, e às populações arbóreas que ali habitam.

Estes Capões são resquícios florestais de clima úmido (HORÁK-TERRA *et al.*, 2020), que conservaram suas características microclimáticas porque se estabeleceram em cursos d’água ou afloramentos do lençol freático (*i. e.*, áreas úmidas) (COELHO *et al.*, 2018; GONÇALVES *et al.*, 2020), em uma região em que a vegetação circundante é, em hegemonia, rasteira (*e. g.*, *turfeiras*; campos limpos e sujos, complexos rupestres e cerrado *stricto sensu*). Por estas circunstâncias, inferimos que espécies autóctones deste ecossistema (*e. g.*, *Richeria grandis* Vahl.) podem apresentar sérias ameaças à sua sobrevivência e perpetuação em resposta às mudanças climáticas globais, somado a corriqueiros eventos de desmatamento e incêndios criminosos nesta fitocenose (FONSECA, 2020; FLORES *et al.*, 2021), que podem alterar a dinâmica microclimática (NASCIMENTO *et al.*, 2020b) e não conseguir manter sua diversidade. Nossa hipótese se justifica, posto que, modificações na temperatura e, principalmente na disponibilidade hídrica, provocam limitações no desenvolvimento vegetal, capazes de induzir a efeitos deletérios nas plantas provocados por estresses ambientais (NUNES *et al.*, 2017; FONSECA, 2019; NASCIMENTO *et al.* 2020a).

No entanto, devemos considerar que algumas espécies conseguem realizar ajustes fisiológicos e são mais plásticas, o que permite a ocupação e sobrevivência mais eficiente em ambientes heterogêneos (FONSECA, 2019). Por outro lado e em desvantagem, existem aquelas mais limitadas fisiologicamente, onde tendem a sofrer com maior estresse, e sua capacidade competitiva e reprodutiva é reduzida (FONSECA, 2019). Para conseguirmos distinguir estas espécies, utilizamos o estudo sobre a ecofisiologia de populações. Esta pesquisa fornece dados sobre a plasticidade fisiológica da espécie ou ausência da mesma, em função, por exemplo, das mudanças climáticas sutis em seu hábitat, o que reflete nas respostas das plantas a possíveis estresses. Assim, também podemos inferir embasado nestas respostas, sobre a capacidade de sobrevivência das mesmas, após prováveis modificações em seus nichos, provocadas pelas mudanças climáticas.

Aceitamos como nicho, entre algumas definições, as condições climáticas e ambientais, “*n*-dimensional”, exigidas por uma espécie, em sinergia com a sua morfofisiologia e características comportamentais, de modo a sobreviver e manter suas populações, e que lhe permite interagir com o meio ambiente (GRINNELL, 1917; HUTCHINSON, 1957; LUNA-ARANGURÉ; VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, 2020).

Ainda, algumas plantas são capazes de produzir e acumular fitólitos, considerado um mecanismo que contribui para a tolerância a possíveis estresses bióticos e abióticos, e sua aptidão na natureza é otimizado (SAHEBI *et al.*, 2015; FERNANDES-HORN *et al.*, 2016; YANG *et al.*, 2018; NAWAS *et al.*, 2019). Fitólitos são estruturas biomineralizadas e microscópicas de sílica amorfa encontradas dentro das células de muitas plantas vivas (PIPERNO, 1988; COE *et al.*, 2014; ICPN, 2019; NAWAZ *et al.*, 2019). Estas estruturas são acumuladas a partir da absorção expressiva de silício (Si) pelo sistema radicular, transportado por meio do sistema vascular e depositado nos locais de transpiração das plantas (SAHEBI *et al.*, 2015; FERNANDES-HORN *et al.*, 2016; YANG *et al.*, 2018). Sendo assim, podemos considerar que este mecanismo aliado à plasticidade ecofisiológica são recursos plausíveis capazes de assegurar a sobrevivência de uma espécie em situações climáticas adversas.

Neste sentido, *Richeria grandis* (Phyllanthaceae), espécie autóctone de Capões, possui comportamento ecofisiológico diferente (*i. e.*, plasticidade ecofisiológica) em conformidade com a sazonalidade climática regional, ou as características microclimáticas deste ecossistema são suficientes para manter suas características físicas e fisiológicas independente de mudanças externas? Sobre este questionamento, procuramos responder as seguintes perguntas: *i*) existem diferenças entre os sexos e períodos sazonais na alocação de recursos e na ecofisiologia?; *ii*) ocorre variação na ecofisiologia em diferentes períodos sazonais e em Capões diferentes?; *iii*) *R grandis* permanece alta produtora de fitólitos em seu hábitat natural?

2 MATERIAIS E MÉTODOS

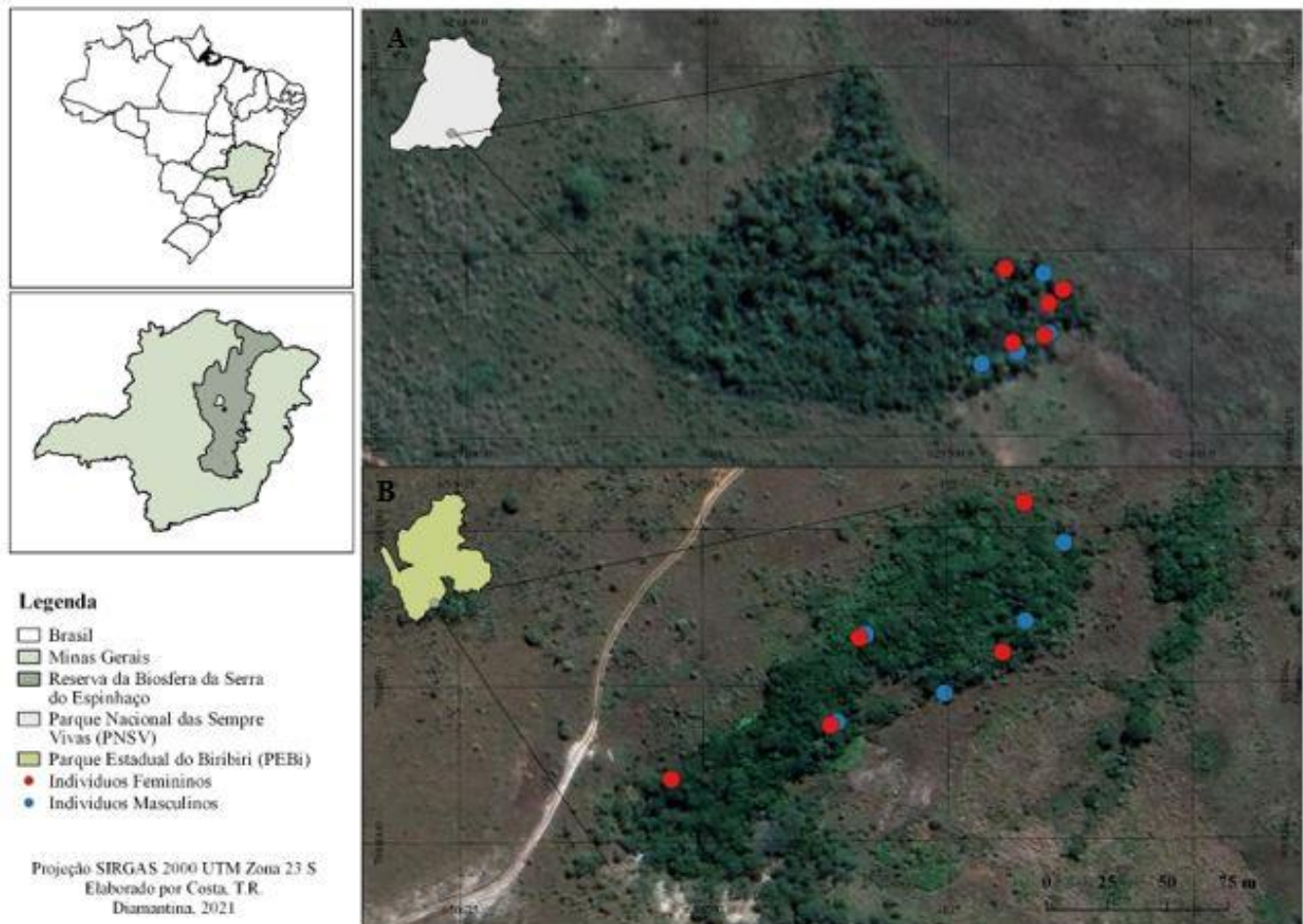
2.1 Caracterização das áreas de estudo

As análises foram realizadas em duas Ilhas Naturais de Florestas Estacionais Inundáveis (*i. e.*, Capões de Mata) conservadas, inseridas em áreas de preservação permanente, sendo estas: o Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) e Parque Estadual do Biribiri (PEBi), ambas contidas na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço em Minas Gerais (RBSE-MG). Esta fitocenose corresponde àquela formação mesofítica, de qualquer grau de caducidade, que orla um ou os dois lados de um curso d'água ou afloramento do lençol freático (*i. e.*, áreas úmidas) (COELHO *et al.*, 2018; GONÇALVES *et al.*, 2020), em uma região em que a vegetação original de interflúvio não seja a de floresta contínua.

O Capão do PNSV está inserido na bacia do Rio São Francisco, sub-bacia do Rio Jequitaiá, próximas ao divisor de águas em uma área denominada “Rancharia” (UTM 629517; 8017618 Datum SIRGAS 2000) (FIG. 1A). Caracteriza-se por solos orgânicos (*i. e.*, Organossolo) e inundáveis, com um regime hídrico do solo definido como hidromórficos, e a vegetação em seu entorno consiste em uma área úmida (*i. e.*, *turfeira*) (FONSECA, 2020) adjacente na porção inferior e, na porção superior, formada por Gleissolos, com regime hídrico do solo não hidromórfico, com presença de vegetação típica de cerrado *stricto sensu* adjacente (FIG. 1A).

O outro Capão selecionado encontra-se no PEBi (UTM 650720,54; 7988022,27 Datum SIRGAS 2000) (FIG. 1B). Inserido na região sudeste do município de Diamantina, MG, próximo ao *campus* JK da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM) (Rodovia MGT 367, km 583). Apresenta-se com um relevo de encosta (*i. e.*, escarpa), caracterizado por uma cabeceira de drenagem de uma nascente na parte superior da encosta, formada por Gleissolos, com regime hídrico do solo hidromórficos, acompanhando o fluxo de água da nascente na região central do Capão. Há pequenos trechos não hidromórficos nas periferias do lado norte do Capão. A vegetação do entorno é composta por cerrado *sensu stricto* e vegetações campestres (MOURA *et al.*, 2021) (FIG. 1B).

Figura 1 – Áreas de estudo da pesquisa. Ilhas Naturais de Florestas Estacionais Inundáveis (*i. e.*, Capões de Mata) conservadas, inseridas em áreas de preservação permanente, sendo estas: o Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) (A) e Parque Estadual do Biribiri (PEBi) (B), ambos contidos na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço em Minas Gerais (RBSE-MG)

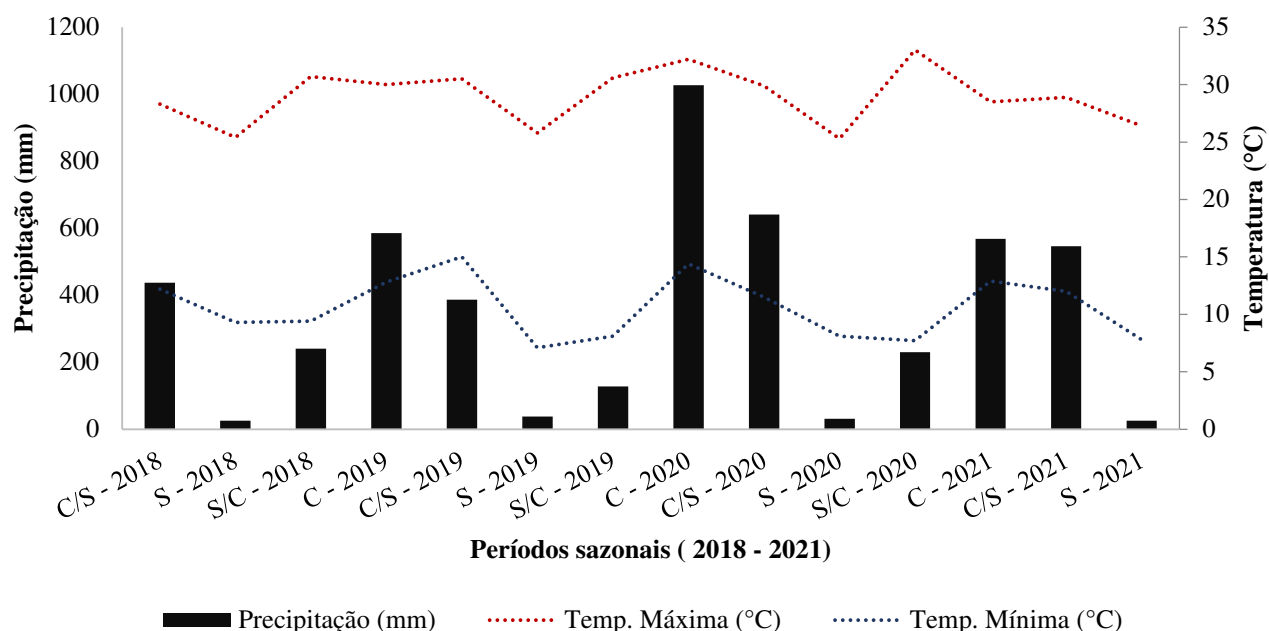


O clima na região é do tipo Cwb, de acordo com a classificação climática de Köppen (1931). De forma sazonal, apresenta clima temperado, com inverno seco e verão úmido (INMET, 2021). Neste estudo optamos por estabelecer períodos sazonais a partir das características já pré-existentes e analisadas. Neste sentido, separamos as características climáticas em quatro períodos, denominados períodos sazonais, sendo eles: ápice do período chuvoso (01 de novembro a 31 de janeiro) - C; transição do período chuvoso para o período seco (01 de fevereiro a 30 de abril) – C/S; ápice do período seco (01 de maio a 31 de julho) - S; e transição do período seco para o período chuvoso (01 de agosto a 31 de outubro) – S/C. Em que os valores do somatório da precipitação e valores máximos e mínimos das temperaturas contidos nestes períodos encontram-se na tabela 1 e expostos na figura 3.

Tabela 1: Dados climáticos (2018 a 2021) da região de Diamantina, Minas Gerais, expostos em períodos sazonais, sendo eles: ápice do período chuvoso (01 de novembro a 31 de janeiro) - C; transição do período chuvoso para o período seco (01 de fevereiro a 30 de abril) – C/S; ápice do período seco (01 de maio a 31 de julho) - S; e transição do período seco para o período chuvoso (01 de agosto a 31 de outubro) – S/C. Em que os valores expostos da precipitação (PP) consiste no somatório dentro do período, e a temperatura máxima (T. MAX.), média (T. MED.) e mínima (T.MIN.), constituem-se dos valores máximos, média e mínimos, respectivamente, das temperaturas dentro de cada período.

	Períodos sazonais	PP (mm)	T. MAX. (°C)	T. MED. (°C)	T. MIN. (°C)
C/S - 2018	Transição Chuvosa/Seca - 2018	437,2	28,3	19,08	12,2
S - 2018	Ápice da Estação Seca - 2018	25,60	25,40	16,37	9,30
S/C - 2018	Transição Seca - Chuvosa - 2018	240,20	30,70	18,77	9,40
C - 2019	Ápice da Estação Chuvosa - 2019	585,80	30,00	20,08	12,80
C/S - 2019	Transição Chuvosa/Seca - 2019	386,40	30,50	20,64	15,00
S - 2019	Ápice da Estação Seca - 2019	37,80	25,80	17,03	7,10
S/C - 2019	Transição Seca/Chuvosa - 2019	127,40	30,60	18,68	8,10
C - 2020	Ápice da Estação Chuvosa - 2020	1026,40	32,20	20,60	14,40
C/S - 2020	Transição Chuvosa/Seca - 2020	641,00	29,90	19,30	11,50
S - 2020	Ápice da Estação Seca - 2020	31,00	25,30	16,21	8,10
S/C - 2020	Transição Seca/Chuvosa - 2020	230,40	33,00	18,29	7,70
C - 2021	Ápice da Estação Chuvosa - 2021	568,20	28,50	19,72	12,90
C/S - 2021	Transição Chuvosa/Seca - 2021	546,00	28,90	19,22	12,00
S - 2021	Ápice da Estação Seca - 2021	25,20	26,40	16,24	7,80

Figura 3: Dados climáticos (2018 a 2021) da região de Diamantina, Minas Gerais, expostos em períodos sazonais, sendo eles: ápice do período chuvoso (01 de novembro a 31 de janeiro) - C; transição do período chuvoso para o período seco (01 de fevereiro a 30 de abril) – C/S; ápice do período seco (01 de maio a 31 de julho) - S; e transição do período seco para o período chuvoso (01 de agosto a 31 de outubro) – S/C. Em que os valores expostos da precipitação consiste no somatório dentro do período, e as temperaturas máxima e mínima constituem-se dos valores máximos e mínimos, respectivamente, das temperaturas dentro de cada período.



2.2 Espécie estudada

Richeria grandis Vahl (Phyllanthaceae) é uma árvore dioica perenifólia, não pioneira (MOURA *et al.*, 2020; COSTA *et al.*, 2021), com distribuição geográfica ampla, e uma especificidade ambiental única (RABINOWITZ, 1981). Ou seja, com ocorrência desde a América Central ao nordeste da Argentina (FUNCH *et al.*, 2008), distribuída em todos os domínios fitogeográficos brasileiros (*i. e.*, Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa, Pantanal) (TORRES, 2020), e considerada uma das espécies mais representativa e exclusiva de ambientes ripários (HUBER; RULL, 2019; MOURA *et al.*, 2021; COSTA *et al.*, 2021), classificando-a como espécie especialista de Capões de Mata (SOUZA *et al.* 2018; LÚCIO, 2019) e, muitas vezes, apresenta hiperabundância em alguns Capões inventariados (DAROSCI, 2016), além de ser uma espécie que constituem o dossel desta formação florestal (FUNCH *et al.*, 2002).

Está incluída no grupo funcional das hidrófilas (*i. e.*, adaptadas a locais com regime hídrico do solo hidromórfico) e também higrófila (*i. e.*, locais com regime hídrico do solo semi-hidromórfico), por possuir adaptações morfofisiológicas para suportar as condições físicas e anóxicas destes locais (BAMBI *et al.*, 2016). Além disso, é responsável por contribuir com mais de 45% da biomassa da serapilheira, determinante para a estabilidade

destes ecossistemas (CALDERÓN *et al.*, 2019). Possui uma floração anual, regular e sincônica entre os sexos e frutificação irregular, caracterizada por uma variação de intensidade das fenofases de frutificação de baixa a ausente entre anos (*i. e.*, produção de frutos maduros supra-anual), em especial frutos maduros prontos para serem dispersos. Todas as fenofases reprodutivas desta espécie possuem com alta sazonalidade, ou seja, ocorrem no período quente e chuvoso (*vide*, capítulo 2 desta tese).

Exemplares desta espécie foram coletados e herborizados no Herbário Dendrológico Jeanini Felfili (HDJF) da UFVJM, sob o Voucher de n° HDJF-8335 para os indivíduos encontrados no PNSV e voucher de n° HDJF – 8336 para as coletadas no PEBi.

As avaliações ecofisiológicas de *R. grandis*, bem como a coleta de folhas para quantificação da biomassa seca, umidade foliar e da massa silicificada, frequência e caracterização morfotípica de fitólitos foram conduzidas utilizando 10 indivíduos em cada Capão selecionado, sendo 5 árvores para cada sexo, totalizando 20 indivíduos amostrados (FIG. 1). Para isso, foi realizado anteriormente, o censo (*i. e.*, inventário 100%) da distribuição espacial dos indivíduos de *R. grandis* nos dois Capões deste estudo, mapeados os indivíduos em estágio reprodutivo (*i. e.*, femininos e masculinos) (*vide*, Capítulo 1 desta tese).

A partir do mapeamento, foram selecionadas apenas as árvores adultas de acordo com as condições fitossanitárias. Plantas aparentemente desgastadas, com ramos secos, quebradiços e com poucas folhas, com indícios de intensa predação ou que aparentavam doentes, foram evitadas durante a seleção para não comprometer a continuidade dos estudos ecofisiológicos.

Posteriormente, dentre os indivíduos que se enquadravam nos critérios supracitados, foram selecionadas apenas as árvores que se encontravam nas bordas dos Capões para não haver alteração nos dados foliares, em função de possíveis alternâncias na incidência de luz direta sobre o dossel das mesmas. Desta forma, selecionaram-se indivíduos que se encontravam sob um ambiente totalmente iluminado, de modo a receber luz solar em toda a copa, sem interferência de plantas vizinhas. Ademais, para evitar clones oriundos de expansões e rebrota de raízes, o critério de amostragem exigiu que os indivíduos estivessem a, no mínimo, 10 m do vizinho coespecífico e do mesmo sexo mais próximo. A partir destes critérios, foi realizada a seleção final dos indivíduos, de forma aleatória, compondo as repetições deste experimento (FIG. 1).

Os períodos de coleta de dados da biomassa e porcentagem de umidade foliares e ecofisiológicos, para averiguar o comportamento fisiológico atrelado às mudanças climáticas em duas populações de *R. grandis*, foram realizados sempre ao final de cada período sazonal,

ou seja: período sazonal C – coleta dos dados no final de janeiro de cada ano; período sazonal C/S – coleta dos dados no final de abril de cada ano; período sazonal S – coleta dos dados no final de julho de cada ano e período sazonal S/C – coleta dos dados no final de outubro de cada ano.

2.3 Coleta de dados

2.3.1 Análise de biomassa e porcentagem de umidade foliar

Foram avaliados os teores de massa seca e porcentagem de umidade foliar amostrados em dois anos consecutivos (*i. e.*, dois ciclos sazonais): abril de 2018 (C/S) a janeiro de 2019 (C); e abril de 2019 (C/S) a janeiro de 2020 (C).

Foram coletadas cinco folhas (*i. e.*, réplicas) totalmente expandidas, saudáveis e expostas à luz solar de cada árvore. Todo o material botânico coletado foi armazenado em sacos plásticos que foram vedados, conservados em local escuro e sob refrigeração em caixas térmicas com gelo para evitar a desidratação até o momento do processamento (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2016). No laboratório, o material botânico foi reidratado por 24 horas em ambiente refrigerado (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2016). Após o processo de reidratação, o material foi delicadamente seco com papel absorvente, e mensurado a massa fresca. Após este procedimento, o material foi levado à estufa de circulação forçada de ar a 65°C para secagem e obtenção de peso constante para obtenção da massa seca. Ambas as medições de massa foram realizadas em balança analítica com precisão de 0,0001g.

2.3.2 Ecofisiologia

As análises ecofisiológicas foram realizadas em quatro períodos: final do período sazonal S/C (outubro/2020); final do período sazonal C (janeiro/2021); final do período sazonal C/S (abril/2021); e período sazonal S (julho/2021), mensurados o F (fluorescência inicial), Fm' (fluorescência máxima), Y(II) (rendimento quântico fotoquímico efetivo), ou seja, a quantidade de energia eficaz absorvida pelo PS(II) e a clorofila total em três folhas (*i. e.*, réplicas) por árvore, com o intuito de identificar tolerâncias ou sensibilidades a estresses ambientais e o limite em que estes prejudicam ou danificam o sistema fotossintético de *R. grandis*. As avaliações sempre foram realizadas no período matutino, com predomínio de sol, com a finalidade de evitar interferência nas leituras da fluorescência da clorofila *a*.

A fluorescência da clorofila *a* foi mensurada utilizando o fluorômetro (MINI-PAM, Heinz Walz), aparelho que mede a resposta da planta a um pulso de saturação modulada sensível ao fotossistema II (PSII) (FONSECA, 2019). As variações entre estes parâmetros (F, Fm' e Y(II)) inferem sobre os comportamentos diferentes das plantas no rendimento da fluorescência da clorofila *a* (FONSECA, 2019). Deste modo, indicam a

eficiência quântica no transporte de elétrons e a extensão da fotoinibição em resposta à luz e às variáveis ambientais simples e combinadas (MAXWELL; JOHNSON, 2000).

Para a obtenção do teor de clorofila foi utilizado um medidor eletrônico de teor de clorofila (*i. e.*, clorofilômetro) ClorofiLOG CFL1030 (Falker), avaliado diretamente em campo e sem danificar a estrutura foliar.

2.3.3 Massa silicificada e fitólitos

Para a quantificação da porcentagem de massa silicificada e frequência dos morfotipos fitolíticos, foi coletado, em janeiro de 2021, uma quantidade de folhas completamente expandidas, suficientes para obtenção da massa seca inicial para condução do experimento. A coleta destas folhas foi nos indivíduos selecionados nas duas áreas e, posteriormente, o material foi acondicionado em sacos de papel e seco em estufa com circulação de ar forçada, à temperatura de 65°C, até a obtenção de peso constante. Os fitólitos das folhas de *R. grandis* foram extraídos de acordo com a metodologia readaptada de Farnezi (2019), adaptada de Parr *et al.* (2001).

Neste sentido, foram pesados 5 g de massa seca da parte aérea moída e colocadas em cadinho de porcelana e calcinado a 600°C em mufla por um período de 12 horas. As cinzas foram transferidas para tubos de falcon para remoção dos carbonatos com a aplicação de 2,5 mL HCl 1 mol.L⁻¹. As cinzas foram removidas utilizando 10 mL de água oxigenada (H₂O₂, 30vol.). O resíduo foi lavado com água destilada e centrifugado a 300 rad.s⁻¹ durante 5 min, o sobrenadante foi descartado. Este procedimento foi repetido cinco vezes. O resíduo (sílico-fitólito) foi seco a 105°C em estufa, até peso constante. A quantificação foi realizada por gravimetria clássica em balança analítica de 0,00001 g de precisão. O teor de fitólitos foi expresso em porcentagem do peso seco da massa seca inicial.

A partir do resíduo obtido, dez lâminas semipermanentes, de cada sexo e Capão, foram confeccionadas em gelatina glicerinada, e realizado a triagem do material. Os morfotipos foram registrados em microfotografias, com o auxílio de microscópio ótico com aumento de 40x, acoplado à máquina fotográfica, no Laboratório Anatomia e Morfologia Vegetal, departamento de Ciências Biológicas (UFVJM). Os fitólitos foram identificados e classificados de acordo com suas características morfológicas, seguindo o Código Internacional para Nomenclatura de Fitólitos (ICPN) 2.0 (2019). Fitólitos sem significância taxonômica devido à sua dissolução ou fragmentação foram reunidos em uma categoria não classificada. Pelo menos 100 fitólitos por lâmina com a significância taxonômica foi contado.

2.4 Análise de dados

Os princípios básicos da experimentação (*i. e.*, repetições, casualizações na escolha dos indivíduos satisfatórios para a pesquisa e controle local) foram respeitados e os pressupostos estatísticos paramétricos (*i. e.*, os resíduos normalmente distribuídos e a homocedasticidade) foram testados.

Foram realizadas duas análises estatísticas para cada variável resposta. A primeira, a fim de responder o primeiro questionamento desde trabalho: existem diferenças entre os sexos e períodos sazonais para a alocação de recursos para crescimento e reprodução?; as variáveis respostas (*i. e.*, biomassa seca e porcentagem de umidade foliar, F, Fm', Y(II) e Clorofila total) foram testadas por meio do emprego da análise de variância (*i. e.*, teste F) ao nível de significância de 5%, seguida da aplicação do teste de médias, que foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro dentro de cada Capão, separadamente. Neste sentido, o delineamento foi inteiramente casualizado em esquema de parcela subdividida, onde os sexos e os períodos sazonais constituem os tratamentos primários e secundários, respectivamente.

Para responder o segundo questionamento: ocorre variação na ecofisiologia em diferentes períodos sazonais em Capões diferentes?; foi realizada a segunda análise. Neste sentido as variáveis respostas foram avaliadas por meio do teste F de análise de variância ao nível de significância de 5% e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro entre os Capões. Neste caso, o delineamento foi o de blocos casualizados em esquema de parcela subdividida, sendo que os Capões e os períodos sazonais constituem os tratamentos primários e secundários, respectivamente.

Ressalta-se que, para a análise das variáveis respostas: biomassa e porcentagem de umidade foliar, que foram avaliadas durante dois anos consecutivos (*i. e.*, dois ciclos sazonais, 2018-2019 e 2019-2020), foi realizado de forma prévia, uma análise de variância entre os anos e os períodos sazonais para cada Capão, e foi confirmado que as variações foram semelhantes ($p > 0,05$). Neste sentido, para estas análises, os valores das variáveis climáticas e os dados coletados nos dois ciclos (*i. e.*, 2018/2019 e 2019/2020) foram analisados em conjunto, compondo assim, 10 repetições de cada sexo e área dentro dos períodos sazonais avaliados. As outras variáveis respostas (*i. e.*, fluorescência da clorofila *a* e clorofila total) foram avaliadas apenas em um ciclo sazonal (2020-2021).

Ainda, a associação positiva ou negativa das variáveis analisadas em relação às condições climáticas foi avaliada por meio da correlação de Pearson (r) a 5% de significância para dados paramétricos, de modo a avaliar a biomassa seca, a porcentagem de umidade foliar

e as variáveis ecofisiológicas com os dados de precipitação, umidade relativa do ar e temperaturas máxima, mínima e média.

Os resultados obtidos da massa silicificada e a frequência dos morfotipos fitolíticos também foram submetidos ao teste F para análise de variância ao nível de significância de 5% e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Este experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial, sendo composto pelos dois Capões e os sexos de *R. grandis*, com o intuito de responder o último questionamento desta pesquisa: *R. grandis* permanece alta produtora de fitólitos em seu habitat natural? (*vide*, Capítulo 4 desta tese).

Para todas as análises, utilizou-se o software estatístico gratuito R-4.0.2 (2020), e os pacotes adicionais “ExpDes.pt” (FERREIRA *et al.*, 2018) e “agricolae” (MENDIBURU, 2020) e “corrplot” (WEI *et al.*, 2021).

3 RESULTADOS

Populações de *R. grandis* contidas nos Capões, avaliadas de forma separadas, não apresentaram diferenças significativas em suas médias ($p > 0,05$) para a biomassa seca e umidade foliar entre os sexos e os períodos sazonais nos dois ciclos sazonais avaliados (2018-2019 e 2019-2020) (TAB. 2). Ainda, ao comparar os dois Capões, as médias destas variáveis foram iguais ($p > 0,05$) (TAB. 2).

As respostas das análises ecofisiológicas realizadas no PNSV e PEBi encontram-se na tabela 3 e 4. Para as variáveis respostas F, Fm' e clorofila total no PNSV, não houve interação significativa entre os sexos e os períodos sazonais ($p > 0,05$). Desta forma, as médias, comparadas tanto dentro dos sexos, quanto dentro dos períodos sazonais foram consideradas iguais ($p > 0,05$) (TAB. 3).

Em relação ao Y(II), no PNSV, não houve interação significativa entre os sexos e os períodos sazonais ($p > 0,05$). No entanto, ao analisar os efeitos simples, as médias entre os períodos sazonais foram diferentes ($p < 0,05$), em que o período seco (S) apresentou-se com um maior Y(II) quando se comparado ao período transicional de chuva para seca (C/S), e as médias de Y(II) comparados dentro do sexo, permaneceram iguais ($p > 0,05$) (TAB. 3).

No PEBi não houve interação significativa entre os sexos e os períodos sazonais ($p > 0,05$), quando analisadas as variáveis Fm', Y(II) e clorofila total (TAB. 3). Além disso, as médias de Fm' comparadas tanto dentro dos sexos, quanto dentro dos períodos sazonais, foram consideradas iguais ($p > 0,05$) (TAB. 3). Entretanto, as médias de Y(II) apresentaram variações entre os períodos sazonais, analisado de forma simples, em que o período chuvoso (C) proporcionou um maior Y(II) e o período transicional de seca para chuva (S/C), o menor (TAB. 3).

Ao comparar as médias da clorofila total, sob o efeito simples, os sexos foram considerados iguais, e o período sazonal que proporcionou o menor índice de clorofila total foi o período S/C, sendo os outros períodos considerados iguais ($p < 0,05$) (TAB. 3).

Para a variável resposta F, houve interação significativa entre os tratamentos analisados (*i. e.*, sexos e períodos sazonais) ($p < 0,05$) (TAB. 3). Ao desdobrar as estas interações, o único período que diferiu entre os sexos foi o período C/S, em que os indivíduos femininos obtiveram um F maior em relação aos masculinos (TAB. 3). E, ao analisar o período sazonal dentro do sexo feminino, o período C foi o que proporcionou o menor F, sendo os demais períodos iguais estatisticamente (TAB. 3). Para o sexo masculino, não houve diferença nos valores de F dentro dos períodos sazonais (TAB. 3).

Ao comparar os dois Capões em conjunto com os períodos sazonais, não houve interação significativa para as variáveis F_m' e clorofila total e, a análise dos efeitos simples indicou que todas as médias foram consideradas iguais para F_m' ($p > 0,05$). Para a clorofila total, as médias entre as áreas foram consideradas iguais ($p > 0,05$) e as médias dos períodos sazonais foram diferentes. Assim, populações de *R. grandis* apresentaram uma quantidade de clorofila total menor no período transicional S/C quando comparado com os demais períodos sazonais analisados (TAB. 4).

Ainda, houve interação significativa entre os dois Capões estudados e os períodos sazonais ($p < 0,05$) para a variável F e Y(II) (TAB. 4). Ao desdobrar estas interações e comparar os Capões dentro de cada período sazonal, observamos que o Capão contido no PNSV apresentou valores de F maiores em relação ao PEBi no período C e no período C/S (TAB. 4). Enquanto que, comparando os períodos sazonais dentro de cada área distinta, não houve diferença significativa em relação aos valores de F na população de *R. grandis* no PNSV em quaisquer períodos sazonais analisados ($p > 0,05$) (TAB. 4). A população de *R. grandis* ocorrente no PEBi apresentou um F menor no período C, e maior no período S e S/C, estes considerados iguais (TAB. 4).

O rendimento quântico fotoquímico efetivo (*i. e.*, Y(II)), ao comparar os Capões dentro de cada período sazonal, foi maior no PEBi no período C e C/S (TAB. 4). Ao desdobrar os períodos sazonais dentro de cada Capão distinto, no PNSV o Y(II) foi maior do período S e menor do período C/S (TAB. 4). Enquanto que, no PEBi, o Y(II) foi maior no período C e menor no período S/C (TAB. 4).

No entanto, nenhuma variável resposta avaliada teve correlação significativa com as variáveis climáticas analisadas neste estudo (TAB. 5).

Tabela 2: Análise de variância (F) e Teste de médias (Tukey) das variáveis respostas biomassa seca (g) e umidade foliar (%) entre os sexos e os ciclos sazonais por área distinta, e comparação das médias dos sexos entre as duas áreas avaliadas em conjunto. PNSV – Parque Nacional das Sempre-Vivas; PEBi – Parque Estadual do Biribiri, ambas localizadas na Serra do Espinhaço Meridional. Significância de 5%

	Sexo	Ciclo sazonal	Biomassa seca foliar (g)				Médias / Sexo	Umidade foliar (%)				Médias / Sexo
			C/S	S	S/C	C		C/S	S	S/C	C	
PNSV	♀	2018/2019	7,563	7,077	8,700	7,060	7,852^{ns}	182,452	134,192	179,728	167,526	153,791^{ns}
		2019/2020	8,550	8,547	7,947	7,370		145,516	142,042	150,252	128,617	
	♂	2018/2019	8,940	6,970	8,633	6,820	7,953^{ns}	179,124	153,126	198,495	158,955	168,830^{ns}
		2019/2020	7,333	8,613	8,210	8,100		179,570	160,071	156,285	165,013	
	<i>Médias / período sazonal</i>			8,097 ^{ns}	7,802 ^{ns}	8,373 ^{ns}	7,338 ^{ns}	171,666 ^{ns}	147,358 ^{ns}	171,190 ^{ns}	155,028 ^{ns}	
	<i>Média geral da área</i>			7,902^{ns}				161,310^{ns}				
PEBi	♀	2018/2019	9,740	7,147	7,940	8,313	8,453^{ns}	186,795	148,396	135,451	179,632	163,335^{ns}
		2019/2020	6,990	8,933	9,457	9,100		179,197	155,185	183,485	138,537	
	♂	2018/2019	7,653	7,297	8,543	9,673	8,652^{ns}	165,503	138,025	176,176	154,217	155,093^{ns}
		2019/2020	7,903	10,380	8,710	9,053		142,470	146,583	169,471	148,301	
	<i>Médias dentro do período</i>			8,072 ^{ns}	8,439 ^{ns}	8,663 ^{ns}	9,035 ^{ns}	168,491 ^{ns}	147,047 ^{ns}	166,146 ^{ns}	155,172 ^{ns}	
	<i>Média geral da área</i>			8,552^{ns}				159,214^{ns}				

Tabela 3: Análise de variância (F) e Teste de médias (Tukey) das variáveis ecofisiológicas F, Fm', Y(II) e clorofila total entre os sexos e os ciclos sazonais em duas Ilhas Naturais de Floresta Estacional Semidecídua Inundável no PNSV e PEBi. PNSV – Parque Nacional das Sempre-Vivas; PEBi – Parque Estadual do Biribiri, ambas localizadas na Serra do Espinhaço Meridional. Significância de 5%. Em que: Letras maiúsculas comparam o sexo dentro de cada período sazonal e letras minúsculas comparam o período sazonal dentro de cada sexo

Parque Nacional das Sempre-Vivas - PNSV						
Sexo	Fluorescência inicial - F					<i>Médias / sexo</i>
	S/C	C	C/S	S		
♀	343,222	296,778	312,778	287,111		309,972 ^{ns}
♂	314,667	334,333	302,778	266,667		304,611 ^{ns}
<i>Médias / período sazonal</i>	328,944 ^{ns}	315,556 ^{ns}	307,778 ^{ns}	276,889 ^{ns}		
Fluorescência máxima - Fm'						
Sexo	S/C	C	C/S	S	<i>Médias / sexo</i>	
♀	1441,333	1259,000	1117,111	1453,556	1317,750 ^{ns}	
♂	1364,667	1499,333	1337,444	1402,889	1401,083 ^{ns}	
<i>Médias / período sazonal</i>	1403,000 ^{ns}	1379,167 ^{ns}	1227,278 ^{ns}	1428,222 ^{ns}		
Rendimento quântico fotoquímico efetivo - Y(II)						
Sexo	S/C	C	C/S	S	<i>Médias / sexo</i>	
♀	0,766	0,774	0,706	0,798	0,761 ^{ns}	
♂	0,769	0,782	0,768	0,805	0,781 ^{ns}	
<i>Médias / período sazonal</i>	0,767 ^{ab}	0,778 ^{ab}	0,737 ^b	0,802 ^a		
Clorofila Total						
Sexo	S/C	C	C/S	S	<i>Médias / sexo</i>	
♀	65,878	77,856	71,700	72,400	71,958 ^{ns}	
♂	70,056	84,656	79,200	81,656	78,892 ^{ns}	
<i>Médias / período sazonal</i>	67,967 ^{ns}	81,256 ^{ns}	75,450 ^{ns}	77,028 ^{ns}		
Parque Estadual do Biribiri - PEBi						
Sexo	Fluorescência inicial - F					<i>Médias / sexo</i>
	S/C	C	C/S	S		
♀	334,000 ^{ns a}	164,333 ^{ns b}	304,000 ^{Aa}	307,333 ^{ns a}		
♂	300,222 ^{ns ns}	222,222 ^{ns ns}	206,556 ^{B ns}	259,667 ^{ns ns}		
Fluorescência máxima - Fm'						
Sexo	S/C	C	C/S	S	<i>Médias / sexo</i>	
♀	1464,000	1246,444	1822,889	1600,556	1533,472 ^{ns}	
♂	1477,667	1320,000	1238,778	1408,222	1361,167 ^{ns}	
<i>Médias / período sazonal</i>	1470,833 ^{ns}	1283,222 ^{ns}	1530,833 ^{ns}	1504,389 ^{ns}		
Rendimento quântico fotoquímico efetivo - Y(II)						
Sexo	S/C	C	C/S	S	<i>Médias / sexo</i>	
♀	0,769	0,867	0,836	0,799	0,818 ^{ns}	
♂	0,792	0,843	0,846	0,812	0,823 ^{ns}	
<i>Médias / período sazonal</i>	0,781 ^c	0,855 ^a	0,841 ^{ab}	0,805 ^{bc}		
Clorofila Total						
Sexo	S/C	C	C/S	S	<i>Médias / sexo</i>	
♀	69,589	82,589	74,500	80,400	76,769 ^{ns}	
♂	68,578	85,789	84,678	84,244	80,822 ^{ns}	
<i>Médias / período sazonal</i>	69,083 ^b	84,189 ^a	79,589 ^a	82,322 ^a		

Tabela 4 – Análise de variância e comparação das médias das variáveis ecofisiológicas (F, Fm', Y(II) e clorofila total) entre as duas Ilhas Naturais de Floresta Estacional Semidecídua Inundável e os períodos sazonais. PNSV – Parque Nacional das Sempre-Vivas; PEBi – Parque Estadual do Biribiri, ambas localizadas na Serra do Espinhaço Meridional. Em que: Letras maiúsculas comparam as áreas dentro de cada período sazonal e letras minúsculas comparam os períodos sazonais dentro de cada área distinta.

		Fluorescência inicial - F								
		S/C		C		C/S		S		
PNSV		328,944	^{ns ns}	315,556	A ^{ns}	307,778	A ^{ns}	276,889	^{ns ns}	
PEBi		317,111	^{ns a}	193,278	Bb	255,278	Bab	283,500	^{ns a}	
		Fluorescência máxima - Fm'								
		S/C		C		C/S		S		Médias / área
PNSV		1403,000		1379,167		1227,278		1428,222		1359,417 ^{ns}
PEBi		1470,833		1283,222		1530,833		1504,389		1447,319 ^{ns}
<i>Média / período sazonal</i>		1436,917	^{ns}	1331,194	^{ns}	1379,056	^{ns}	1466,306	^{ns}	
		Rendimento quântico fotoquímico efetivo - Y(II)								
		S/C		C		C/S		S		
PNSV		0,767	^{ns ab}	0,778	Bab	0,737	Bb	0,802	^{ns a}	
PEBi		0,781	^{ns c}	0,855	Aa	0,841	Aab	0,805	^{ns bc}	
		Clorofila Total								
		S/C		C		C/S		S		Médias / área
PNSV		67,967		81,256		75,450		77,028		75,425 ^{ns}
PEBi		69,083		84,189		79,589		82,322		78,796 ^{ns}
<i>Média / período sazonal</i>		68,525	^b	82,722	^a	77,519	^a	79,675	^a	

Tabela 5: Correlação de Pearson das variáveis repostas com os três ciclos sazonais distintos. PNSV – Parque Nacional das Sempre-Vivas; PEBi – Parque Estadual do Biribiri, ambas localizadas na Serra do Espinhaço Meridional. Significância $p < 0,05$

		PERÍODO SAZONAL CICLO 2018-2019			
		PP (mm)	T. MAX. (°C)	T. MED. (°C)	T. MIN. (°C)
PNSV	♀ Biomassa	-0,1452 ^{ns}	0,5947 ^{ns}	0,1469 ^{ns}	-0,4451 ^{ns}
	♀ Umidade	0,6559 ^{ns}	0,8149 ^{ns}	0,7975 ^{ns}	0,4474 ^{ns}
	♂ Biomassa	0,0630 ^{ns}	0,3454 ^{ns}	0,2099 ^{ns}	-0,0505 ^{ns}
	♂ Umidade	0,0535 ^{ns}	0,6545 ^{ns}	0,3148 ^{ns}	-0,2209 ^{ns}
PEBi	♀ Biomassa	0,6830 ^{ns}	0,3283 ^{ns}	0,6293 ^{ns}	0,7170 ^{ns}
	♀ Umidade	0,7643 ^{ns}	0,0289 ^{ns}	0,5514 ^{ns}	0,9398 ^{ns}
	♂ Biomassa	0,7311 ^{ns}	0,7783 ^{ns}	0,7999 ^{ns}	0,5157 ^{ns}
	♂ Umidade	0,3611 ^{ns}	0,8184 ^{ns}	0,5925 ^{ns}	0,0803 ^{ns}
		PERÍODO SAZONAL CICLO 2019-2020			
		PP (mm)	T. MAX. (°C)	T. MED. (°C)	T. MIN. (°C)
PNSV	♀ Biomassa	-0,7705 ^{ns}	-0,7144 ^{ns}	-0,4318 ^{ns}	-0,2832 ^{ns}
	♀ Umidade	-0,8603 ^{ns}	-0,3022 ^{ns}	-0,3737 ^{ns}	-0,4808 ^{ns}
	♂ Biomassa	-0,2879 ^{ns}	-0,5653 ^{ns}	-0,8153 ^{ns}	-0,8104 ^{ns}
	♂ Umidade	0,2910 ^{ns}	0,2720 ^{ns}	0,6812 ^{ns}	0,8129 ^{ns}
PEBi	♀ Biomassa	-0,0126 ^{ns}	-0,0624 ^{ns}	-0,4827 ^{ns}	-0,6221 ^{ns}
	♀ Umidade	-0,6464 ^{ns}	0,0022 ^{ns}	-0,0447 ^{ns}	-0,1836 ^{ns}
	♂ Biomassa	-0,2694 ^{ns}	-0,7475 ^{ns}	-0,8105 ^{ns}	0,6853 ^{ns}
	♂ Umidade	-0,3084 ^{ns}	0,2003 ^{ns}	-0,2567 ^{ns}	-0,5347 ^{ns}
		PERÍODO SAZONAL CICLO 2020-2021			
		PP (mm)	T. MAX. (°C)	T. MED. (°C)	T. MIN. (°C)
PNSV	♀ F	0,0580 ^{ns}	0,9771 ^{ns}	0,2725 ^{ns}	-0,2915 ^{ns}
	♀ Fm'	-0,8801 ^{ns}	0,1433 ^{ns}	-0,7413 ^{ns}	-0,8748 ^{ns}
	♀ Y(II)	-0,6728 ^{ns}	-0,2344 ^{ns}	-0,6053 ^{ns}	-0,5190 ^{ns}
	♀ Clorofila	0,4730 ^{ns}	-0,6998 ^{ns}	0,3200 ^{ns}	0,7353 ^{ns}
	♂ F	0,7720 ^{ns}	0,5272 ^{ns}	0,9037 ^{ns}	0,6113 ^{ns}
	♂ Fm'	0,2291 ^{ns}	-0,3294 ^{ns}	0,2351 ^{ns}	0,4083 ^{ns}
	♂ Y(II)	-0,6393 ^{ns}	-0,7771 ^{ns}	-0,7565 ^{ns}	-0,3365 ^{ns}
	♂ Clorofila	0,2986 ^{ns}	-0,8712 ^{ns}	0,0961 ^{ns}	0,6101 ^{ns}
PEBi	♀ F	-0,5978 ^{ns}	0,3192 ^{ns}	-0,5592 ^{ns}	-0,7482 ^{ns}
	♀ Fm'	-0,1021 ^{ns}	-0,1686 ^{ns}	-0,2482 ^{ns}	-0,1215 ^{ns}
	♀ Y(II)	0,7810 ^{ns}	-0,4877 ^{ns}	0,6360 ^{ns}	0,9466 ^{ns}
	♀ Clorofila	0,1092 ^{ns}	-0,8387 ^{ns}	-0,0482 ^{ns}	0,4318 ^{ns}
	♂ F	-0,7252 ^{ns}	0,5669 ^{ns}	-0,5129 ^{ns}	-0,8825 ^{ns}
	♂ Fm'	-0,7612 ^{ns}	0,4370 ^{ns}	-0,5607 ^{ns}	-0,8608 ^{ns}
	♂ Y(II)	0,7973 ^{ns}	-0,4973 ^{ns}	0,6083 ^{ns}	0,9369 ^{ns}
	♂ Clorofila	0,3409 ^{ns}	-0,8957 ^{ns}	0,0954 ^{ns}	0,6354 ^{ns}

Populações de *R. grandis* foram consideradas altas produtoras de fitólitos em seu habitat natural. Foi encontrado uma porcentagem de massa silicificada de

4,24%, 3,96%, 3,21% e 3,06% para os indivíduos femininos do PEBi, masculinos e femininos do PNSV, e masculinos do PEBi, respectivamente, e estas porcentagens foram diferentes entre si ($p < 0,05$).

Os morfotipos identificados na triagem e suas respectivas frequências encontram-se na tabela 6. Apenas para o morfotipo ELONGATE SINUATE houve diferença significativa em suas médias de frequência ($p < 0,05$) entre os sexos e os Capões estudados (TAB. 6), onde os indivíduos femininos presentes no PNSV se destacaram dos demais analisados (TAB. 6). Os morfotipos encontrados em maior frequência em ambos os sexos e Capões foram o ELONGATE ENTIRE, BLOCKY, ACUTE BULBOSUS, SPHEROID PSILATE e SPHEROID ORNATE, e não apresentaram diferenças significativas nas médias de suas frequências (TAB. 6).

Tabela 6 – Médias, desvios padrões absolutos e frequências relativas - FR (%) dos morfotipos identificados dos fitólitos e não identificados, contabilizados pela triagem das lâminas confeccionadas, das folhas de *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) femininas (♀) e masculinas (♂) do Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) e Parque Estadual do Biribiri (PEBi), ambas localizadas na Serra do Espinhaço Meridional. Em destaque o morfotipos que apresentou diferença estatística significativa em suas médias

Morfotipos - ICPN 2.0 / Code	Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV)						Parque Estadual do Biribiri (PEBi)					
	♀			♂			♀			♂		
	Média	FR (%)	p-valor < 0,05	Média	FR (%)	p-valor < 0,05	Média	FR (%)	p-valor < 0,05	Média	FR (%)	p-valor < 0,05
ACUTE BULBOSUS / Code: ACU_BUL	28 ± 4	13	ns	35 ± 8	18	ns	23 ± 3	15	ns	40 ± 18	20	ns
BILOBATE / Code: BIL	1 ± 1	0	ns	0 ± 1	0	ns	1 ± 2	1	ns	2 ± 2	1	ns
BLOCKY / Code: BLO	32 ± 8	16	ns	26 ± 10	14	ns	26 ± 10	17	ns	46 ± 11	23	ns
BULLIFORM FLABELLATE / Code: BUL_FLA	2 ± 2	1	ns	2 ± 2	1	ns	4 ± 3	2	ns	1 ± 2	0	ns
ELONGATE ENTIRE / Code: ELO_ENT	73 ± 8	35	ns	65 ± 26	34	ns	43 ± 9	28	ns	44 ± 7	22	ns
ELONGATE SINUATE / Code: ELO_SIN	5 ± 2	3	a	2 ± 2	1	b	0 ± 1	0	b	0 ± 0	0	b
SPHEROID ORNATE / Code: SPH_ORN	20 ± 5	10	ns	23 ± 6	12	ns	12 ± 9	8	ns	28 ± 7	14	ns
SPHEROID PSILATE / Code: SPH_PSI	32 ± 7	15	ns	17 ± 5	9	ns	26 ± 7	17	ns	28 ± 8	14	ns
TRACHEARY / Code: TRA	4 ± 4	2	ns	5 ± 3	3	ns	8 ± 6	5	ns	6 ± 6	3	ns
TRAPEZOID / Code: TRZ	4 ± 5	2	ns	4 ± 2	2	ns	1 ± 2	1	ns	3 ± 2	1	ns
<i>Não identificáveis</i>	6 ± 4	3	ns	12 ± 7	6	ns	9 ± 2	6	ns	5 ± 2	2	ns
Total	208 ± 16	100	ns	190 ± 54	100	ns	154 ± 14	100	ns	203 ± 43	100	ns

Figura 5 – Exemplos dos morfotipos de fitólitos identificados em lâminas confeccionadas a partir das folhas de *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) femininas (♀) e masculinas (♂) do Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) e Parque Estadual do Biribiri (PEBi), ambas localizadas na Serra do Espinhaço Meridional. Em que: ACUTE BULBOSUS Code: ACU_BUL (A-C); BILOBATE CODE: BIL (D-E); BLOCKY Code: BLO (F-G); BULLIFORM FLABELLATE Code: BUL_FLA (H-J); ELONGATE ENTIRE Code: ELO_ENT (K-N); ELONGATE SINUATE Code: ELO_SIN (O-P); SPHEROID ORNATE Code: SPH_ORN (Q-R); SPHEROID PSILATE Code: SPH_PSI (S-T); TRACHEARY Code: TRA (U-W); TRAPEZOID Code: TRZ (X-Y). Escalas equivalem a 10 micrometros (µm). Code: International Code for Phytolith Nomenclature (ICPN) 2.0 (2019)

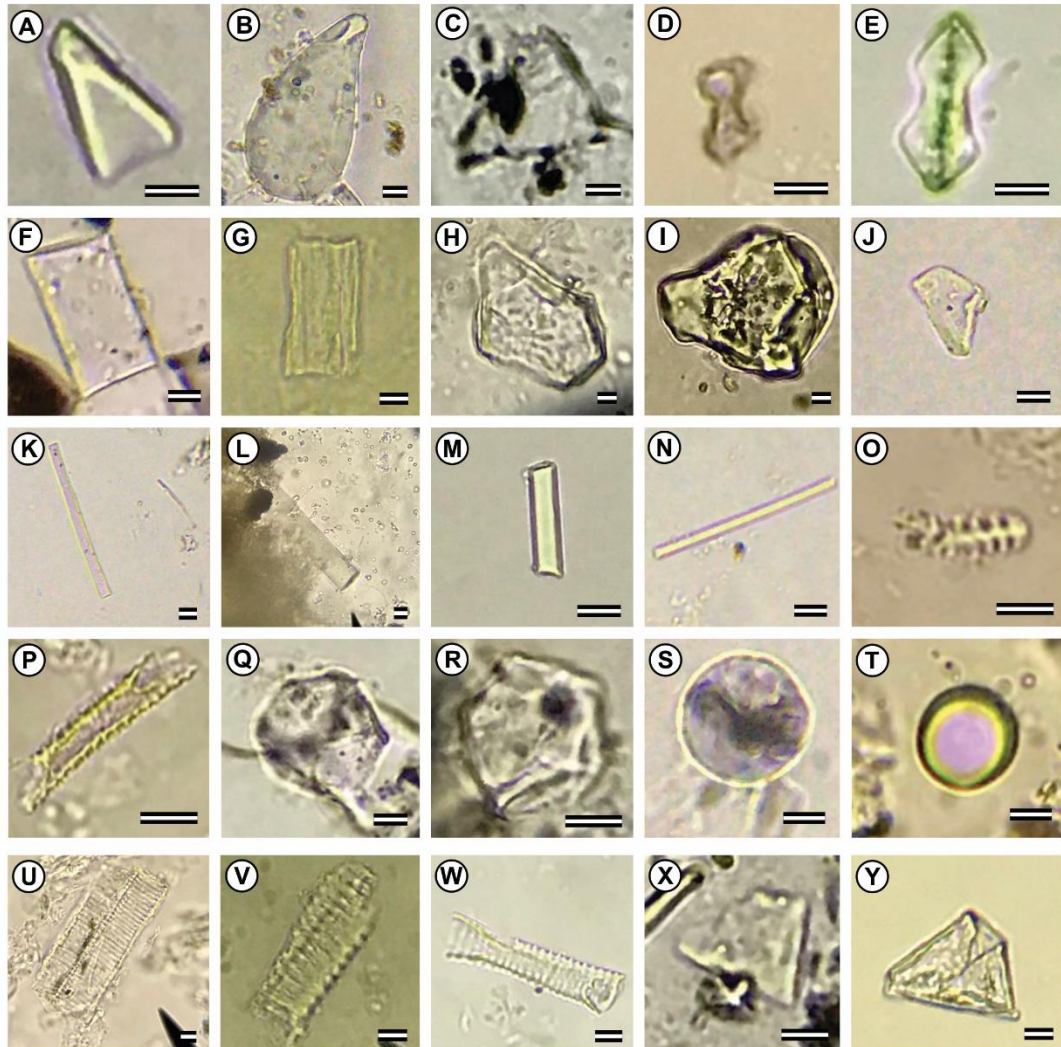
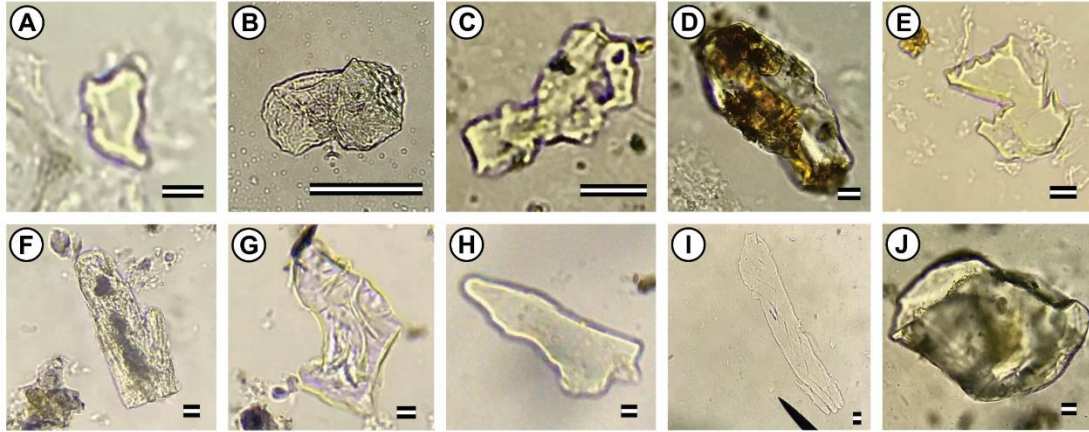


Figura 6 – Exemplos dos morfotipos de fitólitos não identificados em lâminas em lâminas confeccionadas a partir das folhas de *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) femininas (♀) e masculinas (♂) do Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) e Parque Estadual do Biribiri (PEBi), ambas localizadas na Serra do Espinhaço Meridional. Escalas equivalem a 10 micrometros (µm)



4 DISCUSSÃO

Modificações sazonais na temperatura e, principalmente na disponibilidade hídrica, que podem agir em conjunto ou de forma isolada, provocam, pelo seu excesso ou restrição, limitações no desenvolvimento vegetal, capazes de induzir a efeitos deletérios nas plantas provocados por estresses ambientais (NUNES *et al.*, 2017; FONSECA, 2019; NASCIMENTO *et al.*, 2020a). Estes efeitos podem ser distinguidos pelas alterações morfofisiológicas e bioquímicas, como reduções na turgescência celular, redução da matéria seca foliar e na assimilação de carbono, em consequência o declínio considerado na fotossíntese (TAIZ *et al.*, 2017; FRANÇA *et al.*, 2017; KERBAUY, 2019), a partir da redução da eficiência quântica do fotossistema II (YII) a níveis críticos (*i. e.*, abaixo de 0,7 (*vide*, ÁLVAREZ-CANSINO *et al.*, 2010; CASTRO *et al.*, 2016). Ainda, pode acarretar na abscisão foliar provocada por estresse hídrico, como resposta da planta para retardar a perda de água por transpiração e evitar possíveis danos oxidativos (*vide*, LIU *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2018; FONSECA, 2019; NASCIMENTO *et al.*, 2020a), e maior degradação de clorofilas nas plantas (MAIA JUNIOR, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2020, NASCIMENTO *et al.*, 2020a), ou acúmulo de pigmentos fotossintéticos, a depender da espécie, onde desencadeiam uma atividade foto-protetora (MOURA *et al.*, 2016; FRANÇA *et al.*, 2017; NASCIMENTO *et al.*, 2020a).

Em plantas dióicas, ainda, as masculinas tendem a ser mais tolerantes às condições adversas (*e. g.*, baixa umidade e temperaturas mais elevadas) sendo capazes de manter um balanço tanto fisiológico quanto bioquímico mais adequado em detrimento às plantas femininas, apresentando maior taxa fotossintética (*e. g.*, LEI *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2018; FONSECA, 2019), explicada por uma combinação de estratégias relacionadas ao balanço metabólico e a dissipação de energia (HE *et al.*, 2016). No entanto, a dioicia não interfere nos fatores ecofisiológicos em condições ótimas, apenas sob condições de estresse (FONSECA, 2019).

Observamos neste estudo que populações de *R. grandis* apresentaram comportamento morfofisiológico e fotoquímico constante na alocação de elevada quantidade de água e produção de massa seca foliar nos dois sexos em todos os períodos sazonais verificados, além de não ser constatado nenhum evento de queda de folhas, seguida de brotações evidentes conforme as diferenças sazonais de precipitações na região (*vide* Capítulo 2 desta tese). Além disso, mesmo com algumas diferenças significativas entre as áreas e os períodos sazonais nas variáveis ecofisiológicas (*i. e.*, F, F'm, Y(II) e clorofila total), verificou-se ausência de transtornos fisiológicos expressivos (*i. e.*, Y(II) em níveis ótimos), que poderia

ser causado em virtude de algum estresse ambiental. Ainda, todas as variáveis analisadas em nosso estudo para descrever as características ecofisiológicas de *R. grandis* não foram correlacionadas com as variações climáticas sazonais.

Nossos resultados podem ser justificados pelo microclima proporcionado por estes ecossistemas sempre úmidos. Em contexto geral, florestas conseguem manter altas taxas de evapotranspiração mesmo após longos períodos de seca, propiciado pela e disponibilidade de água advinda do lençol freático, aproveitamento hídrico das camadas mais profundas do solo pelas raízes arbóreas e à conservação da elevada da umidade do ar em seu interior (NASCIMENTO *et al.*, 2020b).

Nós verificamos nestes Capões, por meio de observações em campo, que as características microclimáticas são mais estáveis, caracterizadas por uma variação de temperatura mais amena e sempre úmida, que pode ser devido à proximidade do lençol freático na superfície do solo. Estas observações são fundamentadas em Silva *et al.* (2017), que identificaram uma baixa amplitude térmica em florestas aluvias, mesmo sob eventos extremos de temperaturas elevadas, em que manifesta maior estabilidade frente aos sistemas frontais atuantes. Ademais, em ambientes florestados, as evoluções positivas da temperatura e negativas de precipitação são amenizadas pelo sombreamento provindo da copa dos sistemas arbóreos e umidade do solo, respectivamente, onde fornecem um equilíbrio nas trocas de calor internas ao ambiente (SILVA *et al.*, 2017).

Apesar de tudo, é usual testar a correlação de variáveis climáticas com os resultados ecofisiológicos de populações de plantas. Porém, muitas vezes, nenhuma variável climática regional explica os padrões encontrados, e fica em aberto qual fator pode estar determinando certo padrão. Um ponto de vista a se considerar, sob este aspecto, é que podemos estar diante de uma espécie que conservou traços fisiológicos ancestrais, devido à manutenção de suas condições climáticas de nicho (*e. g.*, CARLUCCI *et al.*, 2017; MARTINS *et al.*, 2018; NOGUEIRA *et al.*, 2020a; NOGUEIRA *et al.*, 2020c). Logo, uma questão chave é determinar se os traços no comportamento ecológico das espécies são conservados ao longo do tempo e as suas implicações evolutivas desta tendência (LUNA-ARANGURÉ *et al.*, 2020), como a manutenção das características ecofisiológicas, fenológicas e do padrão espacial (*e. g.*, MARTINS *et al.* 2018; NOGUEIRA *et al.*, 2020c).

O conjunto de condições ambientais ou recursos que uma espécie pode habitar ou usar, descreve a amplitude de seu nicho (MOSCO, 2019). Populações de *R. grandis* são restritas em sua especificidade ambiental e, portanto, podem ser consideradas especialistas destes ecossistemas inundáveis, incluídos e contrastantes em um mosaico de vegetações

campestres e rupestres (*e. g.*, COSTA *et al.*, 2021; MOURA *et al.*, 2021). Portanto, espécies que possuem amplitudes de nicho menores podem ser menos tolerantes a um amplo espectro de variação climática e preferir condições climáticas mais restritas (MOSCO, 2019), o que caracteriza um conservadorismo de nicho herdados de seus ancestrais.

Neste aspecto, devemos considerar a história evolutiva e os padrões de evolução dentro dos quais as espécies tendem a compartilhar requisitos calibrados com seus ancestrais (*i. e.*, traços herdados de seus ancestrais) e, assim, inferir sobre o potencial de conservadorismo de nicho climático (HOLT, 2014; LUNA-ARANGURÉ *et al.*, 2020). As ilhas naturais de florestas Estacionais inundáveis (*i. e.*, Capões de Mata) localizadas na Serra do Espinhaço Meridional são resquílios florestais de climas úmidos que se estabeleceram entre 29,6 a 6,1 mil anos cal AP, durante o Holoceno médio (HORÁK-TERRA *et al.*, 2020). Elas ainda possuem a capacidade de fornecer características microclimáticas semelhantes às florestas que ancestrais de *R. grandis* habitavam. Em contrapartida, *R. grandis* apresenta-se com origem ainda na era Cenozoica, a partir da ordem Malpighiales e família Phyllanthaceae, originadas em 121,3 e 83,8 milhões de anos AP, respectivamente (MAGALLON *et al.*, 2015; SMITH; BROWN, 2018). Em que seu gênero possui origem determinada a 63 milhões de anos AP (dados não publicados, gerados por COSTA, 2021 a partir do “Open Tree of life”, *vide* SMITH; BROWN, 2018), o que a faz ser mais antiga quando comparada a este ambiente em que ocorre atualmente.

Ancestrais de *R. grandis* foram originados, em específico, no período Paleoceno (*i. e.*, 65 milhões a 55 milhões de anos AP), onde as Florestas Tropicais começaram a aparecer, caracterizando-as como densas e perenes, com um clima sempre quente e uma estação seca curta ou inexistente (ESTRADA-RUIZ *et al.*, 2013). Ainda, ao enfatizar a história evolutiva, Moura *et al.* (2017) evidenciam maior adequabilidade ambiental para a ocorrência de *R. grandis* no Holoceno (*i. e.*, 6ka AP), justificada pelo padrão de clima mais quente e úmido neste período (BARBOSA; FERNANDES, 2016). Há necessidade de ressaltar que o nicho ecológico de uma espécie depende das adaptações da espécie ao seu habitat atual, mas também do legado de seus ancestrais, também conhecido como chamado de conservadorismo filogenético, *phylo-inércia* genética ou restrição histórica (PRINZING *et al.*, 2001). Desta forma, ao comparar as características microclimáticas destes Capões estudados e a história evolutiva de *R. grandis*, infere-se que esta espécie exibe um conservadorismo em seu nicho climático, evidenciado pela ausência de plasticidade ecofisiológica atrelado às mudanças climáticas sazonais (*i. e.*, ausência de precipitação por alguns meses subsequentes) aqui estudadas, e sua preferência a locais sempre úmidos (*vide*, Capítulo 1 desta tese).

Com o propósito de agregar informações ecofisiológicas de *R. grandis* neste estudo, também identificamos que esta espécie permanece alta produtora de fitólitos, contabilizados em suas folhas, em seu hábitat natural. Nós concluímos sobre esta classificação, baseado nos estudos de Ricardo *et al.* (2018), onde determinam como muito alta (> 300 fitólitos), alta (100–300 fitólitos), média (50–100 fitólitos), baixa (10–50 fitólitos) ou rara produtora de fitólitos (< 10 fitólitos) por lâmina, em suas classificações. No entanto, ao compararmos sua produção fitolítica quando colocadas para crescer em um substrato inóspito (*vide*, Capítulo 4 desta tese), observamos que *R. grandis* absorveu maior quantidade de sílica nestes substratos e a depositou em suas folhas em forma de fitólitos para, em sinergia, se defender, proteger e atenuar possíveis estresses causados pelo ambiente divergente ao seu hábitat natural.

A questão-chave é que a produção e acumulação fitolítica é considerado um mecanismo que contribui para a tolerância a possíveis estresses bióticos e abióticos, o que proporciona melhoria da aptidão das plantas na natureza (SAHEBI *et al.* 2015; FERNANDES-HORN *et al.* 2016; YANG *et al.*, 2018; NAWAS *et al.* 2019), e pode ter favorecido os índices ecofisiológicos em níveis ótimos de *R. grandis* em sinergia com o microclima local.

Podemos inferir sobre este aspecto porque, dentre alguns benefícios dos fitólitos para as plantas, destaca-se o fornecimento de suporte adicional para as folhas e melhoria na interceptação de luz, ou seja, melhoria na fotossíntese, redução da taxa de transpiração devido à dupla camada da cutícula, melhoraria nas propriedades mecânicas e à permeabilidade à água, o que evita a perda excessiva de água, além de conseguir capturar metais potencialmente tóxicos disponíveis nos solos, e armazena-los nos tecidos das plantas em forma de fitólitos sem comprometer o seu metabolismo (*vide* NAWAS *et al.* 2019; FARNEZI *et al.*, 2020).

Além disso, já foi constatado que o silício apresenta-se como um indutor de tolerância, em que atenua os efeitos deletérios de vários estresses (SOUSA JUNIOR, 2020), a partir de reflexos positivos no aumento da fotossíntese, aumento do número de estômatos e das trocas gasosas, da área foliar, na eficiência de uso dos nutrientes, maior produção de matéria seca das plantas, aumento da síntese de lignina, e aumento na quantidade de clorofila foliar, o que reflete em ganhos na fotossíntese (*e. g.*, OLIVEIRA *et al.*, 2019; DEUS *et al.*, 2020; SANTOS *et al.*, 2020; SOUSA JUNIOR, 2020).

Contudo, a absorção de sílica, que favorece diversos aspectos morfofisiológicos, em cooperação com a constância nas características microclimáticas, podem ter favorecido a

estabilidade ecofisiológica de populações de *R. grandis* nos Capões da Serra do Espinhaço Meridional, o que a torna, dependente das características intrínsecas deste habitat. No entanto, a manutenção de sua sobrevivência e perpetuação torna-se preocupante quando deparamos com as possíveis modificações microclimáticas e, até mesmo, retrações e declínio desta fitocenose, sob efeito das mudanças climáticas globais (*vide*, IPCC 2021).

5 CONCLUSÃO

- i) Não foram observadas diferenças entre os sexos e os períodos sazonais no que diz respeito à turgescência celular, biomassa seca foliar e variáveis ecofisiológicas em populações de *R. grandis*;
- ii) Houve pequenas diferenças significativas entre as variáveis ecofisiológicas avaliadas entre as áreas e os períodos sazonais, no entanto, *R. grandis* possui baixa plasticidade ecofisiológica e permaneceu sob níveis ótimos fisiológicos, e demonstra ausência de estresses ambientais. Ainda, não foi constatada nenhuma correlação significativa com a precipitação e temperaturas.
- iii) *R. grandis* é caracterizada por ser alta produtora de fitólitos em Capões de Mata, característica esta que pode atenuar possíveis estresses ambientais.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAMBI, P.; REZENDE, R. S.; CRUZ, T. M. S.; BATISTA, J. E. A.; MIRANDA, F. G. G.; SANTOS, L. V.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F. Diversidade da flora fanerogâmica de três Matas de Galeria no bioma Cerrado. **Heringeriana**, v.10, p.147-167, 2017. Doi: 10.17648/heringeriana.v10i2.224
- BARBOSA, N. P. U.; FERNANDES, G. W. Rupestrian grassland: past, present and future distribution. In: FERNANDES, G. W. (Ed.). **Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil**. p.531-544, 2016. Doi: 10.1007/978-3-319-29808-5_22
- CAIONI, C. Ecofisiologia de árvores em um ano de seca na transição Cerrado-Amazônia. **Agrarian Academy**, v.7, n.13, p.87-96 2020. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/agrarian/article/view/4945>
- CALDERÓN, C. D. C.; REZENDE, R. S.; CALOR, A. R.; DAHORA, J. S.; ARAGÃO, L. N.; GUEDES, M. L.; CAIFA, A. N.; MEDEIROS, A. O. Temporal dynamics of organic matter, hyphomycetes and invertebrate communities in a brazilian savanna stream. **Community ecology**, v.20, p.301-313, 2019. Doi: 10.1556/168.2019.20.3.10
- CARLUCCI, M. B.; SEGER, G. D.; SHEIL, D.; AMARAL, I. L.; CHUYONG, G. B.; FERREIRA, L. V.; ... DUARTE, L. D. Phylogenetic composition and structure of tree communities shed light on historical processes influencing tropical rainforest diversity. **Ecography**, v.40, n.4, p.521-530, 2017. Doi: 10.1111/ecog.02104
- COE, H. H. G.; MACARIO, K.; GOMES, J. G.; CHUENG, K. F.; OLIVEIRA, F.; GOMES, P. R. S.; CARVALHO, C.; LINARES, R.; ALVES, E.; SANTOS, G. M. Understanding holocene variations in the vegetation of Sao Joao river basin, southeastern coast of Brazil, using phytolith and carbon isotopic analyses. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v.415, p.59-68, 2014. Doi: 10.1016/j.palaeo.2014.01.009.
- COELHO, M. S.; CARLOS, P. P.; PINTO, V. D.; MEIRELES A.; NEGREIROS D.; MORELLATO, L. P. C.; FERNANDES, G. W. Connection between tree functional traits and environmental parameters in an archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands. **Flora**, v.238, p.51-59, 2018. Doi: 10.1016/j.flora.2017.04.003
- COSTA, T. R.; MOURA, C. C.; MACHADO, E. L. M.; GONZAGA, A. P. D. Flora arbórea de Capões na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. **Revista Espinhaço**, v.10, n.1, 2021. Doi: 10.5281/zenodo.5104405
- DAROSCI, Adriano Antônio Brito. **Matas ripárias no Cerrado: variação sazonal e espacial na diversidade de espécies zoocóricas e na oferta de recursos para a fauna**. 156f. 2016. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil. 2016. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/22720>
- DEUS, A. C. F.; PRADO, R. M.; ALVAREZ, R. C. F.; OLIVEIRA, R. L. L.; FELISBERTO, G. Role of Silicon and Salicylic Acid in the Mitigation of Nitrogen Deficiency Stress in Rice Plants. **Silicon**, v.12, p.997-1005, 2020. Doi: 10.1007/s12633-019-00195-5
- ESPINDOLA, S.; PARRA, J. L.; VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, E. Fundamental niche unfilling and potential invasion risk of the slider turtle *Trachemys scripta*. **PeerJ**, v.7, p.e7923, 2019.

FARNEZI, M. M. M.; SILVA, E. B.; SANTOS, L. L.; SILVA, A. C.; GRAZZIOTTI, P. H.; PROCHNOW, J. T.; PEREIRA, I. M., FONTAN, I. D. C. I. Potential of grasses in phytolith production in soils contaminated with cadmium. **Plants**, v.9, n.1, p.109, 2020.

Doi:10.3390/plants9010109

FERNANDES-HORN, H. M.; SAMPAIO, R. A.; HORN, A. H.; OLIVEIRA, E. S. A.; LEPSCH, I. F.; BILAL, E. Use of si-phytoliths in depollution og mining áreas in the Cerrado-Caatinga region, MG, Brazil. **International Journal of Geomate**, v.11, p.2216-2221, 2016.

Doi: 10.21660/2016.23.1169.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. **ExpDes: Experimental Designs Pacakge**. 2018. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ExpDes.pt/ExpDes.pt.pdf>. Acesso em Janeiro de 2020.

FLORES, B. M.; DECHOUM, M. S.; SCHMIDT, I. B.; HIROTA, M.; ABRAHÃO, A.; VERONA, L.; ... OLIVEIRA, R. S. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. **Journal of Applied Ecology**, v.58, n.2, p.419-430, 2021. Doi: 10.1111/1365-2664.13794

FONSECA, Darliana da Costa. **O conceito de raridade em populações dioicas: uma abordagem ecológica**. 196f. 2019. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. 2019. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/2395>

FONSECA, Simone Nunes. **Efeitos do fogo em campos úmidos do Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG**. 93f. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. 2020. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/2516>

FRANÇA, P. H. T.; SILVA, E. C. A.; SILVA, T. C.; BRASIL, N. A.; NOGUEIRA, R. J. M. C. Análise fisiológica em mudas de guanandi (*Calophyllum brasiliense* cambess) submetidas ao déficit hídrico. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v.13, n.4, p.264-269. 2017. Doi: 10.30969/acsa.v13i4.886

FUNCH, L. S.; PUNCH, R.; BARROSO, G. M. Phenology of Gallery and Montane Forest in the Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. **Biotropica**, v. 34, n. 1, p. 40-50, 2002. Doi: 10.1111/j.1744-7429.2002.tb00240.x

FUNCH, L. S.; RODAL, M. J. N.; FUNCH, R. R. Floristic aspects of forests of the Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. In: RODAL, M. J. N. **The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil**. Springer & NYBG Press, New York, p.193-220, 2008.

GONÇALVES, T. S.; SILVA, A. C.; MENDONÇA FILHO, C. V.; COSTA, C. R.; BRAGA, I. L. The Capões of Seasonal Semi-deciduous Forest in the Cerrados and Rupestrian Fields of the Espinhaço Chain. **International Journal of Geoscience, Engineering and Technology**, v.1, n.1, p.43-48, 2020.

GRINNELL, J. The niche-relationships of the California thrasher. **Auk**, v.34, n.4, p.427-433, 1917. Doi: 10.2307/4072271

HORÁK-TERRA, I.; CORTIZAS, A. M.; DA LUZ, C. F. P.; SILVA, A. C.; MIGHALL, T.; DE CAMARGO, P. B.; MENDONÇA-FILHO, C. V.; OLIVEIRA, P. E.; CRUZ, F. W.; TORRADO, P. V. Late Quaternary vegetation and climate dynamics in central-eastern Brazil: insights from a ~ 35k cal a BP peat record in the Cerrado biome. **Journal of Quaternary Science**, v.35, n.5, p.664-676, 2020. Doi: 10.1002/jqs.3209

HUBER, O.; RULL, V. Biodiversity of Pantepui. the pristine “lost world” of the neotropical Guiana Highlands. **Plant communities**, p.149-164, 2019. Doi: 10.1016/B978-0-12-815591-2.00007-0

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v.22, p.415-427, 1957. Doi: 10.1101 / SQB.1957.022.01.039

ICPN – International Code for Phytolith Nomenclature. International Committee for Phytolith Taxonomy (ICPT). **Annals of Botany**, v.124, n.2, p.189-199, 2019. Doi: 10.1093/aob/mcz064

INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. 2021. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em Janeiro de 2021.

IPCC. The Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC - **Sixth Assessment Report**. 2021. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/>. Acesso em Agosto de 2021.

KERBAUY, G. B. **Fisiologia Vegetal**. 3ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2019. 420p.

KOPPEN, W. **Grundriss der Klimakunde**. Berlin: Walter de Gruyter, 1931. 390p.

LIU, C.; LIU, Y.; GUO, K.; FAN, D.; LI, G.; ZHENG, Y.; YU, L.; YANG, R. Effect of drought on pigments, osmotic adjustment and antioxidant enzymes in six woody plant species in karst habitats of southwestern China. **Environmental and Experimental Botany**, v.71, p.174–183, 2011. Doi: 10.1016/j.envexpbot.2010.11.012

LÚCIO, Sílvia Laine Borges. **Foice, machado, fogo e enxada: práticas de cultivo e sucessão secundária em Matas de Galeria inundáveis do Cerrado após agricultura itinerante**. 156 f. 2019. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil. 2019. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/36144>

LUNA-ARANGURÉ, C.; VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, E. Analysis of the application of ecological niche modeling in phylogeographic studies: contributions, challenges, and future. **Therya**, v.11, n.1, p.47-55, 2020.

MAGALLÓN, S.; GÓMEZ-ACEVEDO, S.; SÁNCHEZ-REYES, L. L.; HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, T. A metacalibrated time-tree documents the early rise of flowering plant phylogenetic diversity. **New Phytologist**, v.207, n.2, p.437–453, 2015. Doi: 10.1111/nph.13264

MAIA JÚNIOR, Sebastião de Oliveira. **Tolerância de cultivares de cana-de-açúcar ao déficit hídrico: relações hídricas, trocas gasosas, fluorescência da clorofila e metabolismo antioxidante**. 168f. 2017. Tese (Doutorado em Agronomia) - Centro de

Ciências Agrárias da Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo, Alagoas, Brasil. 2017. Disponível em: <http://www.repositorio.ufal.br/handle/riufal/3368>

MAXWELL, K.; JOHNSON, G. N. **Chlorophyll fluorescence - a practical guide**. p.10, 2000.

MENDIBURU, F. **Statistical procedures for agricultural research. Type Package “agricolae”**. 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/agricolae/agricolae.pdf>. Acesso em Janeiro de 2020.

MOURA, A. R. D.; NOGUEIRA, R. J. M. C.; SILVA, J. A. A. D.; LIMA, T. V. D. Relações hídricas e solutos orgânicos em plantas jovens de *Jatropha curcas* L. sob diferentes regimes hídricos. **Ciência Florestal**, v.26, n.2, p.345-354, 2016. Doi: 10.5902/1980509822735

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Morpho-physiological classification of seeds and morphology of fruits and seedlings of *Richeria grandis*. **Rodriguésia**, v.71, p. e02732018, 2020. Doi:10.1590/2175-7860202071098

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; OLIVEIRA, P. A.; FONSECA, D. C.; MACHADO, E. L. M. Como é a estrutura e a diversidade *alpha* e *beta* de Matas de Galeria inundáveis? **Diversitas Journal**, v.6, n.2, p.1920-1945, 2021. Doi: 10.17648/diversitas-journal-v6i2-1496

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; OLIVEIRA, P. A.; BUENO, M.; MACHADO, E. L. M. Modelo preditivo do potencial de distribuição geográfica da espécie *Richeria grandis* Vahl. no estado de Minas Gerais e sua relação com as flutuações climáticas do quaternário. **Enciclopédia Biosfera**, v.14, n.25, p.911-923, 2017. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/897>

NASCIMENTO, J. W. S.; DE OLIVEIRA, N. P.; OLIVEIRA, G. C. B.; JÚNIOR, N. D. S. M.; SERAFIM, E. O.; PEREIRA, L. S.; DO NASCIMENTO, H. H. C. Ecofisiologia de mudas de *Bauhinia forficata* Link submetidas à supressão de rega e posterior reirrigação. **Brazilian Journal of Development**, v.6, n.9, p.72360-72377, 2020a. Doi: 10.34117/bjdv6n9-617

NASCIMENTO, J. S. M. D.; AGUIAR, R. G.; FISCHER, G. R.; ANDRADE, N. L. R. D.; AGUIAR, L. J. G.; WEBLER, A. D. Mudanças no Uso da Terra na Amazônia Ocidental e a Resposta do Microclima à Ocorrência de Eventos Extremos. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.35, n.1, p.135-145, 2020b. Doi: 10.1590/0102-7786351009

NAWAZ, M. A.; ZAKHARENKO, A. M.; ZEMCHENKO, I. V.; HAIDER, M. S.; ALI, M. A.; IMTIAZ, M.; CHUNG, G.; TSATSAKIS, A.; SUN, S.; GOLOKHVAST, K. S. Review: Phytolith Formation in Plants: From Soil to Cell. **Plants**, v.8, n.8, p.249, 2019. Doi:10.3390/plants8080249

NOGUEIRA, G. S.; SEGER, G. D.; BOEGER, M. R. T.; MUSCHNER, V. C. The phenology of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae): climatic niche conservatism as an important driver of species invasion in Araucaria forest. **Biological Invasions**, v.22, n.10, p.2975-2987, 2020. Doi: 10.1007/s10530-020-02302-9

NUNES, D. P.; SCALON, S. P. Q.; DRESCH, D. M.; GORDIN, C. R. B. Photosynthetic and enzymatic metabolism of *Schinus terebinthifolius* Raddi. seedling under water deficit. **Ciência e Agrotecnologia (Online)**, v.41, p.676-682, 2017. Doi: 10.1590/1413-70542017416005517

OLIVEIRA, N. P.; NASCIMENTO, J. W. S.; JÚNIOR, N. D. S. M.; SERAFIM, E.O.; LEANDRO, B. S., PEREIRA, L. S.; NASCIMENTO, H. H. C. Ecofisiologia de mudas de *Handroanthus impetiginosus* submetidas a diferentes ciclos de rega. **Brazilian Journal of Development**, v.6, n.6, p. 36563-36574, 2020. Doi: 10.34117/bjdv6n6-264

OLIVEIRA, R. L. L.; PRADO, R. M.; FELISBERTO, G.; CHECCHIO, M. V.; GRATÃO, P. L. Silicon mitigates manganese deficiency stress by regulating the physiology and activity of antioxidant enzymes in sorghum plants. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v.19, p.524–534, 2019. Doi: 10.1007/s42729-019-00051-w

PARR, J. F.; LENTFER, C. J.; BOYD, W. E. A comparative analysis of wet and dry ashing techniques for the extraction of phytoliths from plant material. **Journal of Archaeological Science**, v.28, p.875-886, 2001. Doi: 10.1006/jasc.2000.0623.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER ERIC, L. S.; POORTER, H.; JAUREGUIBERRY, P.; BRET-HARTE, M. S.; ...CORNELISSEN, J. H. C. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v.64, n.8, p.715-716, 2016. Doi: 10.1071/BT12225_CO

PIPERNO, D. R. **Phytolith analysis: an archaeological and geological perspective**. Academic Press, San Diego. 280p. 1988.

PRINZING, A. The niche of higher plants: evidence for phylogenetic conservatism. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v.268, p.2383-2389, 2001. Doi: 10.1098/rspb.2001.1801

RABINOWITZ, D. Seven forms of rarity. In: SYNGE, H. **The biological aspects of rare plant conservation**. New York, Wiley. p.205-2017, 1981. Disponível em: https://www.esf.edu/efb/parry/Invert_Cons_14_Readings/Rabinowitz_1981.pdf

RICARDO, S. D. F.; COE, H. H. G.; SOUSA, L. O. F.; DIAS, R. R.; GOMES, E. Produção de Fitólitos em Plantas Características da Caatinga. In: **Botânica Aplicada**. 1ed. Editora Atena, Ponta Grossa. Cap. X, p.139-160, 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/324216659_Producao_de_fitolitos_em_plantas_caracteristicas_da_Caatinga

SAHEBI, M.; HANAFI, M. M.; AKMAR, A. S. N.; RAFII, M. Y.; AZIZI, P.; TENGOUA, F. F.; AZWA, J. N. M.; SHABANIMOFRAD, M. Importance of silicon and mechanisms of biosilica formation in plants. **BioMed International**, id.396010, p.1-16, 2015. Doi: 10.1155/2015/396010

SANTOS, A. F. B.; TEIXEIRA, G. C. M.; CAMPOS, C. N. S.; BAIO, F. H. R.; PRADO, R. M.; TEODORO, L. P. R.; ... TEODORO, P. E. Silicon increases chlorophyll and photosynthesis and improves height and NDVI of cotton (*Gossypium hirsutum* L. r. latifolium

Hutch). **Research, Society and Development**, v.9, n.7, p.e548973826, 2020. Doi: 10.33448/rsd-v9i7.3826

SILVA, Bianca Helena Porfírio. **Termotolerância foliar em espécies de formações savânicas e florestais**. 2021. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, Brasil. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/210923>.

SILVA, M. H. S.; GRADELLA, F. S.; DECCO, H. F. Estudo comparativo das variações microclimáticas em distintas unidades da paisagem no pantanal do abobral em Mato Grosso do Sul. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros**, v.11, n.26, p.186-199, 2017.

SMITH, S. A.; BROWN, J. W. Constructing a broadly inclusive seed plant phylogeny. **American journal of botany**, v.105, n.3, p.302-314, 2018. Doi: 10.1002 / ajb2.1019.

SOUSA JUNIOR, Gilmar da Silveira. **Adição de silício na atenuação da toxicidade de alumínio nos teores de lignina, nutrição, trocas gasosas e sistema antioxidante de cana-de-açúcar**. 109f. 2020. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP, Brasil. 2020. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/202569>

SOUZA, N. S.; CONCEIÇÃO, H. E. O.; SILVA, M. K. F.; OLIVEIRA, L. J. D. S.; MELLO, W. J.; MAIA, S.; FILHO, M. S. Crescimento e desenvolvimento de plantas jovens de ipê-amarelo submetidas a diferentes regimes hídricos. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v.12, n.7, p.3108-3117, 2018.

SOUZA, V. C.; FLORES, T. B.; COLLETTA, G. D.; COELHO, R. L. G. **Guia das plantas do Cerrado**. Piracicaba, SP: Taxon Brasil, 583p. 2018.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6ed. Porto Alegre: Artmed, 888 p. 2017.

TORRES, Alicia Marques. Taxonomia de Phyllanthaceae na Mata Atlântica nordestina, Brasil. 180f. 2020. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, PE, Brasil. 2020. Disponível em: http://www.pgb.ufrpe.br/sites/ww4.pgb.ufrpe.br/files/documentos/alicia_torres_dissertacao_pgb.final_.pdf

WEI, T.; SIMKO, V.; LEVY, M.; XIE, Y.; JIN, Y.; ZEMLA, J.; FREIDANK, M.; CAI, J.; PROTIVINSKY, T. **Visualization of a Correlation Matrix, Type Package “corrplot”**. 2021. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/corrplot/corrplot.pdf>

YANG, X.; SONG, Z.; LIU, H.; VAN ZWIETEN, L.; SONG, A.; LI, Z.; WANG, H. Phytolith accumulation in broadleaf and conifer forests of northern China: implications for phytolith carbon sequestration. **Geoderma**, v.312, p.36-44, 2018. Doi: 10.1016/j.geoderma.2017.10.005.

CAPÍTULO IV - É POSSÍVEL DESENVOLVER UMA ESPÉCIE TÍPICA DE AMBIENTES RIPÁRIOS EM REJEITOS DA EXTRAÇÃO DE MINÉRIO DE FERRO?

Artigo submetido à Revista Ecological Engineering

RESUMO

Nas áreas ripárias, severamente afetadas pelos rompimentos das barragens de minério de Ferro no Brasil, o desenvolvimento eficaz de indivíduos arbóreos ainda é pouco conhecido. Este estudo objetivou avaliar o crescimento e desenvolvimento de mudas da *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae) em Rejeito de Minério de Ferro *in natura* (RMF) comparado à terra de subsolo (TS), proveniente de solos naturais da região da pesquisa. O experimento foi construído em delineamento inteiramente casualizado e conduzido em viveiro, na área de rustificação, onde foi avaliada mensalmente a sobrevivência (%), altura, diâmetro altura do coleto, número de folhas e clorofila total. Amostras dos substratos foram coletadas no início e ao final do experimento para a realização das análises químicas e granulométricas em laboratório. Posteriormente, foram coletadas folhas completamente expandidas das mudas submetidas aos tratamentos para extração e quantificação de fitólitos. Os morfotipos foram quantificados, registrados em microfotografias, identificados e classificados de acordo com suas características morfológicas, de acordo com o Código Internacional de Nomenclatura de Fitólitos. Ao final de 12 meses de avaliação, todas as mudas de *R. grandis* sobreviveram e responderam a um maior crescimento em altura e número de folhas em RMF. A *R. grandis* é alta produtora de fitólitos, caracterizada por conter multiplicidade de morfotipos em suas folhas.

Palavras-chave: Corpos de sílica. Fitólitos. Florestas ripárias. Ilhas Florestais. Metais tóxicos. Restauração. *Richeria grandis*.

CHAPTER IV - IS IT POSSIBLE TO DEVELOP A TYPICAL SPECIES OF RIPARIAN ENVIRONMENTS IN IRON ORE TAILINGS?

Article submitted to Ecological Engineering Journal

ABSTRACT

In riparian areas, severely affected by Iron ore dam failures, the effective development of arboreal individuals is still little known. This study aimed to evaluate the growth and development of *Richeria grandis* Vahl seedlings. (Phyllanthaceae) submitted to in natura Iron Ore Tailings (RMF) compared to subsoil land (TS), from natural soils in the research region. The experiment was built in a completely randomized design and carried out in a nursery, in the rustification area, where survival (%), height, diameter, height of the stem, number of leaves and total chlorophyll were evaluated monthly. Substrate samples were collected at the beginning and at the end of the experiment to carry out chemical and particle size analyzes in the laboratory. Afterwards, completely expanded leaves were collected from the seedlings submitted to treatments for extraction and quantification of the phytolith content. The morphotypes were quantified, registered in microphotographs, identified and classified according to their morphological characteristics, following the International Code of Phytolith Nomenclature. At the end of 12 months of evaluation, all *R. grandis* seedlings survived and responded to greater growth in height and number of leaves in RMF. *R. grandis* is a high producer of phytoliths, featuring a multiplicity of morphotypes contained in its leaves.

Keywords: Forest islands. Mining. Phytoliths. Restoration. *Richeria grandis*. Riparian forests. Silica bodies. Toxic metals.

1 INTRODUÇÃO

De acordo com as estimativas da indústria da mineração, referentes ao 3º trimestre de 2020, a produção brasileira é de 287 milhões de toneladas de minérios, sendo que o minério de ferro contribui com 42% deste montante (IBRAM, 2020). O que gera um grande volume de rejeitos após o beneficiamento de minérios depositado em 769 barragens cadastradas nas agências regulatórias (ANM, 2019). Diante da quantidade exorbitante de rejeitos acumulados nestas barragens anualmente, faz-se necessário buscar alternativas que minimizem o impacto ambiental e reduzam os problemas de gestão de resíduos (PEDROSO, 2020). Seja pelo reaproveitamento na construção civil (*e. g.*; ROCHA *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2020; PEDROSO, 2020), ou pela restauração e, ou recuperação ambiental destas barragens.

Nos últimos cinco anos, os “riscos potenciais” destas barragens, foram efetivados em duas catástrofes consideradas de maiores proporções já registrados no Brasil: 1) o rompimento da barragem de Fundão, da Mina de Germano, no complexo minerário em Mariana-MG, onde liberou cerca de 32 milhões m³ de rejeito de mineração de ferro (IBAMA, 2015; MARTA-ALMEIDA *et al.*, 2016; HATJE *et al.*, 2017; CPI, 2019); e 2) o rompimento da barragem B1 da Mina Córrego do Feijão, Brumadinho-MG. Desta vez um total de 13 milhões de m³ de rejeitos de minério de ferro foram lançados em afluentes do rio Paraopeba, que, por sua vez, é contribuinte do rio São Francisco (CPI, 2019). Estas causaram impactos irreversíveis, cuja magnitude só poderá ser medida ao longo do tempo (CPI, 2019), além da perda de vidas.

Não se pode afirmar que o rejeito será capaz de propiciar condições para que a vegetação se desenvolva até formar uma floresta novamente. Considerando que apresenta características físicas e químicas peculiares, composto principalmente por óxidos de ferro (Fe), manganês (Mn) e sílica (CPI 2019), além de profundidades variadas nas áreas atingidas, cria-se uma condição inédita à realidade brasileira e um desafio para a ciência da restauração ecológica (GUERRA *et al.*, 2017).

No entanto, existem vários mecanismos e processos nas plantas que contribuem para a tolerância ao estresse (TAIZ *et al.*, 2017). Neste contexto, algumas plantas possuem características intrínsecas, como a capacidade de acumular quantidades expressivas de silício (Si), formando estruturas microscópicas de sílica amorfa, denominados fitólitos (PIPERNO, 1988; NAWAS *et al.*, 2019). As razões da produção de fitólitos pelas plantas ainda são pouco conhecidas (COE *et al.*, 2014; FARNEZI, 2019), mas sabe-se que estas partículas podem

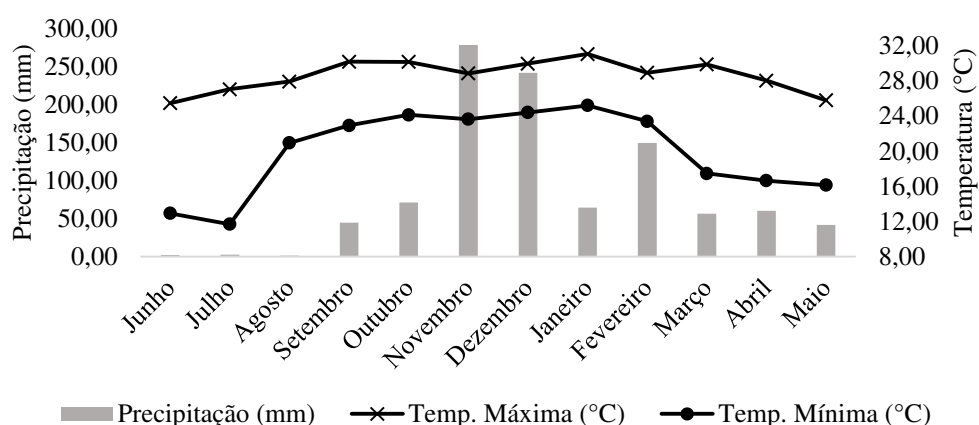
ajudar as plantas a superar diferentes tipos de estresses abióticos e bióticos (SAHEBI *et al.*, 2015; FERNANDES-HORN *et al.*, 2016; NAWAS *et al.*, 2019).

Nas áreas ciliares drasticamente afetadas pelo rompimento de barragens de rejeito de minério de ferro, o desenvolvimento eficaz de indivíduos arbóreos, é desconhecido (NOGUEIRA, 2019). Assim, o uso de espécies características de ambientes ripários, tolerantes à metais em grandes concentrações e produtoras de fitólitos, pode ser uma alternativa plausível em projetos de restauração, devido à obrigatoriedade da restauração destas APP`s afetadas (*i. e.*; Lei nº 12.651) (BRASIL, 2012). Diante do exposto o objetivo principal deste estudo foi avaliar a sobrevivência e desenvolvimento de mudas da *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae) em Rejeito de Minério de Ferro. Além disso, a pesquisa propôs identificar a tolerância ao estresse de *R. grandis* a partir da produção de fitólitos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no viveiro de produção mudas da companhia AngloAmerican Minério de Ferro localizado em Conceição do Mato Dentro, Minas Gerais, em área de rustificação. O clima, pela classificação global de Köppen (1948), é do tipo Cwa, temperado quente, caracterizado por duas estações bem definidas, com verões chuvosos e invernos secos. Os valores mensais de precipitação e variação da temperatura, ao longo do período de análise experimental, encontram-se expostas na Figura 1.

Figura 1 - Valores mensais de precipitação e variação da temperatura, ao longo do período de análise experimental (2016/2017), em Conceição do Mato Dentro, Minas Gerais



Fonte: INMET 2017.

A espécie estudada é *Richeria grandis* Vahl (Phyllanthaceae), árvore perenifólia, não pioneira (MOURA *et al.*, 2020a), com distribuição geográfica ampla, e uma especificidade ambiental única (RABINOWITZ, 1981), considerada uma das espécies mais representativas, e exclusiva de ambientes ripários (HUBER; RULL, 2019), principalmente Ilhas naturais de florestas Estacionais inundáveis (*i. e.*; Capão) (*vide*, COSTA *et al.*, 2021; MOURA *et al.*, 2021), classificadas como áreas de preservação permanente. Estes ambientes são caracterizados por solos hidromórficos e distróficos (COSTA, 2017). *R. grandis* possui adaptações morfofisiológicas para suportar as condições físicas e a baixa oxigenação do solo nestes locais (BAMBI *et al.*, 2016), e é responsável por contribuir com mais de 45% da biomassa da serapilheira, determinante para a estabilidade destes ecossistemas (CALDERÓN *et al.*, 2019), uma vez que possuem fortes limitações nutricionais (baixa fertilidade) (COSTA, 2017; HUBER; RULL, 2019; CALDERÓN *et al.*, 2019). Ademais, é uma espécie acumuladora de Al^{3+} (CUENCA *et al.*, 1991), metal considerado tóxico ao crescimento e desenvolvimento das plantas.

Mudas da *R. grandis* Vahl. oriundas de propagação vegetativa, cuja metodologia de sua produção encontra-se descrita em Moura *et al.* (2020b) foram transplantadas, após 12 meses, para vasos de 20L, com furos para drenagem na parte inferior, contendo os substratos testados, onde passaram por irrigações automatizadas periódicas, de maneira que não ocorresse nem excesso nem falta de água, mantendo a mesma disponibilidade hídrica para todos os tratamentos.

Os substratos utilizados e testados para o desenvolvimento das mudas (tratamentos) foram: a terra de subsolo (terra de barranco) - TS, proveniente de solos naturais característicos da região, coletado próximo ao viveiro; e o rejeito de minério de ferro *in natura* (material proveniente do beneficiamento do minério de ferro, do qual já foi retirada a parte economicamente importante) - RMF, coletado na barragem de rejeito, contida na operação Minas-Rio, pertencente à AngloAmerican. Destaca-se que não foi realizado nenhum tipo de correção de acidez e adubação destes substratos.

As mudas permaneceram nestes substratos por um período de 12 meses, onde foram mensurados seu desenvolvimento mensal em altura (H), diâmetro altura do coleto (DAC), clorofila (Índice de Clorofila Falker), número de folhas (NF) e a sobrevivência (%). A altura foi medida com uma trena milimetrada sendo o ponto zero posicionado na base da planta, o diâmetro com auxílio de um paquímetro graduado (precisão de 0.01mm), a clorofila total determinada com base em leituras efetuadas em, no mínimo, 2 folhas por indivíduo de forma não destrutiva, com o uso do clorofilômetro, aferido individualmente pelo medidor portátil ClorofiLOG1030®, o número de folhas foi avaliado por meio de contagem e a sobrevivência foi avaliada ao final do experimento também por meio de contagem.

Amostras dos substratos foram coletadas no início do experimento (tempo 0 meses) e ao final do experimento (tempo 12 meses) para a realização das análises químicas e granulométricas no laboratório de Caracterização de Substratos do departamento de Engenharia Florestal, e as análises de densidade de sólidos (partículas) e curva de retenção de água no laboratório de Física dos Solos do departamento de Agronomia, da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM). A metodologia utilizada para análise do RMF pelo laboratório de análise foi a mesma comumente empregada para a análise tradicional de solos, seguindo o protocolo da EMBRAPA (2011), e classificada de acordo com a EMBRAPA (2018).

Para a quantificação do teor de fitólitos, foram coletadas folhas completamente expandidas de cada tratamento ao final do experimento, e posteriormente, o material foi acondicionado em sacos de papel e seco em estufa com circulação de ar forçada, à

temperatura de 65°C, até a obtenção de peso constante. Os fitólitos das folhas da *R. grandis* foram extraídos de acordo com a metodologia readaptada de Farnezi (2019), adaptada de Parr *et al.* (2001).

Neste sentido, foram pesados 5 g de massa seca da parte aérea moída e colocadas em cadinho de porcelana e calcinado a 600°C em mufla por um período de 12 horas. As cinzas foram transferidas para tubos de falcon para remoção dos carbonatos com a aplicação de 2,5 mL HCl 1 mol.L⁻¹. As cinzas foram removidas utilizando 10 mL de água oxigenada (H₂O₂, 30vol.). O resíduo foi lavado com água destilada e centrifugado a 300 rad.s⁻¹ durante 5 min, o sobrenadante foi descartado. Este procedimento foi repetido cinco vezes. O resíduo (*i. e.*; sílico-fitólito) foi seco a 105° C em estufa, até peso constante. A quantificação foi realizada por gravimetria clássica em balança analítica de 0,00001 g de precisão. O teor de fitólitos foi expresso em porcentagem do peso seco da massa seca inicial.

A partir do resíduo obtido, dez lâminas semi-permanentes foram confeccionadas em gelatina glicerizada e realizada a triagem do material. Os morfotipos foram registrados em microfotografias, com o auxílio de microscópio ótico com aumento de 40x, acoplado à máquina fotográfica, no Laboratório Anatomia e Morfologia Vegetal, departamento de Ciências Biológicas (UFVJM). Os fitólitos foram identificados e classificados de acordo com suas características morfológicas, seguindo o Código Internacional para Nomenclatura de Fitólitos (ICPN) 2.0 (2019). Fitólitos sem significância taxonômica devido à sua dissolução ou fragmentação foram reunidos em uma categoria não classificada. Pelo menos 200 fitólitos por lâmina com a significância taxonômica foi contado.

O delineamento experimental utilizado para as análises do incremento em H e DAC, da quantidade de clorofila total, do número de folhas, da sobrevivência, da granulometria e densidade de sólidos, do teor e quantidade de fitólitos por morfotipos identificados e totais, foi o inteiramente casualizado com dois tratamentos (diferentes substratos). Para as avaliações em diferentes tempos (análises químicas), o delineamento permaneceu o mesmo, porém em esquema fatorial 2 x 2 (dois substratos e dois tempos de coleta diferentes). A unidade experimental foi constituída por cinco mudas, com seis repetições por tratamento, totalizando 60 mudas da *R. grandis*.

Todos os dados foram submetidos aos testes de pressuposições estatísticos e submetidos ao teste F para análise de variância ao nível de significância de 5%. Para os dados obtidos nas avaliações de IH (incremento em altura), IDAC (incremento em diâmetro altura do coleto), número de folhas e clorofila, foram realizados teste de identidade de modelo. Para os dados obtidos nas análises químicas, físicas, teor e quantidade (total e fracionada) de

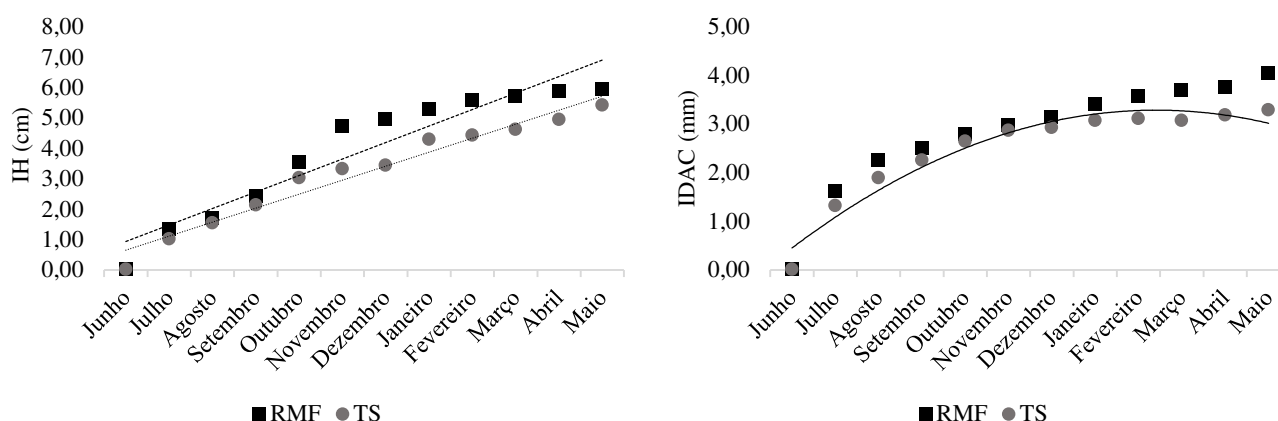
fitólitos, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Para todas as análises, utilizou-se o software estatístico gratuito R-3.3.3 (2017), e os pacotes adicionais “ExpDes.pt” (FERREIRA *et al.*, 2018), “agricolae” (MENDIBURU, 2020) e “forestmangr” (BRAGA *et al.*, 2019).

3 RESULTADOS

Todas as mudas permaneceram vivas até o final da análise experimental. Observa-se que o crescimento em altura foi maior durante todo o período de observação para as mudas da *R. grandis* submetidas ao rejeito de minério de Ferro (RMF) (FIG. 2a), sendo as equações distintas para cada um dos substratos testados, pelo teste de identidade de modelo (TAB. 1).

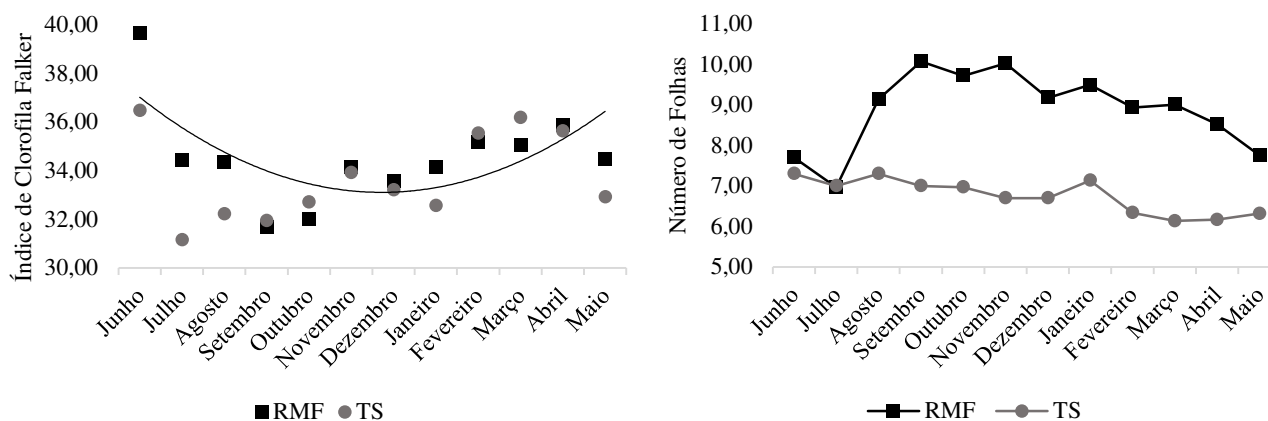
As mudas da *R. grandis* apresentaram-se com um mesmo padrão em relação ao incremento em diâmetro altura do coleto (IDAC) (FIG. 2b) e índice de clorofila total Falker (FIG. 3a; TAB. 1). Observa-se que a maior produção de clorofila foi obtida nos meses com menor precipitação e temperaturas mais amenas em comparação aos meses chuvosos e quentes (FIG. 1).

Figura 2 - Relação entre o tempo decorrido desde a primeira até a última avaliação do incremento em altura média (IH) e o incremento em diâmetro médio altura do coleto (IDAC) de mudas da *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae) submetidas a dois tipos de substrato: Rejeito de Minério de Ferro (RMF) e Terra de Subsolo (TS) em viveiro, área de rustificação



A figura 3b apresenta o número de folhas (F) para cada tratamento em um gráfico de dispersão, uma vez que, os dados não atenderam a parte das pressuposições estatísticas, mesmo com a transformação dos dados. Nota-se que houve uma queda de folhas acentuada logo nos dois primeiros meses no RMF seguida de uma brotação intensa até o quarto mês. A partir do quarto mês de análise constatou a queda foliar gradual, seguido de picos de brotações.

Figura 3 - Relação entre o tempo decorrido desde a primeira até a última avaliação do índice de clorofila total Falker e número de folhas médio (NF) de mudas da *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae) submetidas a dois tipos de substrato: Rejeito de Minério de Ferro (RMF) e Terra de Subsolo (TS) em viveiro, área de rustificação



Já o comportamento do número de folhas da TS foi diferente. Houve uma queda de folhas gradual ao longo do experimento, seguindo de pequenos picos de brotações, em especial no oitavo mês de análise. Ao final do experimento foi constado maior número de folhas no RMF quando comparado à TS.

3.1 Atributos físico-químicos dos substratos

Os resultados das análises químicas, granulométricas e de densidade de sólidos apresentaram diferenças bem distintas e significativas (TAB. 2). O RMF classifica-se, como um substrato franco, mais denso e com menor capacidade de reter água, e a TS como franco-argilosa, menos densa e maior capacidade de retenção, quando se comparado ao RMF (FIG. 4).

Antes da implantação das mudas da *R. grandis* nos substratos, o RMF apresentava-se com o pH com alcalinidade elevada, e a TS com acidez média (TAB. 2). Após 12 meses de análise do desenvolvimento das mudas, o pH do RMF continuou apresentando-se muito alcalino, porém houve uma redução deste caráter estatisticamente significativo. A TS permaneceu com uma acidez média, e este valor permaneceu inalterado estatisticamente.

Houve uma diferença expressiva sobre o Al^{3+} , o Alumínio trocável e a saturação de alumínio (m %), onde estes valores foram mais elevados na TS que no RMF (TAB. 2), no entanto, houve redução significativa da saturação de alumínio em ambos os tratamentos ao final do experimento.

A TS teve sua capacidade de troca de cátions (T), e capacidade de troca de cátions efetiva (t) e Matéria Orgânica (M.O.) mais elevadas quando se comparada ao RMF, porém, ao final do experimento a capacidade de troca de cátions efetiva aumentou significadamente no RMF e permaneceu constante na TS. Em contrapartida, o RMF apresenta a Soma de Bases (SB) e Saturação por Bases (V%) mais elevados, significadamente ($p < 0,05$), que a TS.

Em relação aos macronutrientes, o RMF apresentou elementos como o Fósforo (P) e Cálcio (Ca) em maior quantidade, significadamente ($p < 0,05$), que a TS. O único macronutriente observado em maior quantidade na TS foi o Potássio (K). O único elemento químico essencial às plantas em que as quantidades foram semelhantes entre os dois tratamentos foi o Magnésio (Mg). Atenta-se a um acréscimo significativo de todos os macronutrientes ao final do experimento em ambos os tratamentos.

Todos os micronutrientes essenciais às plantas analisados neste estudo (Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cobre (Cu) e Manganês (Mn)), apresentaram-se em maior quantidade significativa no RMF. Observa-se que, a quantidade de Fe e Mn, que se apresentaram extremamente altos e com potencial fitotoxicidade, foram reduzidas após 12 meses de avaliação experimental nos dois tratamentos.

3.2 Produção de fitólitos em mudas de *R. grandis*

As folhas de *R. grandis* coletadas em ambos os tratamentos submetidos (*i. e.*; TS e RMF) apresentaram porcentagem de massa silicificada considerados iguais estatisticamente ($p > 0,05$) com um coeficiente de variação de 38,52%. As mudas da *R. grandis* desenvolvidas em TS apresentou uma média de 0,46% de massa silicificada em suas folhas, enquanto que as mudas submetidas ao RMF apresentaram média de 1,06%. A porcentagem de massa fitolítica produzida pelas folhas da *R. grandis*, mesmo estatisticamente igual, apresentou-se maior no RMF do que na TS (*i. e.*; aproximadamente 56% ou 2,3 vezes maior em relação à média).

Todos os morfotipos identificados e classificados foram encontrados nas folhas submetidos a ambos os tratamentos (TAB. 3; FIG. 5). Entretanto, existem diferenças significativas entre a frequência de morfotipos presentes em cada tratamento (TAB. 3). As formas predominantes encontradas em *R. grandis* desenvolvidas em RMF foram: ACUTE BULBOSUS, BULLIFORM FLABELLATE, ELONGATE ENTIRE e SPHEROID PSILATE, e em TS, apenas o morfotipo ELONGATE ENTIRE. A frequência das formas TRAPEZOID, BLOCKY e BILOBATE não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos (TAB. 3; FIG. 5).

Figura 4 - Curva de retenção de água no solo dos substratos testados: Rejeito de Minério de Ferro (RMF) e Terra de Subsolo (TS), no desenvolvimento experimental de mudas de *Richeria grandis* (Phyllanthaceae)

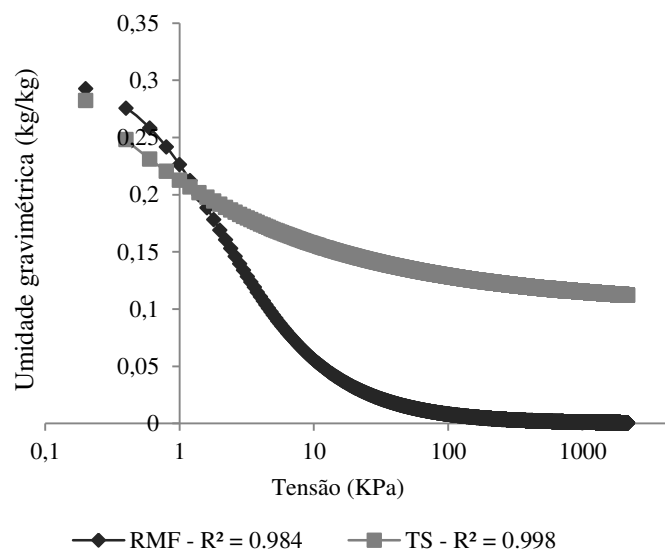


Tabela 1 - Equações referentes às regressões e teste de identidade de modelo das variáveis analisadas na condução experimental do desenvolvimento de mudas da *Richeria grandis* Vahl. (Phyllanthaceae) ao longo do tempo – T (em meses) em diferentes substratos: Rejeito de Minério de Ferro (RMF) e Terra de Subsolo (TS). Em que: R²: Coeficiente de determinação

Variáveis analisadas	Tratamentos (Substratos)	Equações (* significativos p < 0.05)	R ²
Altura (H)	RMF	$IH = 0,935* + 0,018*T$	0,64
	TS	$IH = 0,648* + 0,015*T$	0,56
Diâmetro altura do coleto (DAC)	RMF/TS	$IDAC = 5,4* + 0,221*T - 0,000409*T^2$	0,51
Índice de Clorofila Falker (CLO)	RMF/TS	$CLO = 35,3* - 0,029*T + 9,15.10^{-5}*T^2$	0,05

Tabela 2 - Atributos físicos e químicos dos substratos testados: Rejeito de Minério de Ferro (RMF) e Terra de Subsolo (TS), antes (0 meses) e depois (12 meses) da condução experimental do desenvolvimento de mudas da *Richeria grandis* (Phyllanthaceae)

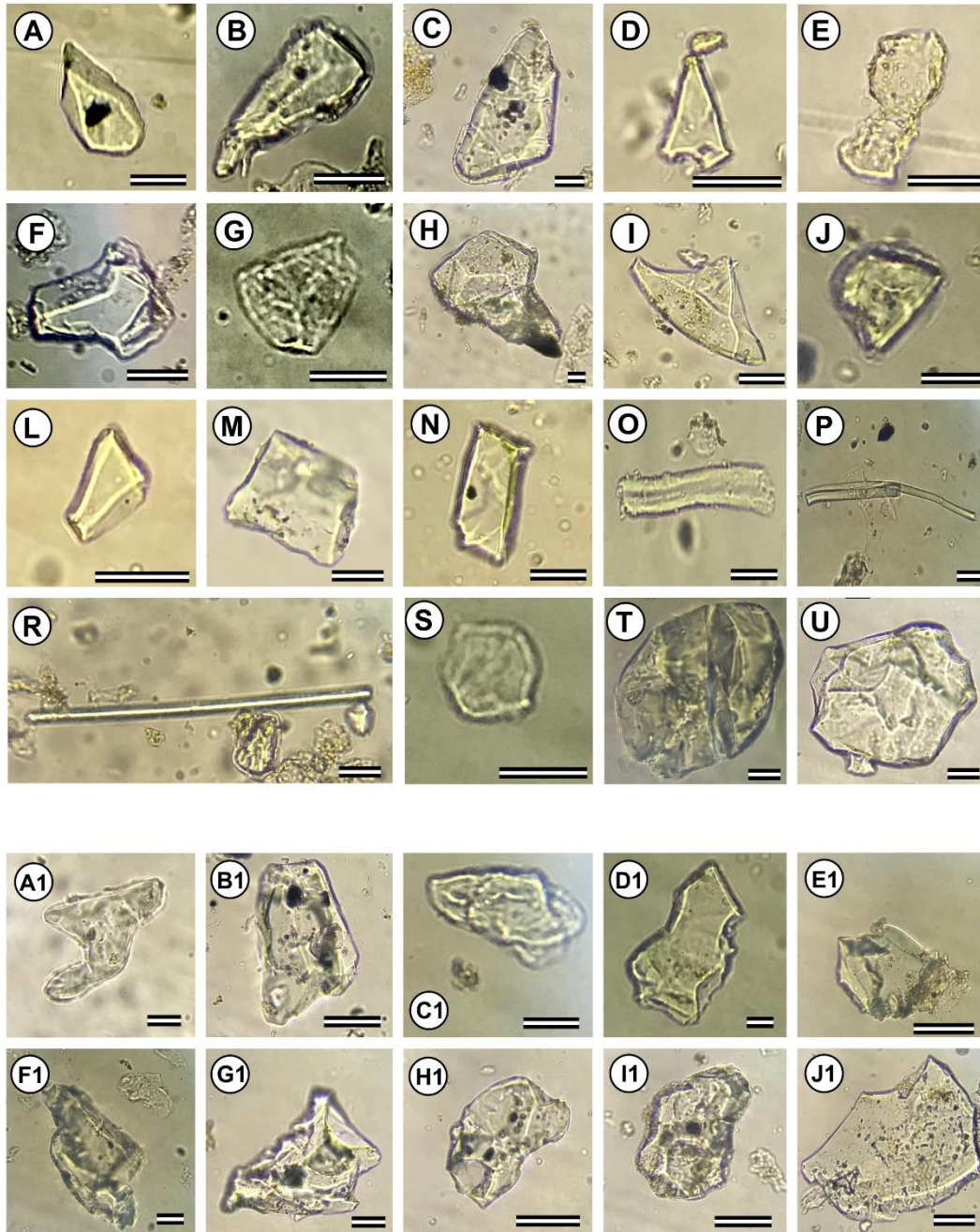
	0 meses		12 meses		0 meses		12 meses		0 meses		12 meses		0 meses		12 meses									
	pH (água)				P (mg/dm³)				K (mg/dm³)				Ca (cmol/dm³)				Mg (cmol/dm³)							
RMF	8,782	Aa	8,113	Ab	19,522	Ab	23,586	Aa	13,134	Bb	28,433	Ba	0,442	Ab	0,740	Aa	0,048	^{ns} b	0,088	^{ns} a				
TS	5,465	B^{ns}	5,228	B^{ns}	0,303	Bb	0,816	Ba	43,069	Ab	48,503	Aa	0,057	Bb	0,164	Ba	0,042	^{ns} b	0,120	^{ns} a				
	Al (cmol/dm³)				H+Al (cmol/dm³)				SB (Cmol/dm³)				t (cmol/dm³)				T (cmol/dm³)							
RMF	0,020	Ba	0,003	Bb	0,535	Bb	0,569	Ba	0,502	Ab	0,936	Aa	0,522	Bb	0,940	Ba	1,038	Bb	1,505	Ba				
TS	1,890	A^{ns}	1,617	A^{ns}	2,833	A^{ns}	2,706	A^{ns}	0,110	Bb	0,421	Ba	1,998	A^{ns}	2,038	A^{ns}	2,945	A^{ns}	3,127	A^{ns}				
	m (%)				V (%)				M. O. (dag/Kg)				Fe (mg/dm³)				Zn (mg/dm³)							
RMF	4,032	Ba	0,368	Bb	47,667	Ab	60,290	Aa	0,013	B^{ns}	0,040	B^{ns}	358,467	Aa	286,599	Ab	0,300	A^{ns}	0,741	A^{ns}				
TS	94,293	Aa	78,849	Ab	3,807	Bb	13,482	Ba	0,390	A^{ns}	0,463	A^{ns}	175,742	Ba	157,306	Bb	0,000	Bb	0,464	Ba				
	Cu (mg/dm³)				Mn (mg/dm³)				Areia (%)				Silte (%)				Argila (%)				Densidade de Sólidos - Ds (g/cm³)			
RMF	0,125	Ab	0,882	Aa	125,907	Aa	84,337	Ab	62,365*				34,718*				2,917*				2,684*			
TS	0,000	B^{ns}	0,000	B^{ns}	2,778	Bb	4,201	Ba	44,642*				16,025*				39,333*				2,190*			

pH água: Relação solo:água 1:2,5. P e K: extrator Mehlich-1. Ca, Mg e Al: extrator KCl 1 mol L⁻¹. SB: Soma de Bases trocáveis; t: Capacidade de troca de cátions efetiva. T: Capacidade de troca de cátions a pH 7,0. m: Saturação de alumínio. V: Saturação por bases. MO: Matéria orgânica determinado pelo método Walkley-Black. Densidade de Sólidos (Ds). Em que: letras maiúsculas compararam diferentes substratos (linhas) para o mesmo tempo (colunas) e letras minúsculas compararam diferentes tempos (colunas) para o mesmo substrato (linhas) (Teste de Tukey) a 5% de probabilidade de erro. ^{ns} Não significativo a 5% de probabilidade de erro.

Tabela 3 – Médias, desvios padrões absolutos e frequências relativas (%) dos morfotipos identificados dos fitólitos e não identificados (*i. e.*; Unclassified), contabilizados pela triagem das lâminas confeccionadas com folhas de mudas de *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) desenvolvidas em Rejeito de Minério de Ferro (RMF) e Terra de Subsolo (TS)

Morfotipos - ICPN 2.0 / Code	Rejeito de Minério de Ferro (RMF)			Terra de Subsolo (TS)			p-valor < 0,05	CV (%)
	Média	Frequência Relativa (%)		Média	Frequência Relativa (%)			
ACUTE BULBOSUS Code: ACU_BUL	73,83 ± 22,72	15,00		43,17 ± 32,57	8,48		*	10,99%
BILOBATE Code: BIL	6,17 ± 2,93	1,25		5,83 ± 4,07	1,15		^{ns}	59,08%
BULLIFORM FLABELLATE Code: BUL_FLA	13,83 ± 7,31	2,81		5,33 ± 2,34	1,05		*	43,98%
TRAPEZOID Code: TRZ	16,50 ± 6,32	3,35		16,67 ± 12,09	3,27		^{ns}	58,18%
BLOCKY Code: BLO	58,83 ± 13,26	11,95		37,67 ± 19,26	7,40		^{ns}	34,27 %
ELONGATE ENTIRE Code: ELO_ENT	54,83 ± 37,69	11,14		263,67 ± 149,41	51,78		*	22,26 %
SPHEROID PSILATE Code: SPH_PSI	227,83 ± 103,74	46,29		107,50 ± 69,52	21,11		*	10,54 %
Unclassified	40,33 ± 10,07	8,20		29,33 ± 14,04	5,76		^{ns}	35,07%
TOTAL	492,17 ± 142,96	100,00		509,17 ± 208,45	100,00		^{ns}	0,00%

Figura 5 - Microfotografias dos principais tipos de fitólitos observados nas folhas da *R grandis* desenvolvidas em Rejeito de Minério de Ferro (RMF) da Anglo American e Terra de subsolo (TS): ACUTE BULBOSUS Code: ACU_BUL (A-D); BILOBATE CODE: BIL (E); BULLIFORM FLABELLATE Code: BUL_FLA (F-I); TRAPEZOID Code: TRZ (J-L); BLOCKY Code: BLO (M-N); ELONGATE ENTIRE Code: ELO_ENT (O-R); SPHEROID PSILATE Code: SPH_PSI (S-U); Unclassified (A1-J1). Escalas equivalem a 20 micrometros (μm). Code: International Code for Phytolith Nomenclature (ICPN) 2.0 (2019)



4 DISCUSSÃO

4.1 Atributos físico-químicos dos substratos

As características físicas e químicas aqui obtidas para o Rejeito de Minério de Ferro da *AngloAmerican* (RMF) coadunam com outros estudos encontrados na literatura com rejeitos de minério de ferro em outras áreas (SILVA *et al.*, 2016; HATJE *et al.*, 2017; MAGALHÃES, 2018; CRUZ, 2018; COSTA *et al.*, 2018; NOGUEIRA, 2019; ROCHA *et al.*, 2019), encontrando também alta porcentagem de silício (30,9% de SiO₂) em uma análise química global do RMF (ROCHA *et al.*, 2019).

Sabe-se que, substratos com maior percentual de areia em sua composição granulométrica, além de baixos teores de matéria orgânica e adsorção de íons, são característicos de serem altamente permeáveis, com baixa capacidade de retenção de água (CENTENO *et al.*, 2017; COSTA *et al.*, 2018). Além disto, a lama do rejeito, por apresentar baixa qualidade física, representa uma limitação para o desenvolvimento das raízes e apresenta susceptibilidade à processos erosivos (BIOFLORA, 2017; COSTA *et al.*, 2018).

No entanto, foi observado neste experimento excesso de umidade no RMF quando comparado à TS em todos os períodos analisados. Como a *R. grandis* é característica de locais mal drenados e sua ocorrência é limitada justamente pelo fator água, este excesso pode ter favorecido o seu melhor desenvolvimento em altura ao contrário da TS, que se apresentava mais drenado. Esta observação deve-se ao fato de o RMF consistir de sedimentos hidrófilos de granulometria extremamente fina, que, além de apresentar alta densidade e baixa porosidade, apresenta permeabilidade do solo menor e forma uma fina lâmina de água em sua superfície (HATJE *et al.*, 2017; COSTA *et al.*, 2018; CRUZ, 2018). Estas características podem aumentar a velocidade de absorção de água pelas plantas neste substrato. Nogueira (2019) também constatou excesso de umidade no substrato RMF, devido à aparente dificuldade de drenagem apresentada pelo *Technosol* analisado.

Em valores de pH abaixo de 5,5 podem ocorrer danos ao crescimento em razão de elevadas concentrações de elementos potencialmente tóxicos. Nota-se que a saturação de alumínio (m%) foi muito alta na TS (94,29%). Geralmente, em solos ácidos, o principal elemento que tem efeito fitotóxico é o Al na forma de cátion trivalente ou quando parcialmente hidrolisado, o que afeta principalmente, o sistema radicular (TAIZ *et al.*, 2017). Desta forma, o crescimento e o desenvolvimento das plantas ficam acentuadamente prejudicados.

Além da toxidez causada pelo Al, é conhecida também, por ocorrer com mais frequência, a toxidez de Fe em aumento de acidez (MEURER, 2007). Sob esta condição, o Fe

induz a formação da chamada “placa de Ferro” na superfície radicular, atuando como barreira à absorção destes nutrientes, causando severas reduções no crescimento e na produtividade das plantas (JUCOSKI *et al.*, 2016). Estes fatores, em sinergia, podem inferir no menor desenvolvimento em altura e número de folhas das mudas da *R. grandis* na TS, que mesmo já sendo comprovado que é acumuladora de Al^{3+} (CUENCA *et al.*, 1991), níveis altos deste elemento podem acarretar em um menor desenvolvimento quando comparados a outros substratos com a ausência do mesmo.

Com relação ao RMF, a disponibilidade de alguns nutrientes é afetada de forma negativa em pH alcalino, onde ficam indisponíveis, ou biodisponíveis em quantidades menores para as raízes do vegetal (QUEIROZ *et al.*, 2018; CRUZ, 2018; SILVA *et al.*, 2016; GUERRA *et al.*, 2017; NOGUEIRA, 2019). O que se torna preocupante, são os metais Fe e Mn, que mesmo biodisponíveis em menores quantidades, já estão muito acima dos níveis considerados altos em solos, e a absorção passiva pode ocorrer. Queiroz *et al.* (2018) ressaltaram que com a cobertura do rejeito pela vegetação ao longo dos anos, a degradação de matéria orgânica e a liberação de compostos orgânicos metabólicos pelas raízes tendem a reduzir o pH do meio. Esta condição pode aumentar a biodisponibilidade destes metais e levá-los a atingir níveis tóxicos.

O conceito de estresse está intimamente relacionado ao de tolerância ao estresse, que é a aptidão da planta para enfrentar um ambiente desfavorável (TAIZ *et al.*, 2017). Existem vários mecanismos e processos na planta que contribuem para o uso eficiente de nutrientes, dentre eles, capacidade de manter o metabolismo normal com baixo teor de nutrientes nos tecidos e a alta taxa fotossintética (TAIZ *et al.*, 2017). A *R. grandis* é uma espécie adaptada à solos ácidos e ocorre naturalmente em solos hidromórficos, onde a CTC é inativada, portanto adaptada a se desenvolver e completar o seu ciclo em ambientes com baixa disponibilidade nutricional. Ademais, não foi constatado nenhum sintoma de toxidez do Fe e Mn nas folhas da *R. grandis* desenvolvidas nos dois tratamentos.

4.2 Produção de fitólitos em mudas de *R. grandis*

Fitólitos são partículas microscópicas formadas como resultado da absorção ativa ou passiva, pelo sistema radicular de algumas plantas, da sílica dissolvida presente na solução do solo (PIPERNO, 1988), conhecida como ácido silícico $Si(OH)_4$, $Si(OH)_3$ ou $HSiO$ (FARNEZI, 2019), seguido de deposição e biomineralização (PIPERNO, 1988; COE *et al.*, 2014; ICPN, 2019; NAWAS *et al.*, 2019). Estas estruturas biosílicas podem ser encontradas dentro das células de muitas plantas vivas (COE *et al.*, 2014; NAWAS *et al.*, 2019), geralmente depositadas nos locais de transpiração das plantas (YANG *et al.*, 2018),

transportado através do sistema vascular (NAWAS *et al.*, 2019), e são materiais inorgânicos, em estruturas microcristalinas de minério amorfo e de baixa solubilidade (FERNANDES-HORN *et al.*, 2016; FARNEZI, 2019; NAWAS *et al.*, 2019).

O papel do Si, acumulado na forma de fitólitos, influencia muitos aspectos da biologia, melhorando a aptidão das plantas na natureza (NAWAS *et al.*, 2019). O macroelemento também melhora as condições do solo sob níveis tóxicos de metais pesados e diversos elementos químicos (SAHEBI *et al.*, 2015). Estudos comprovam que quanto maior a disponibilidade do elemento (que é observado no RMF em grande quantidade), maior sua absorção, afetando significativamente a produção de fitólitos nos tecidos da planta (LI *et al.*, 2014), além de a taxa de polimerização de Si ser aumentada em pH tão alto quanto 8-9 (SAHEBI *et al.*, 2015). Além disso, quanto maior a quantidade de elementos tóxicos, também maior será a quantidade de fitólitos produzidos para minimizar o estresse causado pelos mesmos (FARNEZI, 2019).

Dentre outros benefícios dos fitólitos para as plantas, pode-se destacar: fornecimento de suporte adicional para as folhas das plantas e melhoria na interceptação de luz, levando à uma melhor fotossíntese; redução da taxa de transpiração devido à dupla camada da cutícula; melhoraria nas propriedades mecânicas e à permeabilidade à água, o que evita a perda excessiva de água para a planta (NAWAS *et al.*, 2019) e aumento da resistência às doenças, patógenos e a salinidade (SAHEBI *et al.*, 2015). Além disso, a presença de fitólitos pode neutralizar ânions e cátions nocivos ao desenvolvimento das plantas, dentre eles os metais com potencial fitotoxicidade (FERNANDES-HORN *et al.*, 2016; FARNEZI, 2019), e quando devolvidos ao solo, pela decomposição da matéria orgânica, ficam sem alteração por alguns milhares de anos e, portanto, liberam estes metais muito lentamente (FERNANDES-HORN *et al.*, 2016).

O papel dos fitólitos como mecanismo de desintoxicação de plantas, em especial metais pesados, tem sido relatado em alguns estudos (*e. g.*, ADREES *et al.*, 2015; FARNEZI *et al.*, 2020). No entanto, ainda são deficientes as publicações que elucidam a formação e acumulação de fitólitos nas plantas (COE *et al.*, 2014; FARNEZI, 2019). Estudos sugerem que o Si é capaz de se ligar covalentemente a metais pesados e formar uma forma de silicato instável, que subsequentemente suprime a toxicidade dos metais e é facilmente degradado em dióxido de silício (SiO₂), seja por atividades extracelulares, por limitar a penetração de metais pesados no citoplasma, ou pelo sequestro de metais pesados em vacúolos, atividade intercelular, que ocorre no citoplasma (SAHEBI *et al.*, 2015).

Ainda que a *R. grandis*, não consiga fitoextrair estes elementos potencialmente tóxicos e armazena-los em seus tecidos, este estudo demonstrou sua elevada eficiência em dois tipos de substratos diferentes e com algum fator de estresse abiótico. Neste sentido, Nawas *et al.* (2019) apontam que o silício foi encontrado associado à melhora das tensões de metais pesados.

De acordo com os resultados apresentados, a *R. grandis* pode ser considerada uma espécie arbórea alta produtora de fitólitos, uma vez que foi detectado a produção de morfotipos submetidas à diferentes tratamentos, sob diferentes condições abióticas. Ademais, nota-se que houve redução significativa de Al^{3+} na TS, Mn^{2+} no RMF e Fe^{2+} em ambos os tratamentos pelas análises químicas das amostras ao final do experimento. Atrelado à ausência de sintomas de toxidez nas folhas ao final do experimento, pode ser indício de que estes elementos foram extraídos dos substratos e neutralizados a partir da biomineralização, formando os fitólitos. Entretanto, a análise elementar do Al, Mn e Fe nos fitólitos se faz necessária para confirmação. Costa *et al.* (2018) também observaram que ocorreram reduções consideráveis nos teores de Fe e Mn, provavelmente lixiviados ou absorvidos pelas plantas.

Observa-se nos presentes resultados, que não houve diferença significativa em relação à produção total de fitólitos, e sim a quantidade maior de morfotipos presentes no RMF quando comparado à TS. Cada espécie vegetal e cada estrutura da planta produz uma forma diferenciada de silicofitólito, seu fitólito característico, podendo por vezes ocorrer, como a *R. grandis*, a multiplicidade (quando uma mesma espécie produz mais que uma morfologia, evidenciando a importância da análise fitolítica ser feita considerando à assembleia. A composição química do fitólito juntamente com a morfologia pode ser usada como um proxy para determinar as condições ambientais sob as quais a planta estava crescendo (NAWAS *et al.* 2019). Essas observações sugerem que as condições geoquímicas refletem a composição elementar dos fitólitos (NAWAS *et al.* 2019). Solos em áreas de mineração, solos poluídos e solos não poluídos tendem a diferir na composição elementar, assim como os fitólitos depositados em plantas que crescem nesses tipos de solos (BUJAN, 2013).

Ademais, a determinação inédita das formas dos fitólitos de *R. grandis* permitem aumentar o volume de dados disponíveis sobre a espécie, podendo em um futuro próximo serem úteis em pesquisas multidisciplinares com aplicações na biorremediação, arqueologia, geomorfologia e paleoecologia.

5 CONCLUSÃO

Todas as mudas da *R. grandis* além de serem capazes de sobreviver em rejeito de minério de ferro (RMF), obtiveram crescimento em altura e número de folhas superiores, quando comparado com a terra de subsolo (TS).

Além disso, houve alta produção de fitólitos, que aliado à diminuição de alguns metais potencialmente tóxicos, como o Fe e Mn, indicam que, além da *R. grandis* conseguir sobreviver e se desenvolver no rejeito de minério de Ferro, ela pode ter a capacidade de fitorremediar, a partir da extração de elementos fitotóxicos, do mesmo.

Desta forma *R grandis* mostrou-se eficiente e com um grande potencial para ser utilizada em projetos de restauração de áreas ripárias degradadas pelo derramamento de minério de Ferro.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADREES, M.; ALI, S.; RIZWAN, M.; ZIA-UR-REHMAN, M. M.; IBRAHIM, M.; ABBAS, F.; FARID, M.; QAYYUM, M. F.; IRSHA, M. K. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of heavy metal toxicity in plants: a review. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 119, p. 186–197, 2015. Doi:10.1016/j.ecoenv.2015.05.011.
- ANM - **Agência Nacional de Mineração**. Disponível em: <http://antigo.anm.gov.br/portal>. Acesso em: Dezembro de 2020.
- BAMBI, P.; REZENDE, R. S.; CRUZ, T. M. S.; BATISTA, J. E. A.; MIRANDA, F. G. G.; SANTOS, L. V.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F. Diversidade da flora fanerogâmica de três matas de galeria no bioma Cerrado. **Heringeriana**, v. 10, p. 147-167, 2016.
- BIOFLORA. **Comparação de metodologias de restauração ecológica da vegetação nativa na mitigação dos impactos do despejo de rejeitos de mineração na região de Mariana, MG**. 29p. Disponível em: https://www.greenpeace.org.br/hubfs/Campanhas/Agua_Para_Quem/documentos/Greenpeace_Esalq_EstudoFloraRioDoce.pdf. Acesso em Janeiro de 2020.
- BRAGA, S. R.; OLIVEIRA, M. L. R.; GORGENS, E. B. **Forestmangr: functions for forest mensuration and management**. 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/forestmangr/index.html>.
- BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a vegetação nativa. Disponível em:** http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em Janeiro de 2020.
- BUJAN, E. Elemental composition of phytoliths in modern plants (Ericaceae). **Quaternary International**, v. 287, p. 114–120, 2013. Doi: 10.1016/j.quaint.2012.02.046.
- CALDERÓN, C. D. C.; REZENDE, R. S.; CALOR, A. R.; DAHORA, J. S.; ARAGÃO, L. N.; GUEDES, M. L.; CAIFA, A. N.; MEDEIROS, A. O. Temporal dynamics of organic matter, hyphomycetes and invertebrate communities in a brazilian savanna stream. **Community ecology**, v.20, p.301-313, 2019. Doi: 10.1556/168.2019.20.3.10.
- CENTENO, L. N.; GUEVARA, M. D. F.; CECCONELLO, S. T.; SOUSA, R. O. D.; TIMM, L. C. Textura do solo: conceitos e aplicações em solos arenosos. **Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade**, v.4, p.31-37, 2017. Doi: 10.15210/RBES.V4I1.11576.
- CERQUEIRA, C. L.; LISBOA, G. S.; STEPKA, T. F.; LOPES, M. S.; VENDRUSCOLO, D. G. S.; FRANÇA, L. C. J.; MIRANDA, D. L. C. Floristic, phytosociology and diametric distribution of a fragmente of ciliary área in a Cerrado área in Piauí, Brazil. **Nativa**, v.4, p.360-367, 2016. Doi: 10.14583/2318-7670.v04n06a03.
- COE, H. H. G.; MACARIO, K.; GOMES, J. G.; CHUENG, K. F.; OLIVEIRA, F.; GOMES, P. R. S.; CARVALHO, C.; LINARES, R.; ALVES, E.; SANTOS, G. M. Understanding holocene variations in the vegetation of Sao Joao river basin, southeastern coast of Brazil, using phytolith and carbon isotopic analyses. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v.415, p.59-68, 2014. Doi: 10.1016/j.palaeo.2014.01.009.

COSTA, T. C. E. C.; SOUZA, F. A.; NETTO, D. A. M.; ALMEIDA, L. G.; ROCHA, H.; VIANA, J. H. M.; MATRANGOLO, W. J. R.; FERREIRA, I. H.; ARAÚJO, N. G. Estabelecimento de espécies arbóreo-arbustivas no rejeito de minério de ferro da barragem de Fundão em Mariana-MG, tratado com calcário, fertilizantes e microrganismos. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo**. p.1-43, 2018. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/195310/1/bol-170.pdf>. Acesso em Janeiro de 2020.

COSTA, Thaís Ribeiro. **Análise florístico-estrutural, relação vegetação-ambiente e transição floresta-campo das matas de galeria do Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV), MG**. 2017. 136p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Diamantina, Minas Gerais. 2017.

CPI - Comissão Parlamentar de Inquérito. **Relatório “Rompimento da barragem de Brumadinho, MG”**. 2019. 2287p. Disponível em: <https://legis.senado.leg.br/comissoes/mnas?codcol=2246&tp=4>. Acesso em Janeiro de 2020.

CRUZ, Fernanda Vieira da Silva. **Desempenho de sementes e plântulas de espécies arbóreas no rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão (Mariana, MG)**. 2018. 46p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Minas Gerais. 2018.

CUENCA, G.; HERRERA, R.; MERIDA, T. Distribution of aluminum in accumulator plants by x-ray-microanalysis in *Richeria grandis* Vahl leaves from a cloud forest in Venezuela. **Plant Cell Environ**, v.14, p.437–441, 1991. Doi: doi.org/10.1111/j.1365-3040.1991.tb00954.x.

FARNEZI, Múcio Mágnio de Melo. **Produção de fitólitos por gramíneas em solos contaminados por metais pesados**. 109f. 2019.. Tese (Doutorado em Produção Vegetal). Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Diamantina, Minas Gerais, 2019.

FARNEZI, M. M. M.; SILVA, E. B.; SANTOS, L. S.; SILVA, A. C.; GRAZZIOTTI, P. H.; PROCHNOW, J. T.; FONTAN, I. D. C. I. Potential of grasses in phytolith production in soils contaminated with cadmium. **Plants**, v.9, n.1, p.109. 2020. Doi:10.3390/plants9010109.

FERNANDES-HORN, H. M.; SAMPAIO, R. A.; HORN, A. H.; OLIVEIRA, E. S. A.; LEPSCH, I. F.; BILAL, E. Use of si-phytoliths in depollution og mining áreas in the Cerrado-Caatinga region, MG, Brazil. **International Journal of Geomate**, v.11, p.2216-2221, 2016. Doi: 10.21660/2016.23.1169.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. **ExpDes: Experimental Designs Package**. 2018. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ExpDes.pt/ExpDes.pt.pdf>. Acesso em Janeiro de 2020.

GUERRA, M. B. B.; TEANEY, B. T.; MOUNT, B. J.; ASUNSKIS, D. J.; JORDAN, B. T.; BARKER, R. J.; SANTOS, E. E.; SCHAEFER, C. E. G. R. Post-catastrophe analysis of the Fundão tailings dam failure in the Doce River system, Southeast Brazil: potentially toxic

elements in affected soils. **Water air Soil Pollut**, v.228, p.252, 2017. Doi: 10.1007/s11270-017-3430-5.

HATJE, V.; PEDREIRA, R. M. A.; REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; SOUZA, G. C.; MARIN, D. C.; HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific Reports**, v.7, p.10706, 2017. Doi: 10.1038/s41598-017-11143-x.

HUBER, O.; RULL, V. Biodiversity of Pantepui. the pristine “lost world” of the neotropical Guiana Highlands. **Plant communities**, p.49-164, 2019. Doi: 10.1016/b978-0-12-815591-2.00007-0.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Laudo Técnico Preliminar: impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais**. 2015. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf. Acesso em Janeiro de 2020.

IBRAM – Instituto Brasileiro de Mineração. 2020. Disponível em: <http://www.ibram.org.br/>. Acesso em Dezembro de 2020.

ICPN – International Code for Phytolith Nomenclature. International Committee for Phytolith Taxonomy (ICPT). **Annals of Botany**, v.124, n.2, p.189-199, 2019. Doi:10.1093/aob/mcz064.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Centro Nacional de Dados Climáticos**. 2017. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesautomaticas>. Acesso em Janeiro de 2020.

JUCOSKI, G. O.; CAMBRAIA, J.; RIBEIRO, C.; OLIVEIRA, J. A. Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L. **Revista Ciência Agronômica**, v.47, p.720-728, 2016. Doi: 10.5935/1806-6690.20160086.

KÖPPEN, W. **Climatologia: con un studio de los climas de la tierra**. Fondo de Cultura Econômica, México, DF. 1948.

LI, Z.; SONG, Z.; CORNELIS, J. T. Impact of rice cultivar and organ on elemental composition of phytoliths and the release of bio-available silicon. **Frontiers in Plant Science**, v.5, p.529, 2014. Doi: 10.3389/fpls.2014.00529.

MARTA-ALMEIDA, M.; MENDES, R.; AMORIM, F. N.; CIRANO, M.; DIAS, J. M. Fundão Dam Collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest brazilian environmental accident. **Marine Pollution Bulletin**, v.112, p.359-364, 2016. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.07.039.

MENDIBURU, F. **Statistical procedures for agricultural research**. Type Package “agricolae”. 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/agricolae/agricolae.pdf>. Acesso em Janeiro 2020.

MEURER, E. J. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 1ed. Viçosa, MG, Brasil. 2007. 66-90p.

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Morpho-physiological classification of seeds and morphology of fruits and seedlings of *Richeria grandis*. **Rodriguésia**, v.71, p.e02732018, 2020a. Doi:10.1590/2175-7860202071098

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; MOURA, L. C.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Vegetative propagation of *Richeria grandis* Vahl. by mini-cutting. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.15, n.4, p.e7930, 2020b. Doi:10.5039/agraria.v15i4a7930.

NAWAZ, M. A.; ZAKHARENKO, A. M.; ZEMCHENKO, I. V.; HAIDER, M. S.; ALI, M. A.; IMTIAZ, M.; CHUNG, G.; TSATSAKIS, A.; SUN, S.; GOLOKHVAST, K. S. Review: Phytolith Formation in Plants: From Soil to Cell. **Plants**, v.8, p.249, 2019. Doi:10.3390/plants8080249.

NOGUEIRA, Erika Massaro. **Desenvolvimento inicial de espécies florestais nativas em tecnossolo formado por rejeito de mineração de ferro na Bacia do Rio Doce**. 2019. 79p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras. Lavras, Minas Gerais, Brasil.

PARR, J. F.; LENTFER, C. J.; BOYD, W. E. A comparative analysis of wet and dry ashing techniques for the extraction of phytoliths from plant material. **Journal of Archaeological Science**, v.28, p.875-886, 2001. Doi: 10.1006/jasc.2000.0623.

PEDROSO, Daniela Evaniki. **Aproveitamento do rejeito de minério de ferro em compósitos para construção civil**. 2020. 116p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, Brasil.

PIPERNO, D. R. **Phytolith analysis: an archaeological and geological perspective**. Academic Press, San Diego. 1988.

QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O.; ALMEIDA, L. S.; ROMERO, T. B.; SANTAELLA, S. T.; BERNARDINO, A. F.; OTERO, X. L. The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of the Total Environment**, v.637, n.498-506, 2018. Doi:10.1016/j.scitotenv.2018.04.370.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. 2021. R foundation for statistical computing. Vienna, Austria. Disponível em:<http://www.r-project.org/>. Acesso em Dezembro de 2021.

RABINOWITZ, D. Seven forms of rarity. In: SYNGE, H. **The biological aspects of rare plant conservation**. New York, Wiley. 1981. 205-2017p.

ROCHA, G. M.; MACHADO, N. R. S.; SANTOS, B. T.; CLERICI, M. T. P.; PEREIRA, C. A. Caracterização tecnológica e avaliação de depressores na flotação de rejeito de minério de

ferro. **Tecnologia em Metalurgia, Materiais e Mineração**, v.16, n.1, p.68-74, 2019. Doi: 10.4322/2176-1523.20191637.

SAHEBI, M.; HANAFI, M. M.; AKMAR, A. S. N.; RAFII, M. Y.; AZIZI, P.; TENGOUA, F. F.; AZWA, J. N. M.; SHABANIMOFRAD, M. Importance of Silicon and Mechanisms of Biosilica Formation in Plants. **BioMed International**, Id.396010, p.16, 2015. Doi: 10.1155/2015/396010.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5ed. 355p. EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Brasília, DF, Brasil.

SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; FRANCO JÚNIOR, R.; BARRAL, U. M.; FARNEZI, M. M. M.; VIANA, A. J. S.; ARDISSON, J. D.; FERNANDEZ-OUTON, L. H.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S.; SILVA, L. C. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço**, v.5, p.44-55, 2016.

SOUZA, T. D.; SILVA, B. A.; GUIMARÃES, A. C. R.; MESQUITA, A. R. Propriedades mecânicas de concretos asfálticos dosados com rejeitos do beneficiamento magnético a seco do minério de ferro. **Revista Transportes**, v.28, n.1, p.175-187, 2020. Doi:10.14295/transportes.v28i1.1964.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6ed. Porto Alegre, Brasil. 2017.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solos**. 3ed. 577p. EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Rio de Janeiro, Brasil. 2017.

YANG, X.; SONG, Z.; LIU, H.; VAN ZWIETEN, L.; SONG, A.; LI, Z.; WANG, H. Phytolith accumulation in broadleaf and conifer forests of northern China: implications for phytolith carbon sequestration. **Geoderma**, v.312, p.36-44, 2018. Doi: 10.1016/j.geoderma.2017.10.005.

CAPÍTULO V - A DEGRADAÇÃO DE ORGANOSSOLOS POR INCÊNDIOS SUCESSIVOS AFETA O ESTABELECIMENTO DE UMA ESPÉCIE ARBÓREA AUTÓCTONE HIGRÓFILA?

Artigo submetido à Revista Ecological Engineering

RESUMO

Capões de Mata e seus campos adjacentes são ecossistemas vulneráveis e sensíveis a ação de incêndios severos, que resultam em perdas de sua resiliência, o que inviabiliza o potencial de restauração passiva destes ambientes após tais eventos. Este estudo visa verificar, a partir de uma espécie autóctone e exclusiva destas ilhas, se esta consegue desenvolver-se em organossolos ao entorno de uma ilha florestal que foi degradada pelo fogo durante anos. O local de estudo e coleta do material testado foi no Parque Nacional das Sempre-Vivas, sendo realizado um trabalho de campo para divisão da área de acordo com a severidade dos incêndios e a condição de regeneração natural, totalizando 4 sítios. Amostras dos organossolos em cada sítio foram coletadas para análises dos atributos químicos e físicos e condução experimental em viveiro de mudas da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, MG, onde efetivaram-se como os 4 tratamentos. Avaliou-se o desempenho de *Richeria grandis* Vahl. nestes organossolos a partir de testes de vigor das sementes e crescimento inicial das plantas em casa de vegetação (altura, diâmetro do coleto, número de folhas, porcentagem de mortalidade) e variáveis ecofisiológicas e físicas). *R. grandis* consegue desenvolver-se em organossolos ao entorno da ilha florestal degradada, desconsiderando possíveis competições interespecíficas em campo. As características físicas e químicas dos organossolos ao entorno da ilha não fornecem impedimentos para a efetiva restauração desta fitocenose. *R. grandis* apresentou-se com o mesmo vigor das sementes para todos os organossolos testados e todas as mudas sobreviveram até o final do experimento. Observou-se que as mudas cultivadas no organossolo da ilha florestal, que foi caracterizado por ser mais denso e com menor capacidade de retenção de água, manifestaram comportamento de maior altura, número de folhas e teor de umidade, e o sítio com organossolos expostos, com ocorrência de maior severidade de incêndios, proporcionou o menor desenvolvimento em altura, diâmetro e número de folhas. Não foram detectadas diferenças entre o teor de clorofila total nas folhas de *R. grandis* e o organossolo ao qual estava sendo cultivada, e pelas análises ecofisiológicas, a espécie se encontra sob algum estresse ambiental independente do tratamento.

Palavras-chave: Produção de mudas. Restauração. Fogo. Ilha florestal.

**CHAPTER V - DOES THE DEGRADATION OF ORGANOSOLS DUE TO
SUCCESSIVE FIRE AFFECT THE ESTABLISHMENT OF AN HYGROPHILAL
AUTOCHTHONAL TREE SPECIES?**

Article submitted to Ecological Engineering Journal

ABSTRACT

Forest islands and their adjacent fields are vulnerable ecosystems and sensitive to the action of severe fires, which result in loss of their resilience, which makes the potential for passive restoration of these environments unfeasible after such events. This study aims to verify, from an autochthonous species exclusive to these islands, whether it can develop in organosols around a forest island that has been degraded by fire for years. The place of study and collection of the tested material was in the National Park Sempre-Vivas, with field work being carried out to divide the area according to the severity of the fires and the condition of natural regeneration, totaling 4 sites. Samples of organosols at each site were collected for analysis of chemical and physical attributes and experimental conduction in a seedling nursery at the Federal University of Vales do Jequitinhonha and Mucuri, Diamantina, MG, where they were carried out as the 4 treatments. The performance of *Richeria grandis* Vahl. was evaluated in these organosols from seed vigor tests and initial plant growth in a greenhouse (height, stem diameter, number of leaves, percentage of mortality) and ecophysiological and physical variables). *R. grandis* manages to develop in organosols around the degraded forest island, disregarding possible interspecific field competitions. The physical and chemical characteristics of the organosols around the island do not impede the effective restoration of this phytocenosis. *R. grandis* showed the same vigor as seeds for all tested organosols and all seedlings survived until the end of the experiment. It was observed that the seedlings cultivated in the forest island organosol, which was characterized by being denser and with a lower water retention capacity, exhibited higher height behavior, number of leaves and moisture content, and the site with exposed organosols, with the occurrence of greater fire severity, it provided the smallest development in height, diameter and number of leaves. No differences were detected between the total chlorophyll content in the leaves of *R. grandis* and the organosol in which it was being cultivated, and according to ecophysiological analysis, the species is under some environmental stress regardless of the treatment.

Keywords: Seedling production. Restoration. Fire. Forest island.

1 INTRODUÇÃO

A Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço (RBSE) constitui um complexo mosaico fitofisionômico decorrente de uma elevada heterogeneidade ambiental, resultante de variações climáticas, hidrológicas, edáficas e altitudinais. A região possui nascentes de três importantes bacias hidrográficas (Rio São Francisco, Rio Doce e Rio Jequitinhonha) e é o contato da Mata Atlântica e Cerrado (região de ecótonos), dois biomas de elevada diversidade e endemismo, entretanto com altas taxas de conversão no uso da terra.

Na RBSE um sistema peculiar de *floresta-campo* merece destaque. Trata-se de “ilhas” de florestas estacionais naturais conhecidas como “Capões de Mata”, inseridas em áreas úmidas, no entorno de nascentes ou, nas *turfeiras* (COELHO *et al.*, 2018; GONÇALVES *et al.*, 2020). Apesar deste sistema ocupar pequena extensão territorial, constitui importantes centros de biodiversidade multitaxonômicos (FONSECA *et al.*, 2018), além de grande relevância na provisão de serviços ambientais e ecossistêmicos em múltiplas formas (BOZELLI *et al.*, 2018), especialmente no fornecimento de água.

A expansão e retração, em longo prazo, deste sistema, estão condicionadas à dinâmica da água e do *status* nutricional nos solos (GONÇALVES *et al.*, 2020). De modo geral, este sistema, ocorre em solos orgânicos (organossolos), distróficos e hidromórficos (SILVA; SILVA, 2017), com predomínio de espécies arbóreas (nos Capões) e herbáceas (nas *turfeiras*) típicas de locais alagados (espécies higrófilas). Entretanto este sistema sofre distúrbios provenientes do pastoreio de animais domésticos, com o extrativismo de flores e com os incêndios (FONSECA, 2020).

Estes incêndios têm sido cada vez mais frequentes e severos, tanto em função das alterações nos regimes de fogo ocasionadas pelas atividades humanas (MACHIDA *et al.*, 2021), quanto em relação às mudanças climáticas (FINLAYSON, 2017). Em consequência, estes eventos influenciam substancialmente a biodiversidade (OLIVEIRA *et al.*, 2021), uma vez que a probabilidade de propagação do fogo está altamente correlacionada com o histórico eventos de queima sucessiva (OLIVEIRA *et al.*, 2021), o que afeta negativamente a resiliência destes ecossistemas (MACHIDA *et al.*, 2021).

Os eventos de incêndios, neste ecossistema, promovem a morte da vegetação e modificações na estrutura físicas e química dos solos (REDIN *et al.*, 2011; MESQUITA *et al.*, 2020), alterando assim a dinâmica da água subterrânea e superficial, visto que alteram os processos hidrológicos naturais (HOLDEN *et al.*, 2015), causando altos déficits no armazenamento das águas subterrâneas e reduzindo o seu fluxo (RODRIGUES *et al.*, 2018).

Os Capões de Mata e seus campos adjacentes são ecossistemas vulneráveis e sensíveis aos efeitos dos incêndios severos, que resultam na perda de habitats e resiliência (COELHO *et al.*, 2018; FLORES *et al.*, 2020), visto que estas florestas inundáveis de baixa fertilidade são mais inflamáveis quando se comparado aos campos úmidos adjacentes. Como resultado destes distúrbios temos observado uma rápida substituição da flora típicas destes ambientes por espécies herbáceas, potencialmente invasoras (*i. e.*, *Pteridium* sp., *Melinis minutiflora*, *Urochoa* sp.) que rapidamente forma densas populações dominantes. Assim estas ilhas florestais são degradadas, fragmentadas e substituídas por vegetação exótica invasora.

Em busca de resultados, estudamos uma espécie autóctone desta fitocenose. *Richeria grandis* Vahl (Phyllanthaceae), árvore perenifólia, hidrófila/higrófila, não pioneira (MOURA *et al.*, 2020a), com distribuição geográfica ampla, e uma especificidade ambiental única (RABINOWITZ, 1981), considerada uma das espécies mais representativas e exclusiva de ambientes ripários (HUBER; RULL, 2019), principalmente florestas ciliares e ilhas florestais (Capões de mata) (MOURA *et al.*, 2021), classificando-a como espécie especialista e indicadora destes ambientes (SOUZA, 2018). *R. grandis* possui adaptações morfofisiológicas para suportar as condições físicas e a baixa oxigenação do solo nestes locais (BAMBI *et al.*, 2016) e é responsável por contribuir com mais de 45% da biomassa da serapilheira, determinante para a estabilidade destes ecossistemas (CALDERÓN *et al.*, 2019).

Diante do exposto, este artigo visa responder as seguintes perguntas: *i)* qual o efeito dos incêndios sucessivos nas características físicas e químicas de organossolos em ecossistemas alagados? *ii)* as alterações nos organossolos por incêndios sucessivos influenciam na sobrevivência, crescimento e ecofisiologia de *R. grandis*? *iii)* é possível estabelecer *R. grandis* espécie típica e exclusiva destes Capões em organossolos degradados por incêndios sucessivos?

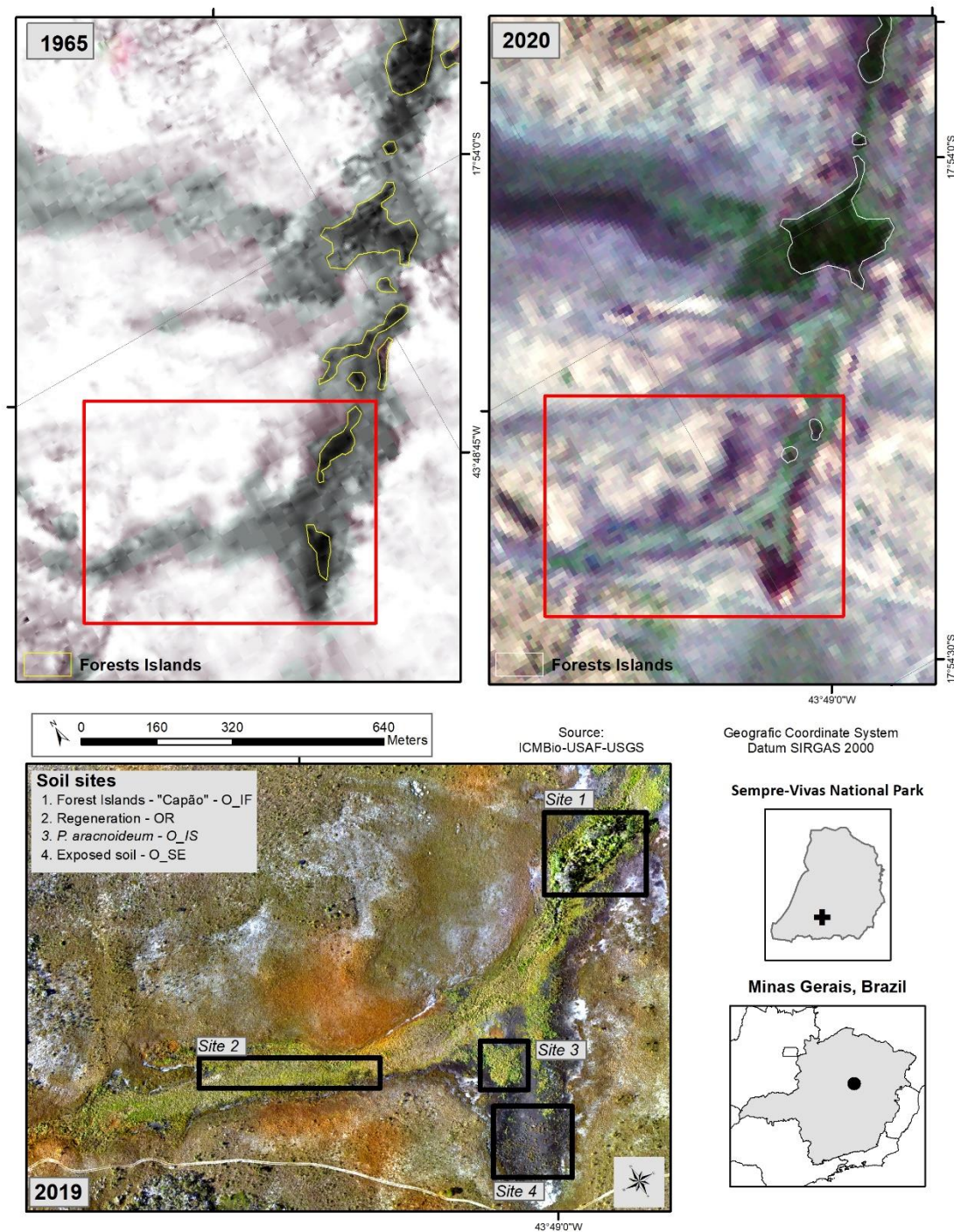
2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Caracterização e localização das áreas de estudo

Este estudo foi realizado em duas etapas. Na primeira etapa procuramos avaliar o efeito de ocorrências periódicas de incêndios nas características físicas e químicas de organossolos no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV) que é uma unidade de conservação Federal de proteção integral, localizado na porção Meridional da Serra do Espinhaço (SdEM), Minas Gerais, Brasil. A unidade está inserida na Zona Núcleo de duas Reservas da Biosfera: da Serra do Espinhaço e da Mata Atlântica, além de compor o Mosaico de Áreas Protegidas do Espinhaço: Alto Jequitinhonha – Serra do Cabral (MMA Portaria nº 444; 2010). Com uma área aproximada de 124.156 hectares, o PNSV, tem um histórico com incidência de incêndios severos.

Foi selecionada para este trabalho uma área denominada, “Córrego de Lages” (UTM 625395; 8019983, Datum SIRGAS 2000 e altitude de 1280 m) que apresenta um mosaico de áreas úmidas (AUs), as quais estão distribuídas na paisagem condicionadas pela rede de drenagem. São ambientes hidromórficos, com um sistema vegetacional de *floresta-campo*. A formação florestal constitui de um pequeno remanescente natural de Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012), denominado regionalmente de “Capão de Mata”. Já a formação campestre, trata-se de campos úmidos, também conhecidos como “*turfeiras*” (*vide*, SILVA *et al.*, 2009a; 2009b; SILVA *et al.*, 2013a; 2013b; SILVA; SILVA, 2017). A área encontra-se localizada na porção mais à montante de uma das nascentes do Rio Jequitaí, Bacia do Rio São Francisco, no sul do PNSV (FIG. 1), o qual apresenta um histórico de degradação relacionado ao fogo. Esses fragmentos naturais (*i. e.*, ilhas naturais) foram sucessivamente atingidos por eventos de incêndios que levaram à sua descaracterização ambiental, tendo sua flora arbórea substituída por vegetação campestre, além de áreas de solos expostos. Nesta área, de forma homogenia, ocorreram incêndios severos relatados desde 1985 (DUTRA *et al.*, 2021) e documentados recentemente sete incêndios classificados com alta severidade e ocorrência de fogo subterrâneo nos anos: 2001, 2003, 2004, 2011 e 2017 (FONSECA, 2020).

Figura 1- Imagem aérea da área “Córrego de Lages”, localizado no Parque Nacional das Sempre Vivas, na década de 70 (1965) e em 2020. Imagem de drone da área de estudo em 2019, identificando a retração da Ilha Florestal devido a sucessivos incêndios. Em que: *Sítio 1*: O_IF - Organossolo da Ilha Florestal (“Capão de Mata”); *Sítio 2*: OR - Organossolo em regeneração; *Sítio 3*: O_IS - Organossolo com invasão de samambaia; e *Sítio 4*: O_SE – Organossolo com solo exposto



Selecionamos dentro da área do Córrego de Lages quatro sítios, de acordo com o tipo vegetacional regenerativo, o que diferencia as condições de cada local, visto a severidade e frequência dos eventos de fogo terem ocorrido de forma homogenia em toda a área (FIG. 1).

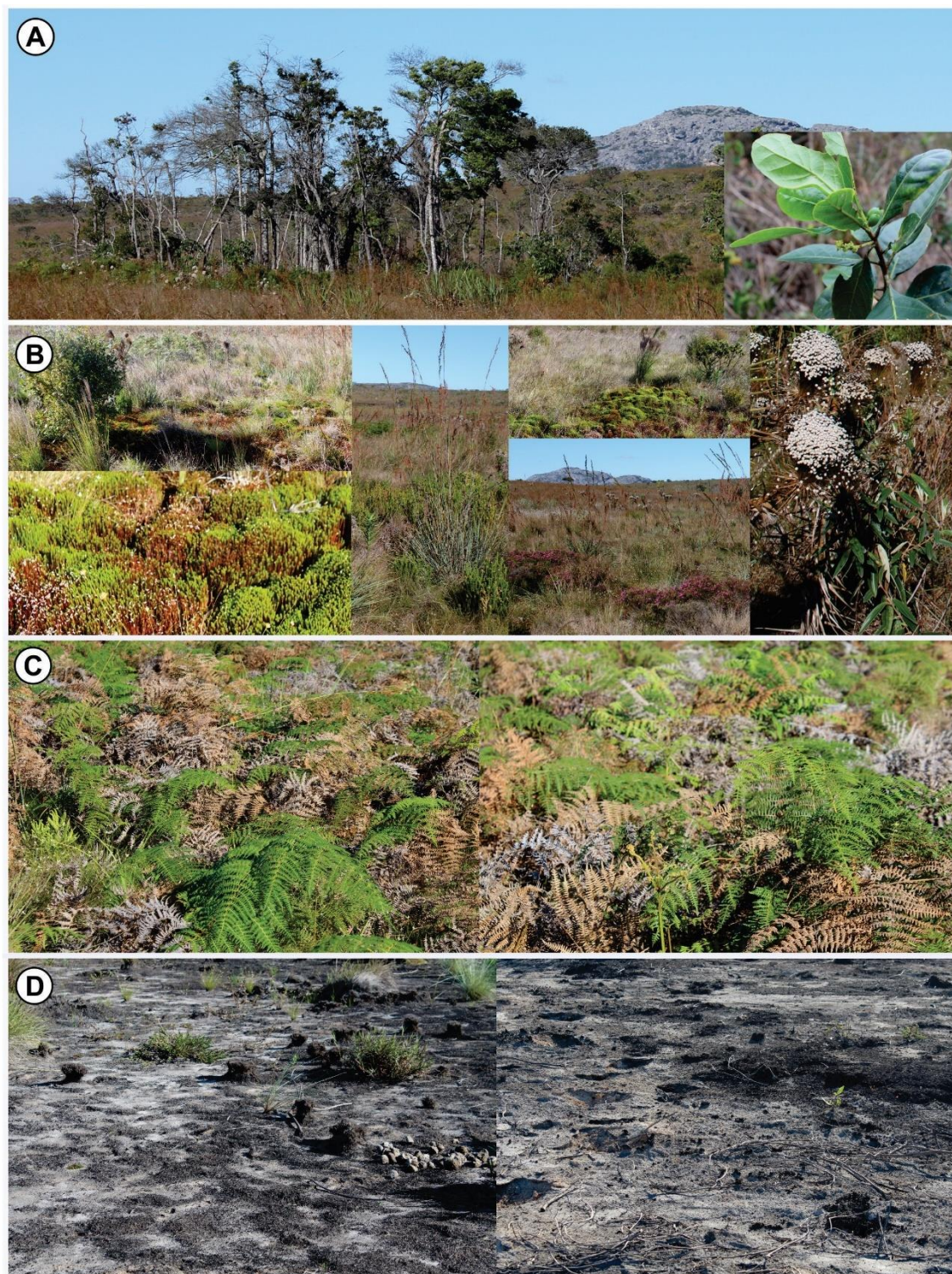
A saber:

- Sítio 1 – Organossolo da Ilha Florestal (O_IF):** Fragmento natural que foi fortemente afetado pelos incêndios ocorridos e apresenta indivíduos adultos crestados de poucas espécies arbóreas com o predomínio de *Richeria grandis* Vahl. com brotações e muitos indivíduos da mesma espécie regenerando no interior e nas bordas da mesma (FIG. 2A).
- Sítio 2 – Organossolo em regeneração (OR):** Área de Campo Limpo Úmido em que o processo de regeneração está mais avançado e sem a presença de plantas invasoras. (FIG. 2B).
- Sítio 3 – Organossolo com invasão de samambaia (O_IS):** Área de Campo Limpo Úmido caracterizado pela dominância de *Pteridium esculentum* subsp. *arachnoideum* (Kaulf.) Thomson (Dennstaedtiaceae) pós-fogo (FIG. 2C).
- Sítio 4 – Organossolo com solo exposto (O_SE):** Área de campo úmido com solo exposto e inexistência de regeneração natural. Área onde o fogo foi mais intenso, e existência de incêndio subterrâneo (FIG. 2D).

Frutos em sua maturidade fisiológica e em período de dispersão (Janeiro 2020) de *R. grandis* foram coletados em 20 matrizes femininas em uma ilha florestal natural (*i. e.*, Capão de Mata), preservada (sem ocorrência de incêndios) contida no PNSV (UTM 629517; 8017618, Datum SIRGAS 2000 e altitude de 1325m). O material coletado foi herborizado seguindo técnicas usuais e posteriormente depositado no Herbário Dendrológico Jeanini Felfili (HDJF) da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, em Diamantina, Minas Gerais, sob o Voucher de nº HDJF-8335 para os indivíduos.

A segunda etapa da pesquisa ocorreu após o traslado das sementes coletadas em campo e dos organossolos coletados em diferentes sítios para o Laboratório de Sementes Florestais, localizado no Centro Integrado de Propagação de Espécies Florestais (CIPEF) do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), Brasil. A segunda etapa foi realizada em ambiente controlado (laboratório e casa de vegetação).

Figura 2 - Caracterização dos sítios amostrados de solos orgânicos degradados devido a eventos de incêndios sucessivos, diferenciando-se sobre a condição de regeneração de cada local no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV). Em que: **A**) O_IF - Organossolo da Ilha Florestal (“Capão de Mata”); **B**) OR - Organossolo em regeneração; **C**) O_IS - Organossolo com invasão de samambaia; e **D**) O_SE – Organossolo com solo exposto



2.2 Caracterizações químicas e físicas dos solos dos sítios

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado, constituído por quatro tratamentos (sítios) apresentando cinco repetições para o sítio 2 (OR), quatro repetições para o sítio 4 (O_SE), que possuem as maiores áreas quando comparado aos demais (Fig.1), e três repetições para os sítios 1 (O_IF) e 3 (O_IS), totalizando 15 amostras totais para análises.

As análises dos atributos químicos foram realizadas no Laboratório de Análise de Substratos - UFVJM, seguindo metodologia descrita em Embrapa (2017). Foram avaliados o pH em água, P, K, Na, Ca, Mg, Al, H+Al, soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions efetiva (t), capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T), saturação de bases (V), saturação por alumínio (m) e Matéria Orgânica (MO). Já as análises físicas foram realizadas no Laboratório de Física do Solo - UFVJM. Foram mensuradas as porcentagens de areia (> 0,05 mm), silte (0,05 – 0,002 mm) e argila (< 0,002 mm), densidade da partícula (Dp) e capacidade de retenção hídrica, de acordo com o protocolo da Embrapa (2017).

Para determinação das curvas de retenção de água no solo (CRA), as amostras foram colocadas para serem saturadas por água durante 24 h, por meio da elevação gradual de uma lâmina de água, até atingirem cerca de dois terços da altura do anel. Em seguida, cada amostra foi submetida progressivamente às tensões: 6, 10, 30, 60, 100, 330, 600, 1000 e 1500 KPa, utilizando-se câmara de pressão de Richards com placa porosa. Ao atingir o equilíbrio hídrico em cada tensão, cada amostra foi pesada e, após submetidas à última tensão (1500 KPa), foram secas em estufa a 105°C durante 24 h, para determinação do conteúdo de água retido em cada tensão, gerando os pontos da curva de retenção de água no solo. Os dados obtidos foram ajustados ao modelo proposto por van Genuchten (1980).

2.3 Testes de vigor das sementes de *R. grandis*

Os frutos foram beneficiados e retirados a sarcotesta das sementes (MOURA *et al.*, 2020). Foram selecionadas sementes viáveis por meio do método de densidade, no qual foram imersas em água e apenas aquelas que submergiam foram utilizadas para os testes. As sementes selecionadas foram lavadas com solução de água destilada e hipoclorito de sódio (1%) para desinfecção. Todos os procedimentos de coleta, beneficiamento, desinfestação e semeadura ocorreram no mesmo dia da coleta dos frutos em campo, visto que esta espécie é recalcitrante (MOURA *et al.*, 2020).

O experimento foi conduzido em câmara de germinação do tipo BOD (Demanda Bioquímica de Oxigênio) com fotoperíodo controlado de 12h, ajustado na temperatura de 25°C ± 1°C, conforme Moura *et al.* (2020a) e com manutenção da umidade dos substratos

diariamente, por meio de irrigação com água destilada. Os tratamentos foram mantidos por 30 dias, com contagem diária das sementes emergidas.

Para cada condição da regeneração pós-fogo (O_IF, OR, O_IS e O_SE) foram realizadas quatro repetições com 20 sementes cada. Cada repetição foi acondicionada em caixa do tipo gerbox. Optou-se por realizar a primeira etapa do experimento nestas caixas para evitar o desperdício de amostras dos organossolos, coletados em área de proteção integral (PNSV), visando à possibilidade de algumas sementes não emergirem nos tubetes.

Os testes de vigor das sementes, baseados no desempenho de plântulas, foi analisado por meio do cálculo da porcentagem de emergência de plântulas (E%), Índice de Velocidade de Emergência (IVE) e Tempo Médio de Emergência (TME). Os parâmetros IVE e TME foram calculados segundo o apresentado por Maguire (1962) e Laboriau (1983) respectivamente.

2.4 Desenvolvimento inicial de *R. grandis* em casa de vegetação

Após 30 dias de análise da emergência, 10 plântulas mais vigorosas de cada tratamento testado foram transplantadas para tubetes de plástico rígido cônico de 180 cm³ de capacidade, contendo os mesmos organossolos testados para cada tratamento (O_IF, OR, O_IS e O_SE). Optamos pela espera, até o acamamento dos organossolos nos tubetes e adaptação das plântulas após o transplântio, por um período de 10 dias.

Esta etapa da condução experimental foi realizada em casa de vegetação (coberta com filme de plástico com 150 μ de espessura) localizada no CIPEF – UFVJM (UTM 650958.59; 7986871.51, Datum SIRGAS 2000 e altitude de 1370 m), monitorando as condições do ambiente, com temperatura semi-controlada, com média em torno de 28°C e umidade relativa do ar acima de 60%, com ajuste de irrigações diárias a cada 15 minutos em sistema de aspersão, com cada bico nebulizador com vazão de 28L.h⁻¹.

Para a avaliação do crescimento das mudas, foi mensurada a altura (H), em centímetros, (*i. e.*, do coleto até a gema apical) com auxílio de régua milimetrada e o diâmetro do coleto (DAC), em milímetros, foi medido com auxílio de um paquímetro graduado (precisão de 0,01mm); o número de folhas (NF), contabilizado de forma visual. Estas avaliações ocorreram aos 40, 80, 100, 130, 160 e 190 dias após a semeadura, sendo respeitado o período de adaptação das plântulas após o transplântio.

Após 190 dias, foi avaliada por meio de contagem, a porcentagem de mortalidade (%), as variáveis ecofisiológicas: clorofila total e a fluorescência da clorofila *a*; e as variáveis físicas: comprimento da raiz principal (CRP) (cm), com uma régua milimetrada, o número de raízes secundárias (NRS), a biomassa: massa seca da parte aérea (g) (MSPA) e massa seca da

raiz (g) (MSR); e o teor de umidade total (%), determinado pelo método da estufa com circulação forçada de ar, considerando a biomassa total (aérea e radicular).

A clorofila total foi determinada com base em leituras efetuadas em, no mínimo, 2 folhas por indivíduo de forma não destrutiva, com o uso do clorofilômetro, aferido individualmente pelo medidor portátil ClorofiLOG1030®. A fluorescência da clorofila *a* foi avaliada por fluorômetro (MINI-PAM, Heinz Walz) que mede a resposta da planta a um pulso de saturação modulada sensível ao fotossistema II (PSII). Foram mensurados o *F* (fluorescência inicial), *F_m'* (fluorescência máxima) e *Y(II)* (rendimento quântico fotoquímico efetivo, ou seja, a quantidade de energia eficaz absorvida pelo PS(II)). Estes parâmetros são ideais para a avaliação da divisão da energia luminosa no fotossistema II (FONSECA, 2019). As variações entre estes parâmetros (*F*, *F_m'* e *Y(II)*) indicam comportamentos diferentes das plantas no rendimento da fluorescência da clorofila *a* (FONSECA, 2019), indicando a eficiência quântica no transporte de elétrons e a extensão da fotoinibição em resposta à luz e variáveis ambientais simples e combinadas (MAXWELL; JOHNSON, 2000).

Para quantificação da biomassa seca aérea e radicular, as raízes foram separadas do substrato por meio da lavagem em água corrente. O material de raiz e parte aérea foi separado a partir de um corte na altura do colo da muda, ambas as partes foram colocadas separadamente em sacos de papel kraft devidamente identificados, submetidos à secagem em estufa de circulação forçada de ar a 65°C por tempo inferior a 72 horas para secagem e obtenção de peso constante para obtenção da massa seca. Ambas as medições de massa foram realizadas em balança analítica com precisão de 0,0001g.

2.5 Análises estatísticas

Para análise estatística, os pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e de homocedasticidade (teste de Bartlett) foram calculados e testados, a um nível de 5% de significância. As variâncias foram comparadas por meio do teste *F* ao nível de significância de 5%.

Os resultados referentes às análises dos atributos químicos e físicos das amostras coletadas, aos testes de vigor das sementes de *R. grandis*, baseados no desempenho de plântulas, e as variáveis ecofisiológicas e físicas (CRP, NRS, biomassa e teor de umidade) da muda em seu crescimento inicial, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Foi utilizada a técnica de ordenação pela Análise de Componentes Principais (PCA) (CAUSTON, 1988) para reduzir a um número menor de variáveis e identificar tendências ambientais de cada sítio. Utilizou-se o software PC-ord for Windows versão 6.0

(MCCUNE; MEFFORD, 2011). Foi realizada uma análise preliminar utilizando as variáveis edáficas físicas e químicas cujos resultados dos testes de médias apresentaram-se significativos. Desta análise foram extraídas as variáveis que apresentava correlação positiva ou negativa $< 0,7$). Então a PCA foi novamente processada com as seguintes variáveis: saturação por alumínio (m), soma de bases (SB), saturação de bases (V), densidade (Ds), umidade volumétrica saturada (U_g sat.), umidade volumétrica a 10Kpa (Θ_{10Kpa}) e a 30Kpa (Θ_{30Kpa}), matéria orgânica (MO); porcentagem granulométrica de Areia e Silte.

E, para as variáveis H, DAC e NF avaliados ao longo do tempo, foram realizadas análises de regressão utilizando as médias dos tratamentos e o teste de identidade de modelo com o intuito de verificar se as regressões são diferentes ($p < 0,05$).

Para todas as análises, utilizou-se o software estatístico gratuito R-4.0.2 (2020), e os pacotes adicionais “ExpDes.pt” (FERREIRA *et al.*, 2018), “agricolae” (MENDIBURU, 2020) e “forestmangr” (BRAGA *et al.*, 2019). Para os resultados que não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) foi utilizado apenas a análise descritiva para as médias gerais.

3 RESULTADOS

As amostras de organossolos dos quatro sítios apresentam acidez muito elevada, com alta disponibilidade de alumínio, distróficos e com baixa fertilidade (TAB. 1). Em relação aos nutrientes, houve diferença ($p < 0,05$) entre as amostras dos sítios, sendo OR o que apresentou maiores médias, em especial o sódio, que foi muito elevado neste sítio ($8,06 \text{ mg.dm}^{-3}$).

Todas as amostras são classificadas como franco arenoso segundo a classificação de solos brasileiros (EMBRAPA, 2018) sendo O_IF o sítio com solos com maior quantidade a areia, quando comparado aos demais ($p < 0,05$), enquanto, O_IS apresentou maior quantidade de silte (TAB. 1). O_IF é considerado mais denso que os outros organossolos testados e com menor capacidade de retenção de água (TAB. 1; FIG. 3A). O sítio O_IS, apresentou maior capacidade de retenção de água (FIG. 3A).

Tabela 1 - Atributos físicos e químicos das amostras dos organossolos degradados devido a eventos de incêndios sucessivos, diferindo-se sobre a condição de regeneração de cada local no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV): O_IF: Organossolo da Ilha Florestal; OR: Organossolo em Regeneração; O_IS: Organossolo com invasão de Samambaia; e O_SE: Organossolo com solo exposto, para a emergência e desenvolvimento inicial da *Richeria grandis*. Em que: CV(%): coeficiente de variação; p : significância $p < 0,05$

VARIÁVEIS:									
Químicas	O_IF	OR	O_IS	O_SE	CV (%)	p			
pH em H ₂ O	3,33	3,65	3,33	3,36	6,27	<i>ns</i>			
P - Mehlich (mg dm ⁻³)	6,09	15,74	4,36	10,59	79,61	<i>ns</i>			
K ⁺ (mg dm ⁻³)	36,93	ab 70,77	a 18,49	b 8,04	b 41,21	*			
Na ⁺ (mg dm ⁻³)	0,00	c 8,06	a 1,35	b 0,45	bc 15,8	*			
Ca ⁺⁺ (cmolcdm ⁻³)	0,15	ab 0,18	a 0,07	b 0,09	ab 33,37	*			
Mg ⁺⁺ (cmolc dm ⁻³)	0,04	b 0,09	a 0,03	b 0,03	b 34,44	*			
Al ³⁺ - Acidez trocável (cmolcdm ⁻³)	4,79	5,37	6,50	4,07	21,88	<i>ns</i>			
H + Al – Acidez potencial (cmolcdm ⁻³)	37,68	69,96	73,59	39,60	29,94	<i>ns</i>			
SB - soma de bases (cmolc.dm ⁻³)	0,28	ab 0,48	a 0,15	b 0,14	b 34,1	*			
CTC efetiva - t (cmolcdm ⁻³)	5,07	5,86	6,65	4,21	22,35	<i>ns</i>			
CTC pH 7 - T (cmolc dm ⁻³)	37,96	70,44	73,74	39,75	29,95	<i>ns</i>			
m - saturação por alumínio (%)	94,43	b 91,52	c 97,71	a 96,57	ab 0,88	*			
V - saturação por bases (%)	0,74	a 0,71	a 0,21	b 0,37	b 13,29	*			
Matéria Orgânica (dag kg ⁻¹)	11,13	c 25,52	ab 33,06	a 17,89	bc 19,58	*			
Físicas									
Areia	79,90	a 64,20	c 61,00	d 70,50	b 0,10	*			
Argila	11,00	b 16,00	a 16,00	a 16,00	a 0,01	*			
Silte	9,10	d 19,80	b 23,00	a 13,50	c 0,10	*			
Classificação	Franco Arenoso								
Densidade de Sólidos (partículas) (g cm ⁻³)	2,10	a 1,33	c 1,21	c 1,85	b 4,74	*			

pHágua: Relação solo:água 1:2,5. P e K: extrator Mehlich-1. Ca, Mg e Al: extrator KCl 1 mol L⁻¹. t: Capacidade de troca de cátions efetiva. T: Capacidade de troca de cátions a pH 7,0. MO: Matéria orgânica determinado pelo método Walkley-Black. Em que: médias seguidas de mesma letra são iguais (Teste de Tukey) a 5% de probabilidade de erro. ^{ns} Não significativo a 5% de probabilidade de erro.

A análise de componentes principais (PCA) foi significativa ($p = 0,001$ para os dois eixos) (FIG.3). O eixo 1 explicou 6,48% da variação dos dados, e o eixo 2, 2,57%, e

resultou na segregação dos sítios, sendo eles bem distintos um dos outros, com exceção do sítio 2 (OR) (FIG. 2B; FIG. 3).

Figura 3 - Diagrama de ordenação (PCA) das variáveis analisadas e atributos das amostras de organossolos relacionados aos quatro sítios referentes aos campos úmidos (*turfeiras*) e Ilha Florestal (Capão de Mata) amostrados sob diferentes estágios de regeneração natural, localizadas no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV), Brasil. Em que: O_IF: Organossolo da Ilha Florestal; OR: Organossolo em Regeneração; O_IS: Organossolo com invasão de Samambaia; e O_SE: Organossolo com solo exposto

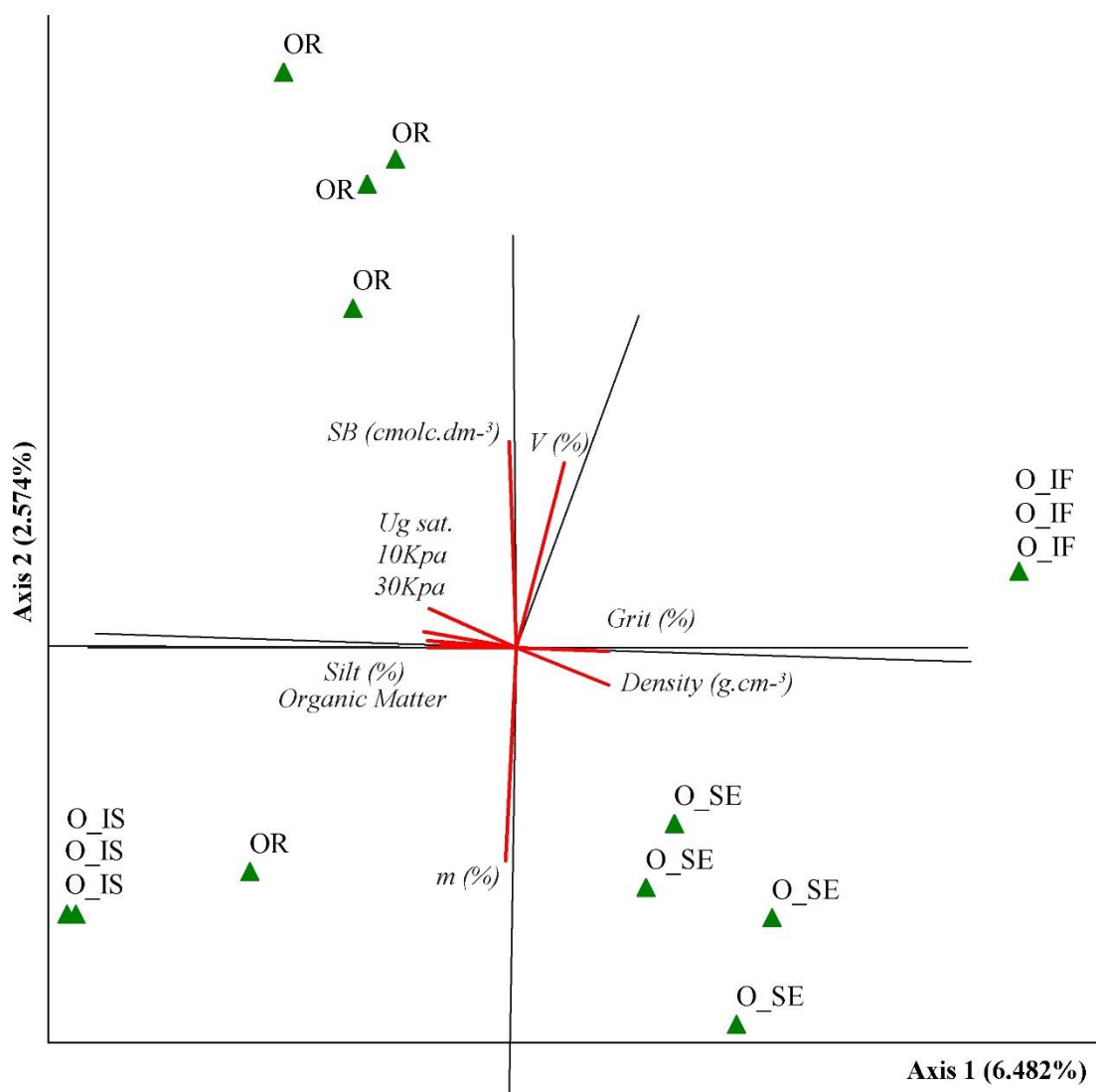
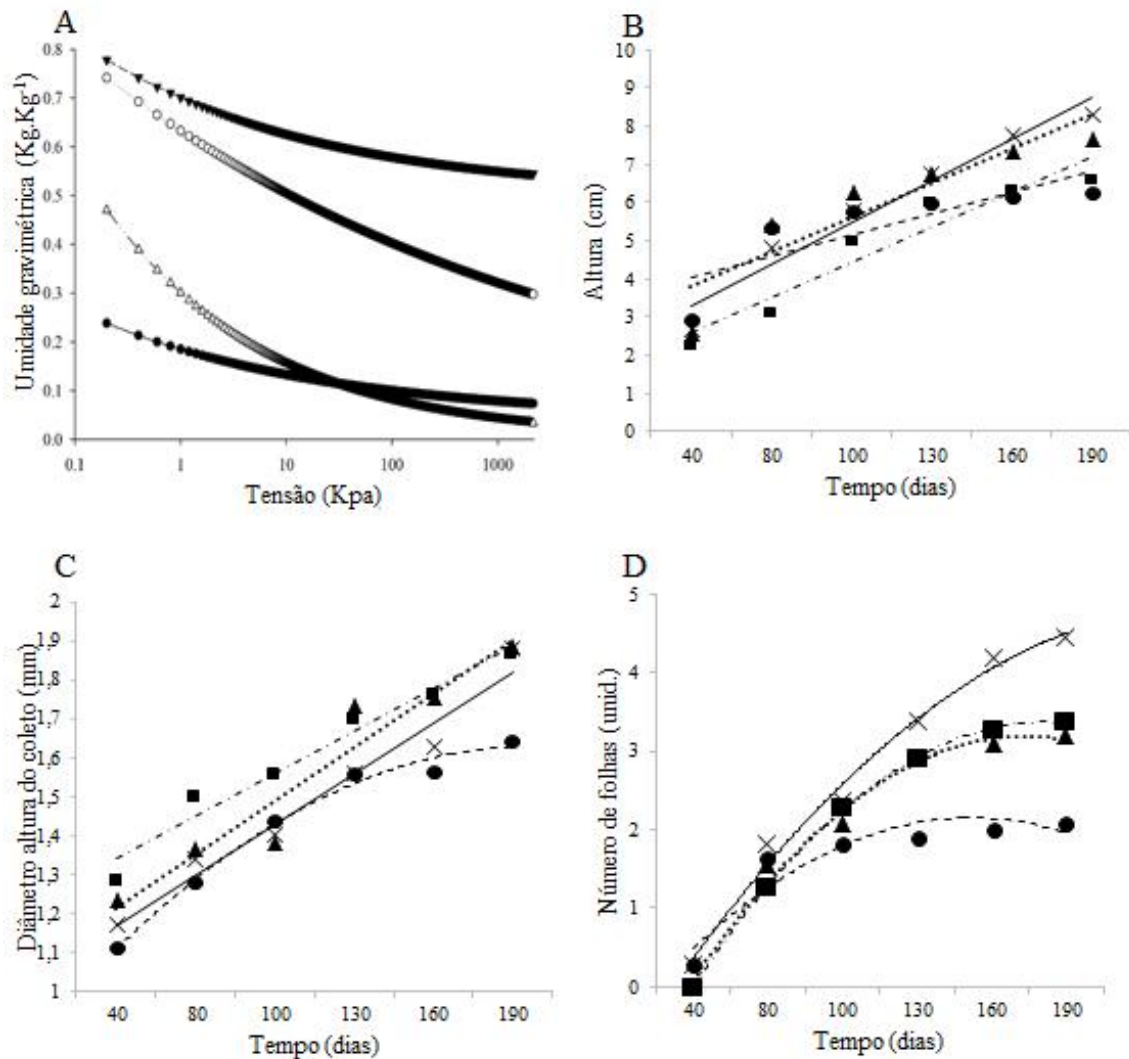


Figura 4 - (A) Curva de retenção de água (conteúdo de água no solo Kg.Kg^{-1} em função do potencial matricial $\psi_m - \text{KPa}$), obtidos com amostras deformadas dos organossolos degradados, segundo o modelo de van Genuchten. Em que: \bullet — (O_IF) - $R^2 = 0,9986$ (Organossolo da Ilha Florestal); \circ (OR) - $R^2 = 0,9984$ (Organossolo em Regeneração); \leftarrow --- (O_IS) - $R^2 = 0,9993$ (Organossolo com invasão de Samambaia); e Δ ... (O_SE) - $R^2 = 0,9983$ (Organossolo com solo exposto); Desenvolvimento inicial ao longo do tempo (190 dias) em altura (H) (cm) (B), diâmetro altura do coleto (DAC) (mm) (C) e número de folhas expandidas (NF) (D) da *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) cultivadas em diferentes organossolos degradados sob diferentes intensidades de incêndios sucessivos no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV): O_IF: Organossolo da Ilha Florestal; OR: Organossolo em Regeneração; O_IS: Organossolo com invasão de samambaia; e O_SE: Organossolo com solo exposto. Em que: — (O_IF); ... (OR); $\bullet\bullet\bullet$ (O_IS); ---- (O_SE)



Todos os tratamentos são considerados iguais ($p > 0,05$) para a emergência, IVE (24%) e TME (15 dias) (TAB. 2).

Tabela 2 - Resultados da emergência (%), Índice de velocidade de emergência (IVE) e Tempo médio de emergência (TME) da *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) colocadas para emergir em diferentes amostras de organossolos degradados devido a eventos de incêndios sucessivos, diferindo-se sobre a condição de regeneração de cada local no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV): O_IF: Organossolo da Ilha Florestal; OR: Organossolo em Regeneração; O_IS: Organossolo com invasão de samambaia; e O_SE: Organossolo com solo exposto. Em que: ^{ns} Não significativo a 5% de probabilidade de erro

Tratamentos	Emergência (%)	IVE	TME (dias)
O_IF	17,50 ± 11,90	4,34 ± 3,62	17 ± 7
OR	28,75 ± 16,01	6,50 ± 3,64	14 ± 1
O_IS	25,00 ± 9,13	5,63 ± 2,98	16 ± 5
O_SE	25,00 ± 14,14	5,96 ± 3,95	14 ± 2
<i>p</i> -valor < 0,05	ns	ns	ns
Coefficiente de Variação (%)	54,24	63,58	1,02
<i>Média geral</i>	24,06 ± 12,41	5,61 ± 3,29	15 ± 4

Todas as mudas sobreviveram até aos 190 dias de análise experimental em todos os substratos testados.

Os tratamentos apresentaram respostas diferentes sobre as mudas de *R. grandis* em altura, DAC e número de folhas, pelo teste de identidade de modelo ($p < 0,05$) (TAB. 3). Observamos que as mudas cultivadas no organossolo O_IF apresentaram maior altura (8,33 cm aos 190 dias) (FIG. 3B) e número de folhas (cinco aos 190 dias) (FIG. 3D). Em relação ao DAC, o organossolo que promoveu o maior crescimento foi OR (1,87 mm aos 190 dias), (FIG. 3C). Enquanto O_SE foi o organossolo que proporcionou o menor crescimento em altura (6,3 cm aos 190 dias), DAC (1,64 mm aos 190 dias) e número de folhas (duas folhas aos 190 dias) (FIG. 3B-D).

Tabela 3 - Equações relacionadas às regressões e teste de identidade de modelo das variáveis analisadas: altura (H); diâmetro altura do coleto (DAC) e número de folhas, no experimento de crescimento de mudas de *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) ao longo do tempo (T) em meses, em quatro diferentes organossolos degradados devido a eventos de incêndios sucessivos, diferindo-se sobre a condição de regeneração de cada local no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV): O_IF: Organossolo da Ilha Florestal; OR: Organossolo em Regeneração; O_IS: Organossolo com invasão de samambaia; e O_SE: Organossolo com solo exposto. R²: Coeficiente de determinação

Variáveis analisadas	Tratamentos (Substratos)	Equações (* significativos $p < 0,05$)	R ²
Altura (H) – (cm)	O_IF	$H = 1,6494* + 0,0375*T$	0,9701
	OR	$H = 1,2676* + 0,0311*T$	0,8964
	O_IS	$H = 2,3714* + 0,0313*T$	0,8510
	O_SE	$H = 3,1712* + 0,0194*T$	0,7003
Diâmetro altura do coleto (DAC) – (mm)	O_IF	$DAC = 0,9764* + 0,0045*T$	0,9738
	OR	$DAC = 1,1748* + 0,0038*T$	0,9809
	O_IS	$DAC = 1,0108* + 0,0047*T$	0,9322
	O_SE	$DAC = 0,8149* + 0,0079*T - 0,00002*T^2$	0,9755
Número de Folhas (unid.)	O_IF	$NF = -1,6478* + 0,0511*T - 0,0001*T^2$	0,9963
	OR	$NF = -2,1766* + 0,0586*T - 0,0002*T^2$	0,9893
	O_IS	$NF = -2,1308* + 0,0595*T - 0,0002*T^2$	0,9974
	O_SE	$NF = -1,0610* + 0,0417*T - 0,0001*T^2$	0,9432

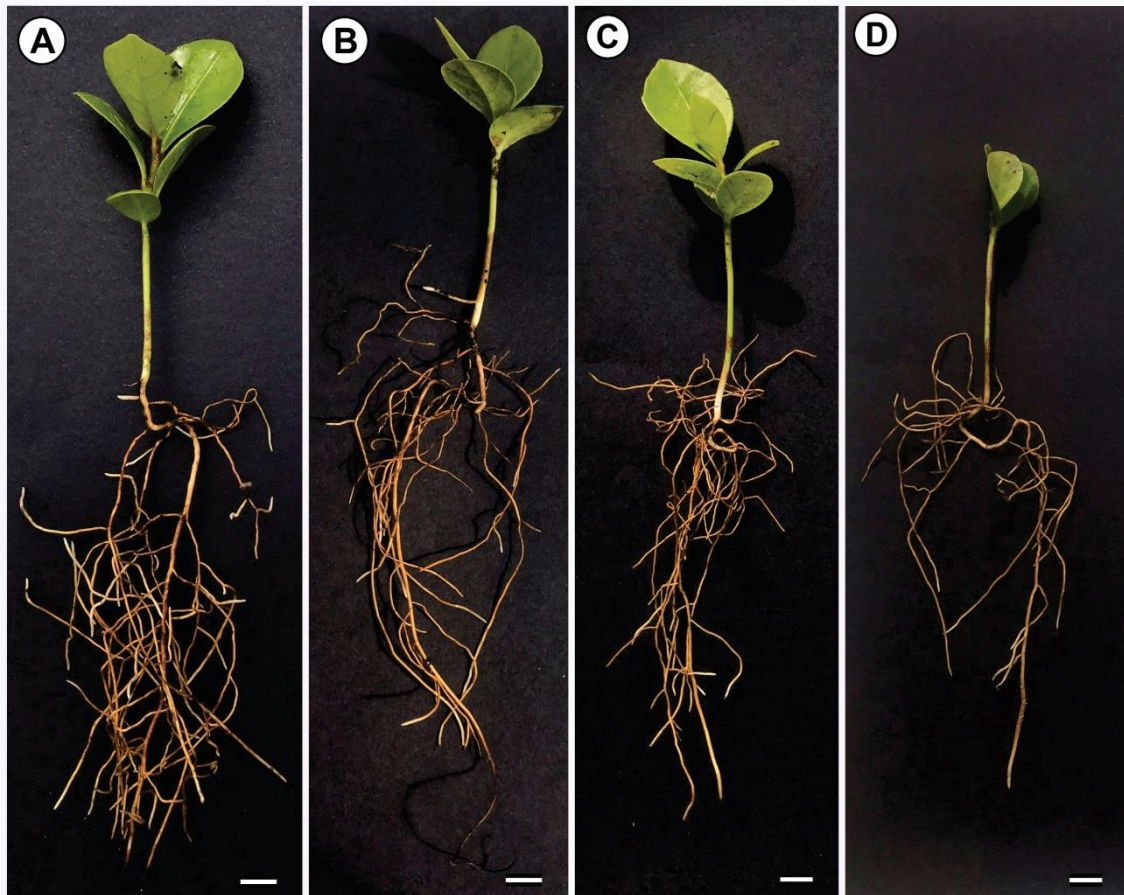
Não foi detectado diferenças ($p > 0,05$) entre o teor de clorofila total nas folhas da *R. grandis* cultivadas nos diferentes organossolos (TAB. 4). As mudas de *R. grandis* independente do organossolo ao qual estava sendo cultivada, apresentaram valores de fluorescência inicial (F), máxima (Fm') iguais ($p > 0,05$). Sendo os valores de Y(II) superior no OR, quando comparados ao O_IS e O_SE ($p < 0,05$) (TAB. 4).

O número de raízes secundárias de *R. grandis* foi superior no organossolo OR se comparado ao O_SE, que obteve a menor quantidade de raízes (TAB. 4). Após a secagem da parte aérea, foi encontrada uma menor massa da parte aérea das mudas cultivadas no O_SE, e menor massa da parte das raízes no OR (TAB. 4). Observamos também, que as mudas cultivadas no O_IF apresentaram maior teor de umidade quando comparado com os demais tratamentos ($p < 0,05$) (TAB. 4).

Tabela 4 - Médias das variáveis ecofisiológicas: clorofila total, rendimento quântico fotoquímico efetivo (Y(II)), fluorescência máxima (Fm') e fluorescência inicial (F); e das variáveis: comprimento da raiz principal (CRP), número de raízes secundárias (NRS), massa seca da parte aérea (g), massa seca das raízes (g) e teor de umidade (g) de *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) cultivadas, aos 190 dias, em diferentes organossolos degradados devido a eventos de incêndios sucessivos, diferindo-se sobre a condição de regeneração de cada local no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV): O_IF: Organossolo da Ilha Florestal; OR: Organossolo em Regeneração; O_IS: Organossolo com invasão de Samambaia; e O_SE: Organossolo com solo exposto. Em que: médias seguidas de mesma letra são iguais (Teste de Tukey) a 5% de probabilidade de erro. ^{ns} Não significativo a 5% de probabilidade de erro. CV Coeficiente de variação

Variáveis	O_IF	OR	O_IS	O_SE	CV (%)	p-valor < 0,05
Clorofila Total	26,10	29,45	23,23	27,30	21,78	^{ns}
Y(II)	0,198 ab	0,241 a	0,138 b	0,144 b	38,05	*
Fm'	318	347	280	257	5,69	^{ns}
F	253	260	237	215	3,04	^{ns}
CRP (cm)	15,78	15,59	14,83	15,83	15,17	^{ns}
NRS (unid.)	46 ab	49 a	46 ab	37 b	21,57	*
Massaaérea (g)	4,87 a	4,82 a	4,80 a	4,60 b	2,55	*
Massa da raiz (g)	4,64 ab	4,51 b	4,69 a	4,69 a	3,20	*
Teor de Umidade (%)	13,96 a	9,88 b	10,63 b	10,61 b	4,68	*

Figura 4 - Mudanças da *Richeria grandis* (Phyllanthaceae) com 190 dias, cultivadas em diferentes organossolos devido a eventos de incêndios sucessivos, diferenciando-se sobre a condição de regeneração de cada local no Parque Nacional das Sempre Vivas (PNSV), em que: **A** – O_IF: Organossolo da Ilha Florestal; **B** - OR: Organossolo em Regeneração; **C** – O_IS: Organossolo com invasão de samambaia; **D** - O_SE: Organossolo com solo exposto



4 DISCUSSÃO

A ocorrência de sucessivos incêndios com altas temperaturas, pode acarretar transformações nos solos em suas características químicas e físicas, as quais favorecem elevadas taxas de erosão, devido à redução da estabilidade de agregados, principalmente pela queima da matéria orgânica, e podem gerar redução na capacidade de troca de cátions, elevação na acidez e aumentar a saturação de bases, além de afetar a textura do solo, densidade aparente e sua biota (VERMA; JAYAKUMAR, 2012; COSTA; RODRIGUES, 2015).

No entanto, os organossolos (*turfeiras*) são formados pelo acúmulo de restos vegetais, em locais que apresentam condições que inibem a atividade de microrganismos decompositores (SILVA *et al.*, 2013a; 2013b), onde a matéria orgânica é humificada e muito lentamente mineralizada (SILVA; SILVA, 2017). Estes solos, naturalmente, são extremamente ácidos, apresentam escassez de oxigênio e nutrientes, densidade em torno de $0,5 \text{ kg dm}^{-3}$ e permeabilidade muito baixa, permanecendo saturadas com água o ano todo (SILVA *et al.*, 2009a; 2009b).

Neste sentido, esperávamos que os nossos resultados apontassem baixa fertilidade nos organossolos, que foram acometidos por incêndios sucessivos, sendo classificados como distróficos ($V < 50\%$), o que resulta em limitações na disponibilidade de alguns nutrientes, especialmente Ca e Mg. Estes resultados, em especial o O_IF (controle) corroboram com os resultados retratos na literatura para Capões de matas preservados (RIBEIRO, 2018; SILVEIRA, 2020), formados em organossolos sem ocorrência de incêndios. Outro fator que pode estar relacionado a esta baixa fertilidade, é a lixiviação, que retira elementos químicos do solo, substituindo as bases por H e Al^{3+} , o que intensifica a acidificação (FERNANDES *et al.*, 2018).

Assim como Santana *et al.* (2020), que observaram que as únicas variáveis do solo pós-fogo que apresentaram diferenças foram pH e matéria orgânica, nossos resultados, com ênfase no organossolo O_IF (controle), a matéria orgânica, foi inferior quando comparado aos outros Capões de mata preservados (RIBEIRO, 2018; SILVEIRA, 2020). Ademais, Costa (2017), estudando 18 Capões de mata sem evidência de queimas no PNSV, mesmo apresentando resultados apontando baixa fertilidade, os valores de K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SB e V (%) foram expressivamente maiores que o O_IF do presente estudo.

Observa-se que O_IF, submetida a sucessivas queimas, fez com que o solo ficasse ainda mais ácido, com elevada disponibilidade de Al^{3+} e sua saturação ainda mais elevada quando comparadas a outros Capões preservados (COSTA, 2017; SILVEIRA, 2020). Este

resultado, possivelmente, deve-se porque a matéria orgânica do solo possui a função de complexar os cátions H^+ e Al^{3+} livres com compostos orgânicos aniônicos dos resíduos e adicionar bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) que reduzem a acidez do solo e aumentam o pH (MESQUITA *et al.*, 2020).

O impacto do fogo no solo depende de vários fatores, como sua intensidade, frequência, carga de combustível e umidade do solo (VERMA; JAYAKUMAR, 2012). Ainda, incêndios intensos resultam na formação de alguns compostos orgânicos com propriedades hidrofóbicas, o que resulta em alta repelência de água solos (VERMA; JAYAKUMAR, 2012), e pouca disponibilidade para as plantas. Históricos de fogo subterrâneo na área de estudo, causando alteração na capacidade de absorção de água, pode ter favorecido a substituição do componente arbóreo (Capões de mata), espécies autóctones de lugares alagados, por vegetações campestres com potencial invasor que não necessitam de elevada disponibilidade de água para se desenvolverem.

Ademais, incêndios sucessivos permitem que espécies campestres se regenerem e promovam acúmulo de serapilheira pós fogo mais rápido em detrimento às espécies arbóreas (VERMA; JAYAKUMAR, 2012; GOMES *et al.*, 2020), principalmente se os mesmos ocorrerem em baixa intensidade. Essas limitações de crescimento alteram a coexistência de árvores / arbustos e ervas / gramíneas (GOMES *et al.* 2020). Observa-se que, OR apresentou níveis de fertilidade mais consideráveis em relação à O_IF e O_SE que apresentavam uma regeneração arbórea e ausência de regeneração, respectivamente, menos eficiente.

Imagens aéreas em 1965 indicam a existência de Capões, onde a *R. grandis* ocorre em hiperabundância, que foram exauridos e substituídos pelos sítios O_IS e O_SE, atualmente. De forma homóloga, o O_IF e O_SE foram os substratos que tiveram menor retenção de água. A retenção de água em solos está diretamente ligada à quantidade de matéria orgânica, que foram os dois substratos com menor quantidade. Outro fator que pode ser levado o O_IF a reter menos água foi a quantidade de areia maior, quando comparado aos outros substratos testados. A porção areia em maior quantidade, assim como relatado em outros estudos com Capões de mata (RIBEIRO, 2018; SILVEIRA, 2020), promove maior drenagem nos solos.

Nota-se que o O_IS (sítio onde existia Capão de Mata em 1965) obteve uma retenção de água similar ao OR, sendo este o substrato coletado na área de intensa regeneração campestre. Locais dominados por samambaias (O_IS) tendem a ter uma quantidade de matéria orgânica excessiva, uma vez que é uma espécie pioneira agressiva, alta

produtora de biomassa, acarretando assim em uma maior preservação de organossolos pelo seu recobrimento.

É importante ressaltar que, esta espécie de samambaia libera na serapilheira e solo um composto (*Proanthocyanidin Selligueain A*) considerado um aleloquímico por estar presente no solo para outras plantas, permanecendo inalterado durante o processo de senescência, descrito por Jatobá *et al.* (2016), promovendo a inibição do crescimento da raiz e do caule e o tamanho da célula do metaxilema da raiz de outras espécies, fazendo com que ocorra a dominância da mesma e inibição da regeneração de outras espécies.

Esta restrição enaltece os nossos resultados, observando a capacidade da *R. grandis* em conseguir desenvolver-se neste organossolo (O_IS), apresentando um indicativo de possibilidade regenerativa da ilha florestal (Capão de Mata) afetada durante décadas, visto pelos resultados apresentando neste presente estudo, a espécie foi tolerante a este composto, desenvolvendo de maneira semelhante aos melhores resultados (O_IF e OR). Ademais, observa-se na Figura 1A que o Capão tinha sua área expandida (década de 70) justamente onde se encontra a dominância desta samambaia no presente (2019).

A emergência das sementes neste experimento foi baixa quando se comparados a trabalhos já realizados anteriormente com sementes de *R. grandis*, coletadas das mesmas matrizes deste experimento, utilizando papel germitest (63% de germinação com um TMG de 7 dias) e substratos comerciais (valores de emergência superiores a 90%) (MOURA *et al.* 2020a; 2020b). Acreditamos que a baixa emergência pode ter sofrido influência das características dos substratos dos organossolos testados, uma vez que são mais densos e menos aerados, além de serem solos muito ácidos, e podem apresentar caráter sálico e propriedade sódica (EMBRAPA, 2018), como foi relatado pelas análises.

Existem estudos sobre a redução do gradiente de potencial entre o solo e a superfície da semente, restringindo a captação de água pela semente, e assim reduzindo as taxas de germinação em relação ao excesso de sais solúveis na solução do solo (SCHOSSLER *et al.*, 2012; DANTAS *et al.*, 2019). No entanto, ainda que estatisticamente igual, é notório que os substratos que continham sódio em excesso não prejudicaram a emergência, devido ao fato do O_IF obter a menor porcentagem de emergência, e ausência do caráter sálico, quando comparados aos outros.

Esta baixa emergência pode ser também pelas possíveis alterações fisiológicas das sementes, visto serem sementes coletadas em anos diferentes dos trabalhos em questão. A coleta das sementes em Moura *et al.* (2020, 2020a) foi em janeiro e fevereiro (2016), enquanto as sementes deste experimento foram coletadas em 2020. Mudanças, principalmente

microclimáticas e de fator fisiológico da matriz pode ter influenciado nestes resultados. Principalmente por serem sementes recalcitrantes (MOURA *et al.*, 2020), uma pequena diferença de precipitação no ano da produção de sementes, pode ocasionar perda de viabilidade seminal.

As condições ambientais durante o processo de formação das sementes (da floração à frutificação) podem ser afetadas por fatores ambientais, principalmente a precipitação, o que parece ter sido o caso neste estudo. Ao longo do ano de 2019, ano anterior à coleta das sementes, a precipitação foi menor quando se comparado ao ano de 2015 (dados disponibilizados pelo INMET, 2021). É notório também que houve melhor distribuição da chuva ao longo dos meses de junho a dezembro (2015) (dados disponibilizados pelo INMET, 2021), período constatado por Moura (2021) (dados não publicados), antecessor, início e ápice da floração e produção de frutos da *R. grandis*. Além disso, diversas espécies florestais possuem produção sazonal de sementes viáveis. As matrizes femininas de *R. grandis* podem ter investido maior energia para a produção de sementes viáveis em 2015/2016 e, em 2019/2020, ano de coleta das sementes deste experimento, as mesmas matrizes terem investido sua energia para outras funções fisiológicas. Somando, a estratégia de reprodução de *R. grandis* pode ser a propagação vegetativa, quando a condição ambiental não está favorável para a produção de sementes viáveis, e reprodução seminal (MOURA *et al.*, 2020b).

Os teores de Na^+ encontrados nos substratos do presente neste estudo encontram-se dentro da faixa tolerável para culturas agrícolas (ALVAREZ *et al.*, 1999). De acordo com estes autores este elemento se torna menos severo se o K^+ estiver presente em igual quantidade. Assim, observamos que, a *R. grandis* apresentou-se com maior teor de água em sua estrutura no O_IF, onde não foi constatada presença do Na e menor umidade no OR, ainda que não discrepante ao se relacionar com o O_IS e O_SE, que se apresentou com maior quantidade deste elemento.

Ressalta-se que Dantas *et al.* (2019), estudando espécies florestais desenvolvidas em água bioassalada, apresentando teores de Na^+ de $0,36 \text{ mmol}_e\text{L}^{-1}$, equivalente a $0,83 \text{ mg/dm}^3$, também não observaram diferenças estatísticas nas variáveis de emergência e desenvolvimento quando comparados à irrigação de água de torneira. Estes afirmaram que níveis de condutividade da água de até $\text{EC} = 6,78 \text{ dS.m}^{-1}$ não comprometem o crescimento inicial das espécies florestais estudadas (DANTAS *et al.*, 2019). No entanto, cada espécie é única e seu comportamento pode diferir das demais. O estresse osmótico, que é uma consequência da salinidade do solo, é geralmente imediato, e particularmente prejudicial, para a germinação da semente, a emergência da muda e para o crescimento da planta jovem

(DANTAS *et al.*, 2019). Neste caso, a quantidade de Na^+ , ainda que irrisória, não afetou a emergência, mas pode ter afetado o desenvolvimento inicial da *R. grandis*, sobretudo na quantidade de água absorvida pela planta e sua biomassa.

Neste sentido, o O_SE apresentou o K^+ em uma quantidade menor e expressiva ($p < 0,05$) em relação aos demais. Os caules das plantas com deficiência de potássio podem ser delgados e fracos (TAÍZ *et al.*, 2017), além disso, a baixa disponibilidade deste nutriente, pode ter evidenciado o estresse osmótico, o que prejudica as mudas da *R. grandis* desenvolvidas neste substrato, aliado também à baixa retenção de água. Acreditamos que estes fatores, de forma sinérgica, tenham causado o menor desenvolvimento da *R. grandis* neste substrato. Arelado a isso, nota-se que, apesar o OR e O_IS terem níveis de Na^+ consideráveis, o K^+ está presente em quantidades mais elevadas.

Observa-se que a mudas estavam passando por um estresse (YII baixo). Ao longo do ciclo de vida da planta, as sementes exibem maior resistência a processos altamente estressantes ambientais, enquanto as mudas jovens são mais suscetíveis (DANTAS *et al.*, 2019). A intensidade luminosa e a temperatura são dois desses inúmeros fatores que oscilam em sua intensidade e qualidade em escala temporal e espacial, influenciando na atividade fotossintética, conseqüentemente no desenvolvimento da muda.

Com maiores disponibilidades de luz podem ocorrer à intensificação, ou a redução da atividade fotossintética, por meio da fotoinibição ocasionada pelo excesso de luz a depender da espécie. Em geral, as plantas de estádios intermediários ou tardios na sucessão, quando na fase juvenil, crescem em ambientes de menor disponibilidade luminosa e os impactos das mudanças no ambiente de luz podem trazer conseqüências danosas para as mesmas (GONÇALVES *et al.*, 2010). Foi constatado que indivíduos regenerantes de *R. grandis*, com menos de 30 cm de altura, no interior de um Capão de Mata preservado, sem ocorrência de fogo, apresentam uma média de YII no valor 0,776 (dados coletados pelo autor, não publicados), o que evidencia um estresse de *R. grandis* desenvolvidas nestes substratos testados.

As plantas, necessariamente, dependem da energia solar para sobreviverem (GONÇALVES *et al.*, 2010). No entanto, a capacidade de aclimação das plântulas às mudanças da intensidade luminosa é variável de acordo a espécie como também da quantidade de luz que recebem e do seu estágio sucessional. A ecofisiologia tem auxiliado a compreender a flexibilidade das respostas bem como a capacidade de aclimação de espécies vegetais às variantes ambientais, relatando, sobretudo, as respostas fotossintéticas das plantas às diversas condições promotoras de estresse (SILVA *et al.*, 2011).

Espécies que conseguem realizar ajustes fisiológicos são mais plásticas e permitem a ocupação mais eficiente em ambientes heterogêneos e aquelas mais limitadas fisiologicamente tendem a sofrer com maior estresse, reduzindo sua capacidade competitiva e reprodutiva, mantendo-se em ambientes reduzidos (FONSECA, 2019). Ao testar o crescimento inicial da *R. grandis* exposta a um ambiente diferente de habitat natural, constatou-se a sua plasticidade que, mesmo sendo uma espécie preferencialmente de sombra, consegue se adaptar e desenvolver-se em uma área simulando clareira (abertas/perturbadas em campo) ainda que sob estresse.

Sabe-se que a *R. grandis* é uma espécie que necessita de sombra na fase inicial de seu desenvolvimento (MOURA *et al.*, 2020a), no entanto, os resultados deste experimento para altura, diâmetro altura do coleto são similares aos encontrados por Moura *et al.* (2020b), testadas em sombreamento de 30 ou 50%. Rossatto *et al.* (2010) também verificaram que, assim como outras formações florestais, espécies arbóreas de ilhas florestais possuem a capacidade de se aclimatarem às condições contrastantes de sombreamento que ocorrem neste tipo de ambiente.

Faz-se necessário que o manejo integrado do fogo seja mantido nesta UF, a fim de evitar futuros incêndios, sobretudo no Capão ainda existente no Córrego de Lages, para acarretar a regeneração dos indivíduos da *R. grandis*, onde no passado, existia, uma vez que, conseguimos observar o crescimento de *R. grandis* nos substratos coletados nas diferentes áreas degradadas de interesse, e que os mesmos não possuem diferenças de fertilidade discrepantes. Ademais, espécies indicadoras de Ilhas florestais inundáveis, como a *R. grandis*, devem ser indicadas para restauração desta fitocenose, e, assim como Coelho *et al.* (2018) apontaram que, em tempo de crise hídrica, este ecossistema deve ser visto como prioritário pelas estratégias de conservação nacionais, pesquisas enaltecendo a importância desta fitocenose, bem como práticas de restauração, e a educação ambiental promovendo a atenção em evitar incêndios nestes Capões, principalmente antrópico, faz-se necessário.

5 CONCLUSÃO

- i) Este estudo apontou que os organossolos expostos a sucessivos incêndios não sofreram diferenças discrepantes em suas características químicas quando se comparado a organossolos naturais (*i. e.*, turfeiras), sem ocorrência de incêndios, relatados na literatura. No entanto, observam-se diferenças significativas na capacidade de retenção de água (*i. e.*, característica física), principalmente para os organossolos do sítio 1 (O_IF) e sítio 4 (O_SE).
- ii) *R. grandis* apresentou-se com o mesmo vigor das sementes para todos os organossolos testados e todas as mudas sobreviveram até o final do experimento. No entanto, observou-se que as mudas desenvolvidas no substrato da ilha florestal (O_IF), que foi caracterizado por ser mais denso e com menor capacidade de retenção de água, características estas que o diferem dos demais organossolos, manifestaram comportamento de maior altura, número de folhas e teor de umidade, e o substrato do sítio com organossolos expostos, com ocorrência de maior severidade de incêndios (O_SE) proporcionou o menor desenvolvimento em altura, diâmetro e número de folhas. Não foram detectadas diferenças entre o teor de clorofila total nas folhas de *R. grandis* e o substrato ao qual estava sendo cultivada, e pelas análises ecofisiológicas, a espécie se encontra sob algum estresse ambiental independente do tratamento.
- iii) *R. grandis* tem capacidade de desenvolver-se em organossolos ao entorno da ilha florestal (*i. e.*, Capão de Mata) que foi degradada pelo fogo durante anos, desconsiderando possíveis competições interespecíficas em campo. Neste sentido, as características físicas e químicas dos organossolos não fornecem impedimentos para a efetiva restauração desta fitocenose, apresentando capacidade de resiliência.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVAREZ, V.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; CANTARUTTI, R. B.; LOPES, A. S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V. (ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: CFSEMG, p. 25-32, 1999.
- BAMBI, P.; REZENDE, R. S.; CRUZ, T. M. S.; BATISTA, J. E. A.; MIRANDA, F. G. G.; SANTOS, L. V.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F. Diversidade da flora fanerogâmica de três matas de galeria no bioma Cerrado. **Heringeriana**, v. 10, p.147-167, 2016.
- BOZELLI, R. L.; FARIAS, D. S.; LIMA, S. K. F.; LIRA, R. T. S.; NOVA, C. C.; SETUBAL, R. B.; SODRÉ, E. O. Pequenas áreas úmidas: importância para a conservação e gestão da biodiversidade brasileira. Volume Especial: Conservação in situ e ex situ da Biodiversidade Brasileira. **Diversidade e Gestão**, v. 2, n.2, p.122-138. 2018.
- BRAGA, S. R.; OLIVEIRA, M. L. R.; GORGENS, E. B. **Forestmangr: functions for forest mensuration and management**. 2019. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/forestmangr/index.html>. Acesso em Janeiro de 2021.
- CALDERÓN, C. D. C.; REZENDE, R. S.; CALOR, A. R.; DAHORA, J. S.; ARAGÃO, L. N.; GUEDES, M. L.; CAIFA, A. N.; MEDEIROS, A. O. Temporal dynamics of organic matter, hyphomycetes and invertebrate communities in a brazilian savanna stream. **Community ecology**, v.20, p.301-313, 2019. Doi: 10.1556/168.2019.20.3.10₂
- COELHO, M. S.; NEVES, F. S.; PERILLO, L. N.; MORELLATO, L. P. C.; FERNANDES, G. W. Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 238, p. 244-249, 2018.
- COSTA, Thaís Ribeiro. **Análise florístico-estrutural, relação vegetação-ambiente e transição floresta-campo das matas de galeria do Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG**. 2017, 135p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/1744>
- COSTA, Y. T.; RODRIGUES, S. C. Efeito do fogo sobre vegetação e solo a partir de estudo experimental em ambiente de Cerrado. **Revista do Departamento de Geografia**, v.30, p.149-165, 2015. Doi: 10.11606/rdg.v30i0.101686₂
- DANTAS, B. F.; RIBEIRO, R. C.; OLIVEIRA, G. M.; SILVA, F. F. S.; ARAÚJO, G. G. L. Biosaline production of seedlings of native species from the Caatinga dry forest. **Ciência Florestal**, v.29, n.4, p.1551-1567, 2019. Doi: 10.5902/1980509831221.
- FERNANDES, M. S.; SOUZA, S. R.; SANTOS, L. A. **Nutrição mineral de plantas**. 2ªEd. Viçosa: SBCS. 2018, 670p.
- FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. **ExpDes: Experimental Designs Pacakge**. 2018. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ExpDes.pt/ExpDes.pt.pdf>. Acesso em Janeiro de 2020.

FIDELIS, A. Is fire always the “bad guy”? **Flora**, v.268, p.151-611, 2020. Doi:10.1016/j.flora.2020.151611.

FINLAYSON, C. M. Climate change and wetlands. In: FINLAYSON, C. M.; EVERARD, M.; IRVINE, K.; MCINNES, R. J.; MIDDLETON, B. A. (Eds). **The Wetland Book**. Springer. 2017.

FLORES, B. M.; DECHOUM, M. S.; SCHMIDT, I. B.; HIROTA, M.; ABRAHÃO, A.; VERONA, L.; OLIVEIRA, R. S. Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. **Journal of Applied Ecology**, v.58, n.2, p.419-430, 2021. Doi: 10.1111/1365-2664.13794.

FONSECA, B. M.; GALVÃO, L. M.; SOUSA, F. D. R.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; SOUZA, M. B. G.; PINTO, R. L.; PETRACCO, P.; OLIVEIRA, R. C.; LIMA, E. J. Biodiversity in Pristine Wetlands of Central Brazil: a Multi-Taxonomic Approach. **Wetlands**, v.38, p.145–156, 2018. Doi: 10.1007/s13157-017-0964-7.

FONSECA, Darliana da Costa. **O conceito de raridade em populações dioicas: uma abordagem ecológica**. 2019. 189 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/2395>.

FONSECA, Simone Nunes. **Efeitos do fogo em campos úmidos do Parque Nacional das Sempre-Vivas, MG**. 2020. 93p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. Disponível em: <http://acervo.ufvjm.edu.br/jspui/handle/1/2516>.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? **Forest Ecology and Management**, v.417, p.281-290, 2018. Doi: 10.1016/j.foreco.2018.02.032.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; SOARES-FILHO, B.; RODRIGUES, L.; OLIVEIRA, U.; BUSTAMANTE, M. Responses of plant biomass in the Brazilian savanna to frequent fires. **Frontiers in Forests and Global Change**, v.3, p.116, 2020. Doi: 10.3389/ffgc.2020.507710.

GONCALVES, J. F. C.; SILVA, C. E.; GUIMARAES, D. G.; BERNARDES, R. S. Análise dos transientes da fluorescência da clorofila a de plantas jovens de *Carapa guianensis* e de *Dipteryx odorata* submetidas a dois ambientes de luz. **Acta Amazonica**, v.40, n.1, p.89-98, 2010. Doi: 10.1590/S0044-59672010000100012.

GONÇALVES, T. S.; SILVA, A. C.; MENDONÇA FILHO, C. V.; COSTA, C. R.; BRAGA, I. L. The Capões of seasonal Semi-deciduous Forest in the Cerrados and Rupestrian Fields of the Espinhaço Chain. **International Journal of Geoscience, Engineering and Technology**, v.1, n.1, p.43-48, 2020.

HARTIG, K.; BECK, E. The bracken fern (*Pteridium arachnoideum* (Kaulf.)Maxon) dilemma in the Andes of Southern Ecuador. **Ecotropica**, v.9, p.3-13, 2003.

HOLDEN, J. P.; ALMER, S. M.; JOHNSTON, K.; WEARING, C.; IRVINE, B.; BROWN, L. E. Impact of prescribed burning on blanket peat Hydrology. **Water Resour. Res.**, v.51, p.6472–6484, 2015. Doi: 10.1002/2014WR016782.

HUBER, O.; RULL, V. Biodiversity of Pantepui. the pristine “lost world” of the neotropical Guiana Highlands. **Plant communities**, p.49-164, 2019. Doi: 10.1016/b978-0-12-815591-2.00007-0.

INMET – **Instituto Nacional de Meteorologia**. 2021. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Dados disponibilizados pelo site, acesso em Janeiro de 2020.

JATOBA, L. J.; VARELA, R. M.; MOLINILLO, J. M.; UD DIN, Z.; GUALTIERI, J. S. C.; RODRIGUES-FILHO, E.; MACÍAS, F. A. Allelopathy of Bracken Fern (*Pteridium arachnoideum*): **New Evidence from Green Fronds, Litter, and Soil**, v.11, n.8, p.e0161670, 2016. Doi: 10.1371/journal.pone.0161670.

KOPPEN, W. **Grundriss der Klimakunde**. Berlin: Walter de Gruyter, 1931. 390p.

LABOURIAU, L.G. **A germinação das sementes**. Secretaria Geral da Organização dos Estados Americanos, Washington. 1983. 174p.

MACHIDA, W. S.; GOMES, L.; MOSER, P.; CASTRO, I. B.; MIRANDA, S. C.; SILVA-JÚNIOR, M. C.; BUSTAMANTE, M. M. Long term post-fire recovery of woody plants in savannas of central Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.493, p.119255, 2021. Doi: 10.1016/j.foreco.2021.119255.

MAGUIRE, J. D. Speed of germination and in selection and evaluation from seeding emergence and vigor. **Crop Science**, v.2, p.176-177, 1962.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro, n.1, 2012, 271p.

MAXWELL, K.; JOHNSON, G. N. **Chlorophyll fluorescence - a practical guide**. 2000, 10p.

MENDIBURU, F. **Statistical procedures for agricultural research**. Type Package “agricolae”. 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/agricolae/agricolae.pdf>. Acesso em Janeiro de 2020.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Portaria n° 444**, de 26 de Novembro de 2010. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/estruturas/240/_arquivos/espinhao_240.pdf. Acesso em Maio de 2021.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. ICMBIO. **Plano de Manejo do Parque Nacional das Sempre-Vivas**. 222p. 2016. Brasília. DF. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/DCOM_plano_de_manejo_Parque_Nacional_das_Sempre_Vivas.pdf.

MISTRY, J.; SCHMIDT, I. B.; ELOY, L.; BILBAO, B. New perspectives in fire management in South American savannas: The importance of intercultural governance. **Ambio**, v.48, p.172–179, 2019. Doi: 10.1007/s13280-018-1054-7.

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Morpho-physiological classification of seeds and morphology of fruits and seedlings of *Richeria grandis*. **Rodriguésia**, v.71, p.e02732018, 2020. Doi: 10.1590/2175-7860202071098.

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; OLIVEIRA, P. A.; MOURA, L. C.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Different substrates and protected environments for the initial development of *Richeria grandis* Vahl seedlings. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.15, n.3, p.e7890, 2020a. Doi: 10.5039/agraria.v15i3a7890.

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; MOURA, L. C.; CARVALHO, L. R.; TITON, M.; PEREIRA, I. M.; MACHADO, E. L. M. Vegetative propagation of *Richeria grandis* Vahl. by mini-cutting. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.15, n.4, p.e7930, 2020b. Doi: 10.5039/agraria.v15i4a7930.

MOURA, C. C.; COSTA, T. R.; OLIVEIRA, P. A.; FONSECA, D. C.; MACHADO, E. L. M. Como é a estrutura e a diversidade *alpha* e *beta* de matas de galeria inundáveis? **Diversitas Journal**, v. 6, n. 2, p.1920-1945, 2021. Doi: 10.17648/diversitas-journal-v6i2-1496.

OLIVEIRA, U.; SOARES-FILHO, B.; COSTA, W. L. S.; GOMES, L.; BUSTAMANTE, M.; MIRANDA, H. Modeling fuel loads dynamics and fire spread probability in the Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, v.482, p.118889, 2021. Doi: 10.3389/ffgc.2020.507710.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2020. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em Janeiro de 2020.

RABINOWITZ, D. Seven forms of rarity. 205-2017p. In: SYNGE, H. **The biological aspects of rare plant conservation**. New York, Wiley. 1981.

REDIN, M.; SANTOS, G. F.; MIGUEL, P.; DENEGA, G. L.; LUPATINI, M.; DONEDA, A.; DE SOUZA, E. L. Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v.21, n.2, p.381-392, 2011.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Eds). **Cerrado: ecologia e flora**. Embrapa Cerrados, Planaltina. 151 -212p. 2008.

RIBEIRO, José Hugo Campos. **Capões de floresta nebulosa no Parque Estadual da Serra do Papagaio, Minas Gerais: composição, estrutura e heterogeneidade ambiental**. 115p. 2018. Tese (Doutorado em Ecologia). Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Disponível em: <https://repositorio.ufjf.br/jspui/handle/ufjf/6883>.

RODRIGUES, E. L.; JACOBI, C. M.; FIGUEIRA, J. E. C. Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: A simulation approach. **Science of the Total Environment**, v.651, p.1261–1271, 2019. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.289.

ROSSATTO, D. R.; TAKAHASHI, F. S. C.; SILVA, L. C. R.; FRANCO, A. C. Características funcionais de folhas de sol e sombra de espécies arbóreas em uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, v.24, n.3, p.640-647, 2010. Doi: 10.1590/S0102-33062010000300007.

SALOMÃO, Natália Viveiros. **Análise espaço-temporal do comportamento do fogo em áreas de savana**. 74p. 2020. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. Disponível em: <https://drive.google.com/file/d/1oVq7cVAjGkneVbMzv3amELfYoX1RIyZ7/view>.

SANTANA, L. D.; RIBEIRO, J. H. C.; VAN DEN BERG, E. *et al.* Impact on soil and tree community of a threatened subtropical phytophysionomy after a forest fire. **Folia Geobotanica**, v.55, p.81–93, 2020. Doi: 10.1007/s12224-020-09367-3.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** – 5ed., rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p.

SCHOSSLER, T. R.; MACHADO, D. M.; ZUFFO, A. M.; ANDRADE, F. R.; PIAULINO, A. C. Salinidade: efeitos na fisiologia e na nutrição mineral de plantas. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v.8, n.15, p.1563-1578, 2012. Disponível em: <https://www.conhecer.org.br/enciclop/2012b/ciencias%20agrarias/salinidade%20efeitos.pdf>.

SILVA, M. L.; SILVA, A. C. Gênese e evolução de *turfeiras* nas superfícies geomórficas da Serra do Espinhaço Meridional – MG. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.18, n.1, 2017. Doi: 10.20502/www.ugb.org.br_rbg.v18i1.1058.

SILVA, A. C.; HORAK, I.; MARTINEZ-CORTIZAS, A.; VIDAL-TORRADO, P.; RODRIGUES-RACEDO, J.; GRAZZIOTTI, P. H.; SILVA, E. B.; FERREIRA, C. A. *Turfeiras* da Serra do Espinhaço Meridional – MG: I – caracterização e classificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1385- 1398, 2009a. Doi: 10.1590/S0100-06832009000500030.

SILVA, A. C.; HORAK, I.; VIDAL-TORRADO, P.; MARTINEZCORTIZAS, A.; RODRIGUES-RACEDO, J.; CAMPOS, J. R. R. *Turfeiras* da Serra do Espinhaço Meridional – MG: II - Influência da drenagem na composição elementar e substâncias húmicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1399-1408, 2009b. Doi: 10.1590/S0100-06832009000500031.

SILVA, E. V.; SILVA, A. C.; PEREIRA, R. C.; CAMARGO, P. B.; SILVA, B. P. C.; BARRAL, U. M.; MENDONÇA-FILHO, C. V. Composição lignocelulósica e isotópica da vegetação e da matéria orgânica do solo de uma turfeira tropical: I – composição florística, fitomassa e acúmulo de carbono. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, n.1, p.121-133, 2013a. Doi: 10.1590/S0100-06832013000100013.

SILVA, E. V.; SILVA, A. C.; SILVA, B. P. C.; CAMARGO, P. B.; PEREIRA, R. C.; BARRAL, U. M.; BOTELHO, A. M. M.; VIDAL-TORRADO, P. Composição lignocelulósica e isotópica da vegetação e da matéria orgânica do solo de uma turfeira

tropical: II - substâncias húmicas e processos de humificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, n.1, p.134-144, 2013b. Doi: 10.1590/S0100-06832013000100014.

SILVA, P. E. M.; SANTIAGO, E. F.; SILVA, E. M.; SUÁREZ, Y. R.; DALOSO, D. M. Fluorescência da clorofila-a e variação da simetria como ferramentas de investigação de plantas sob estresse. **Idesia**, v.29, n.3, p.45-52, 2011. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/72919>.

SILVEIRA, Irving Martins. **Padrões de ocorrência de espécies lenhosas em vertentes de Matas de galeria no Distrito Federal**. 2020. 94p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/39411>.

SOARES, Tereza Beatriz Oliveira. **Avaliação de áreas queimadas no Parque Nacional das Sempre-Vivas MG: contribuições para a implantação do manejo integrado do fogo**. 2016. 123p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUOS-B2MJXX>.

SOUCHIE, F. F.; PINTO, J. R. R.; LENZA, E.; GOMES, L.; MARACAHIPES-SANTOS, L.; SILVÉRIO, D. V. Post-fire resprouting strategies of woody vegetation in the Brazilian savanna. **Acta Botanica Brasilica**, v.31, n.2, p.260-266, 2017. Doi: 10.1590/0102-33062016abb0376.

SOUZA, Izabel Oliveira. **Dinâmica da vegetação em Mata de Galeria na Estação Ecológica de Águas Emendadas – DF**. 2018. 59p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Florestal) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil. Disponível em: <https://bdm.unb.br/handle/10483/21467>.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6ed. Porto Alegre, Brasil, 2017.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3.ed. rev. e ampl. EMBRAPA. Brasília, DF, Brasil. 2017. 574 p.

VAN GENUCHTEN, M. T. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.44, p.892-898, 1980. Doi:10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x.

VERMA, S.; JAYAKUMAR, S. Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: a review. **Proc Int Acad Ecol Environm Sci**, v.2, p.168–176, 2012.

VIEIRA, J. P.G.; SOUZA, M. J. H.; TEIXEIRA, J. M.; CARVALHO, F. P. Estudo da precipitação mensal durante a estação chuvosa em Diamantina, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, PB, Brasil, v.14, n.7, p.762-767, 2010. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br>.

CONCLUSÃO GERAL

Estudos sobre a ecologia de espécies autóctones de ambientes ripários conspícuos e características que conferem a estas a tolerância ou resistência a possíveis estresses ambientais, estão cada vez mais solicitados para melhoria de projetos de conservação e restauração fundamentados nas preocupações ambientais atuais. Neste sentido, nossas pesquisas descrevem o padrão espacial, a fenologia, ecofisiologia de *Richeria grandis* Vahl., bem como o seu potencial para serem consideradas em projetos de Restauração de ecossistemas úmidos, como:

- i) Suas populações apresentam-se hiperabundantes nos dois Capões, com desproporcionalidade na frequência entre os sexos, e equilibradas, o que reflete regeneração contínua dos indivíduos. Em geral vivem agrupadas independentes da escala de distância analisada e do sexo. Indivíduos de *R. grandis* encontram-se com uma interação repulsiva ou completa independência espacial entre os sexos, a depender do intervalo de distância analisado. De todos os fatores geradores destes padrões espaciais encontrados nos dois Capões, a distribuição da elevada umidade é o que mais influencia a maneira como *R. grandis* está distribuída nos Capões.
- ii) *R. grandis* apresentou floração por um período de 5 a 6 meses anual, regular, sincrônica entre os sexos e alta sazonalidade. A produção de frutos foi caracterizada com presença de variação de anos com alta e baixa produção, denominado como sendo uma produção supra-anual. Além disso, o hábito vegetativo de *R. grandis* é sempre verde com renovação da folhagem anual;
- iii) Não foram observadas diferenças entre os sexos e os períodos sazonais no que diz respeito à turgescência celular, biomassa seca foliar e variáveis ecofisiológicas. Esta espécie possui baixa plasticidade ecofisiológica e permaneceu sob níveis ótimos fisiológicos, e demonstra ausência de estresses ambientais. Ainda, *R. grandis* é caracterizada por ser alta produtora de fitólitos em Capões de Mata, característica esta que pode atenuar possíveis estresses ambientais.
- iv) Capazes de sobreviver em rejeito de minério de ferro (RMF) e produzirem alta quantidade de fitólitos. Assim, mostrou-se eficiente e com um grande potencial para ser utilizada em projetos de restauração de áreas ripárias degradadas pelo derramamento de minério de ferro.
- v) Possui capacidade de desenvolver-se em organossolos que foram degradados pelo fogo durante anos, e as características físicas e químicas dos organossolos pós-fogo não fornecem impedimentos para o seu desenvolvimento.